



Interreg
Austria-Hungary



European Union – European Regional Development Fund

RaabSTAT

RaabSTAT

PHYSIKALISCH-CHEMISCHE UND BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN DER RAAB IN ÖSTERREICH



RaabSTAT

PHYSIKALISCH-CHEMISCHE UND BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN DER RAAB IN ÖSTERREICH

Version 14. Januar 2021

AutorInnen Umweltbundesamt GmbH: Dipl. Geog. Dr. Oliver Gabriel, Mag. Gerald Hochedlinger, Marianne Bertine Broer MSc., Mag. Franko Humer
DWS Hydro-Ökologie GmbH: Sabrina Eidinger MSc., Mag. Dr. Harald Krisa, Mag. Elisabeth Sigmund MSc., Mag. Dr. Georg Wolfram

MitarbeiterInnen DWS Hydro-Ökologie GmbH: Claudia Dienstl MSc., Ulrich Donabaum MSc., Mag. Dr. Monika Großschartner, Daša Hlúbiková PhD, DI Wolfram Stockinger

Quellen siehe Kap. 10

Im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, in Abstimmung mit dem Amt der Steiermärkischen Landesregierung und dem Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT).

Gefördert von 
European Union – European Regional Development Fund

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	4
Chemie	4
Biologie	11
Extended Summary	14
Chemistry	14
Biology	20
1 Einleitung und Zielsetzung	23
2 Durchgeführte Maßnahmen	24
3 Untersuchungsprogramm und Datenquellen	27
3.1 Physikalisch-chemische Untersuchungen	27
3.1.1 Untersuchungsgebiet	27
3.1.2 Eigene Erhebungen	28
3.1.3 Fremddaten	30
3.1.4 Unterschiede und Übereinstimmungen mit den Raab Surveys 2008 und 2009	31
3.1.5 Methodik	32
3.2 Biologische Untersuchungen	33
3.2.1 Untersuchungsgebiet	33
3.2.2 Eigene Erhebungen	59
3.2.3 Fremddaten	59
3.2.4 Unterschied und Übereinstimmung zwischen Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019	60
3.2.5 Methodik	62
4 Ergebnisse	69
4.1 Meteorologische und hydrologische Rahmenbedingungen	69
4.2 Physikalisch-chemische Untersuchungen	71
4.2.1 Darstellung der Emissionssituation	71
4.2.2 Konzentrationen im Längsverlauf	78
4.2.3 Darstellung der Frachtsituation an der Messstelle Neumarkt	119
4.2.4 Plausibilisierung und Einordnung der Messergebnisse	121
4.3 Biologische Untersuchungen	130
4.3.1 Ergebnisse Phytobenthos	130
4.3.2 Ergebnisse Makrozoobenthos	151
4.3.3 Ergebnisse Fischökologie	166
5 Gesamtresümee	175
6 Abkürzungsverzeichnis	179
7 Literaturverzeichnis	181
8 Abbildungsverzeichnis	183
9 Tabellenverzeichnis	188
10 Quellenangaben/©	192
11 Anhang	193
11.1 Tabellen mit Messwerten	193
11.2 Taxalisten	197
11.3 Bewertungstabellen	212

Zusammenfassung

Chemie

Allgemeines

Im Projekt RaabSTAT wurden im Rahmen der physikalisch-chemischen Untersuchungen auf österreichischem Staatsgebiet insgesamt 27 Messstellen an der Raab und der Lafnitz untersucht. Es handelt sich hierbei um 13 Immissionsmessstellen (zwölf Raab- und eine Lafnitzmessstelle), sowie 14 Abwasseruntersuchungen (sechs kommunale Kläranlagen und sieben betriebliche Einleiter, die in die Raab einleiten und eine kommunale Kläranlage, die in die Lafnitz einleitet). Die Probenahme fand in der Woche vom 7. bis 11. Oktober 2019 statt.

Die Probenahme bei den Fließgewässermessstellen und Abwassereinleitern erfolgte jeweils als Einzelstichprobe, sodass nur eine für den Beprobungszeitpunkt repräsentative Probenahme vorliegt.

Für die Einleiter erfolgte die Berechnung stoffspezifischer Einleitetrachten auf Basis von Tagesabflüssen und den (anhand eines einmaligen Stichprobenergebnisses) gemessenen Ablaufkonzentrationen.

Für den Pegel Neumarkt wurden für ausgewählte Parameter Immissionsfrachten anhand der einmaligen Stichprobenergebnisse und anhand von Abflussdaten von Pegeln des Hydrographischen Dienstes berechnet. Die Frachten der Untersuchung von 2019 wurden jenen von 2009 gegenübergestellt.

Hydrologische Rahmenbedingungen

Während beim Raab Survey 2009 die Wasserführung zum Teil doppelt so hoch war wie die langjährige Mittelwasserführung, lag beim Projekt RaabSTAT 2019 eine Abflusssituation vor, die im Bereich des mittleren, jährlichen Niederwassers einer langjährigen Reihe lag. An der Raab übertrafen demnach im Jahr 2009 die Abflüsse zur Zeit der Probenahme jene von 2019 um das 4,4- bis 6,4-Fache.

Dieser Unterschied hat zur Folge, dass im Jahr 2009 zum einen ein deutlich höheres Verdünnungspotenzial für Punktquelleneinträge durch das empfangende Gewässer vorliegt und zum anderen mit deutlich höheren Einflüssen durch diffuse Einträge zu rechnen ist. Für 2019 weist die Raab aufgrund des sehr geringen Abflusses ein minimales Verdünnungspotenzial auf, wodurch sich konstante Einleitungen aus Punktquellen auf die Konzentration im Gewässer stark auswirken.

Gegenüberstellungen stoffspezifischer Immissionskonzentrationsverläufe sowie Frachtvergleiche an Pegelmessstellen sind nur unter diesem Gesichtspunkt zu sehen, weshalb ein direkter Vergleich (z. B. der Auswirkung von Punktquelleneinleitungen auf den Gewässerzustand) zwischen beiden Momentaufnahmen von 2009 und 2019 nicht möglich ist.

Maßnahmen zur Reduzierung der stofflichen Einleitemengen bei den drei Lederfabriken

Im Zuge des Raab-Aktionsprogramms wurden folgende rechtliche Anpassungen bei den Lederfabriken an den Standorten Wollsdorf, Feldbach und Jennersdorf in die Praxis umgesetzt:

- Anpassung der Abwasserreinigung an den Stand der Technik aufgrund der rechtlichen Vorgaben,
- Durchführung von innerbetrieblichen Maßnahmen im Bereich der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik,
- Bau und Inbetriebnahme der tertiären Reinigungsstufe.

Vergleich der Emissionssituation zwischen den Untersuchungen 2009 und 2019

Ein Vergleich berechneter, stoffspezifischer Emissionsfrachten zwischen den Untersuchungen 2009 und 2019 kann nur unter dem Vorbehalt durchgeführt werden, dass es sich bei beiden Untersuchungen um Momentaufnahmen auf Basis einmaliger Stichprobenereignisse handelt und die berechneten Frachten aus diesem Grund keinesfalls repräsentativ für einen größeren Zeitraum (z. B. für das jeweilige Untersuchungsjahr) sind.

Insgesamt kam es zwischen den beiden Momentaufnahmen Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 zu einem Anstieg der durch Punktquellen (kommunale Kläranlagen und betriebliche Einleiter) eingeleiteten Abwassermengen um 14 % (2009: 16.915 m³/d; 2019: 19.262 m³/d).

Ein Vergleich der Emissionssituation von 2009 und 2019 (auf Grundlage von Stichproben) zeigt eine deutliche Reduktion der Stoffeinträge aus Punktquellen. Insbesondere die Emissionen aus den Direktleitern und hier insbesondere der Lederfabriken konnten aufgrund verschiedener Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung auf den betrieblichen Kläranlagen deutlich reduziert werden. Dies betrifft vor allem die Einträge von organischen Schmutzstoffen und Nährstoffen (mit Ausnahme von Nitrat), aber auch anderer Stoffe wie AOX, Eisen und Chrom. Auch für die kommunalen Kläranlagen wurden für Ammonium und die Phosphorfraktionen (Orthophosphat-P und Gesamtphosphor) deutliche Reduktionen der Einleitetrachten ermittelt. Bei anderen Stoffen liegen die Emissionsfrachten in derselben Größenordnung wie bei der Untersuchung 2009. Eine Erhöhung der Einleitetracht wurde nur für wenige Parameter (z. B. Kalium, Nitrat-N) festgestellt. Bei anderen Stoffen, wie den endokrinen Disruptoren, ist ein Vergleich der berechneten Emissionsfrachten nicht zielführend, da die ermittelten Konzentrationen häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) liegen und entsprechend über die Konvention für alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze der halbe Wert der BG verwendet wird. Je nach Häufigkeit des Auftretens der Unterschreitungen der BG ergibt sich somit ein umso stärker ausschließlich aus dieser Konvention resultierender Emissionswert.

Trotz der teilweise deutlichen Reduktion der Einleitetrachten aus Punktquellen ergaben sich bei den deutlich geringeren Abflussverhältnissen im Jahr 2019 für bestimmte Stoffe (z. B. Chlorid, Sulfat, Natrium und Kalium) erhöhte Konzentrationen, die im Längsverlauf der Raab zunehmen.

Für andere Stoffe ergeben sich trotz der deutlich geringeren Verdünnungskapazität im Jahr 2019 dagegen ähnliche oder geringere Konzentrationen als im Jahr 2009. Dies liegt zum einen an den geringeren Einleitetrachten aus Punktquellen und zum anderen an einer geringeren Beeinflussung der Konzentrationen durch diffuse Einträge im Jahr 2019.

Ein direkter Vergleich der Immissionskonzentrationen von 2009 und 2019 ist nicht zulässig. Zu groß sind die Unterschiede, die sich aus der stark unterschiedlichen Wasserführung ergeben. Dies betrifft insbesondere die deutliche Beeinflussung des Verdünnungspotenzials, die Veränderung von Retentions- und Abbaubedingungen in der fließenden Welle sowie die signifikant unterschiedliche Relevanz der Einträge aus diffusen Quellen.

Der eigentliche Anlass der Durchführung von grenzüberschreitenden Raab Surveys waren erhöhte Schaumbeobachtungen im Bereich der Wehranlage St. Gotthard/Szentgotthárd um die Jahrtausendwende. Bei der aktuellen Untersuchung konnte keine Schaumbildung festgestellt werden. Zudem wurde eine deutliche Verbesserung der Oberflächenspannung im eingeleiteten Abwasser der Lederfabriken nachgewiesen.

Im Detail lassen sich folgende stoffspezifische Ergebnisse ableiten:

Salze

Die grundsätzlich hohen Einträge von Natrium, Chlorid und Sulfat sind vorwiegend auf die Einträge der Lederfabriken zurückzuführen, wo gesalzene Tierhäute verarbeitet werden. In Summe zeigten sich für diese Salze keine großen Unterschiede in den Einleitefrachten zwischen den beiden Momentaufnahmen 2009 und 2019 (Chlorid 19,3 t/d bzw. 18,8 t/d; Natrium 15,9 t/d bzw. 15 t/d; Sulfat 9,3 t/d bzw. 10,3 t/d).

Während jedoch für Chlorid bei Wollsdorf Leder und Boxmark Jennersdorf 2019 höhere Einleitefrachten berechnet wurden, konnte für Boxmark Feldbach eine deutliche Reduktion der emittierten Chloridfracht (von 7676 kg/d auf 2546 kg/d, d. h. auf ein Drittel des Wertes von 2009) nachgewiesen werden.

Die Immissionskonzentrationen für Chlorid, Natrium und Sulfat (sowie die elektrische Leitfähigkeit) liegen nach der Einleitung der ersten Lederfabrik Wollsdorf Leder bei der Momentaufnahme 2019 über den Werten von 2009. Diese Zunahme ist (bei vergleichbaren Einleitefrachten) einzig auf die deutlich geringere Wasserführung bzw. dem daraus resultierenden geringeren Verdünnungspotenzial der Raab im Jahr 2019 zurückzuführen.

Umgekehrt wurden am Pegel Neumarkt im Jahr 2009 deutlich höhere Immissionsfrachten gegenüber 2019 berechnet (für Chlorid und Sulfat etwa 3-mal so hoch, für Natrium etwa doppelt so hoch). Auch dieser Effekt ist (bei weitgehend gleichbleibenden Einträgen durch Punktquellen) überwiegend auf den höheren Abfluss im Jahr 2009 und den damit zusammenhängenden höheren diffusen Einträgen zurückzuführen.

Oberflächenspannung

Die Oberflächenspannungen der Immissionsproben bewegten sich bei der Untersuchung 2019 im selben Bereich wie beim Raab Survey 2009. Die Abwasserproben der untersuchten Einleiter, insbesondere der Abläufe der Lederfabriken, weisen jedoch im Jahr 2019 deutlich verbesserte Werte gegenüber dem Raab Survey 2009 auf. Hier ist der Zusammenhang zwischen abnehmender Oberflächenspannung und zunehmender Schaumbildung zu erwähnen. Während bei den Lederfabriken im Jahr 2009 noch Werte zwischen 55,9 mN/m und 61,1 mN/m gemessen wurden, lagen die Werte der aktuellen Untersuchung zwischen 71,6 mN/m und 72,6 mN/m und damit in derselben Größenordnung, wie jene der Immissionsproben.

Organische Belastungen (Sauerstoffhaushalt)

Bei den Parametern zur Erfassung von organischen Belastungen (DOC, BSB₅, CSB) kam es generell zwischen den beiden stichprobenartigen Untersuchungen von 2009 und 2019 zu einer deutlichen Reduktion der Summe der Einleitefrachten (DOC von 369 kg/d auf 240 kg/d; BSB₅ von 191,3 kg/d auf 57,6 kg/d; CSB von 1550,7 kg/d auf 720,0 kg/d).

Während die Einleitefrachten der kommunalen Kläranlagen annähernd gleich blieben, sind die Verringerungen der Frachten überwiegend auf signifikante Reduktionen in den Einleitungen der drei Lederfabriken zurückzuführen.

Diese verringerten Einträge führen u. a. auch dazu, dass die Immissionskonzentrationen für DOC und BSB₅ im Jahr 2019 trotz einer deutlich geringeren Wasserführung in derselben Größenordnung, wie im Jahr 2009 liegen.

Nährstoffverhältnisse

Sowohl für Stickstoff (von 417 kg/d auf 357 kg/d), als auch für Gesamtphosphor filtriert (von 13,8 kg/d auf 4,7 kg/d) wurde zwischen den beiden Momentaufnahmen 2009 und 2019 eine Reduktion der Summe der Emissionsfrachten festgestellt.

Während bei den Stickstoffparametern die Nitratemissionsfracht sogar (von 267 kg/d auf 324 kg/d) zugenommen hat, gab es bei Ammonium (von 51 kg/d auf 3 kg/d) eine signifikante Abnahme. Bei Phosphor wurde für Orthophosphat-P (o-PO₄-P) ebenfalls eine signifikante Reduktion der Emissionsfracht (von 8,2 kg/d auf 3,4 kg/d) gemessen. Die Reduktionen sind in beiden Fällen auf geringere Emissionsmengen von kommunalen Kläranlagen, als auch von industriellen Direkteinleitern zurückzuführen.

Wie bei den organischen Parametern (DOC und BSB₅) bewegen sich die Immissionskonzentrationen der Nährstoffparameter in denselben Konzentrationsbereichen, wie bei der Untersuchung im Jahr 2009, obwohl wieder zu berücksichtigen ist, dass bei der aktuellen Untersuchung eine deutlich geringere Wasserführung vorherrschte. Die Konzentrationsverläufe zeigen auch, dass oft kein oder nur ein sehr geringer Einfluss durch die Abwassereinleitungen der untersuchten Einleiter auf die Immissionskonzentrationen der jeweiligen Nährstoffparameter ersichtlich ist.

Am Pegel Neumarkt wurden gegenüber dem Jahr 2019 für Nährstoffparameter im Jahr 2009 zum Zeitpunkt der Stichproben deutlich höhere Tagesfrachten berechnet. Dies ist, neben den bereits geschilderten rückläufigen Einleitetrachten, insbesondere auf einen geringeren Einfluss diffuser Einträge am Stichtag der Probenahme des Jahres 2019 zurückzuführen.

Alkali- und Erdalkalimetalle

Für die Alkali- und Erdalkalimetalle (Calcium, Kalium und Magnesium) zeigen sich keine nennenswerten Unterschiede zwischen der Probenahme des Jahres 2009 und der des Jahres 2019.

Metalle

Während beim Raab Survey im Jahr 2009 bei den meisten Schwermetallen kein Nachweis in den Abwasser- und Immissionsproben erfolgte, kamen bei der Aufnahme im Jahr 2019 Verfahren mit deutlich geringeren Bestimmungs- und Nachweisgrenzen zur Anwendung, weshalb deutlich mehr Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurden.

Bei Chrom liegen die höchsten Einleitetrachten bei den drei Lederfabriken vor (ca. 30 g/d bis 70 g/d). Diese bewirken einen deutlichen Anstieg der Immissionskonzentrationen in der Raab, wobei der höchste gemessene Wert von 2,6 µg/l noch deutlich unter der Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) von 9 µg/l liegt. Chrom ist damit das einzige Schwermetall, bei dem ein Zusammenhang zwischen den Emissionsfrachten der Punktquellen und dem Konzentrationsanstieg in der Raab ersichtlich ist. Gegenüber 2009 konnten die Emissionen aus Lederfabriken von ca. 0,2 kg/d auf 0,14 kg/d reduziert werden.

Für Kupfer liegen die Emissionsfrachten der Einleiter in die Raab im Jahr 2019 alle unter 10 g/d und damit in derselben Größenordnung wie bei der Untersuchung im Jahr 2009. Die transportierte Kupferfracht von 0,2 kg/d am Pegel Neumarkt kann nur zu einem Viertel aus den Abwassereinleitungen der untersuchten Punktquellen erklärt werden. Dazu passt auch, dass kein signifikanter Anstieg der untersuchten Einleiter auf die Immissionskonzentration feststellbar war.

Für Nickel liegen die Emissionsfrachten der Einleiter in die Raab im Jahr 2019 im Bereich von 10 g/d oder darunter. Die Emissionen der Punktquellen machen nur ein Sechstel der transportierten Nickelfracht von 0,3 kg/d am Pegel Neumarkt aus.

Die Summe der berechneten Cadmium-Emissionsfrachten liegt im Jahr 2019 bei lediglich 0,15 g/d. Die Immissionskonzentrationen liegen relativ konstant um ca. 0,008 µg/l. Ein Einfluss der untersuchten Einleitefrachten auf die Immissionskonzentration ist nicht ersichtlich.

Die Summe der berechneten Blei-Emissionsfrachten durch Punktquellen im Jahr 2019 liegt bei 2,6 g/d. Bei Blei kam es im Längsverlauf sogar zu einer Abnahme der Immissionskonzentration (von 0,2 µg/l auf ca. 0,025 µg/l).

Quecksilber konnte im Jahr 2019 in keiner Immissionsprobe nachgewiesen werden (die Nachweisgrenze lag bei 0,0005 µg/l), weshalb die zulässige Höchstkonzentrations-Umweltqualitätsnorm von 0,07 µg/l auch immer deutlich unterschritten wurde.

Bezüglich der punktförmigen Einleitungen von Eisen wurde zwischen den Stichproben von 2009 und 2019 eine Reduktion von 3,1 kg/d auf 2,4 kg/d nachgewiesen. Diese ist v. a. auf verringerte Einträge durch industrielle Einleiter, insbesondere der Lederfabriken zurückzuführen. Trotz ähnlicher Frachten bei den untersuchten Punktquellen wurden im Jahr 2009 im Vergleich zum Jahr 2019 am Pegel Neumarkt höhere Frachten ermittelt. Dies ist auf einen erhöhten Einfluss diffuser Einträge im Jahr 2009 zurückzuführen.

Sonstige Summen- und Gruppenparameter

Die Einleitungen von AOX aus den untersuchten Punktquellen waren mit 0,8 kg/d im Jahr 2019 deutlich niedriger, als jene des Jahres 2009, mit 3,0 kg/d. Dabei lagen die Emissionen von industriellen Einleitern mit 0,5 kg/d deutlich niedriger als noch 2009 (2,4 kg/d). Die ermittelten Immissionskonzentrationen in der Raab zeigen mit 0,03 mg/l im Jahr 2019 Werte, die trotz deutlich geringerem Verdünnungspotential der Raab vergleichbar sind mit jenen des Jahres 2009. Die UQN von 50 µg/l wird dabei deutlich unterschritten.

Die MBAS weisen in den Jahren 2009 und 2019 mit 1,8 kg/d bzw. 1,6 kg/d vergleichbare Emissionen aus Punktquellen auf. Die Reduktion ist auf geringere Emissionsfrachten aus den Lederfabriken (von 1,2 kg/d im Jahr 2009 auf 1,0 kg/d im Jahr 2019) zurückzuführen. Die Immissionskonzentrationen in der Raab liegen zwischen 0,01 mg/l und 0,1 mg/l.

Endokrine Disruptoren

Für Nonylphenol liegen alle Immissionskonzentrationen unterhalb oder im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l. Ähnliche Konzentrationen (bis 0,07 µg/l) wurden 2009 bei einer BG von 0,03 µg/l ermittelt. Die Emissionen aus Punktquellen sinken von 2009 auf 2019 für Nonylphenol von 0,0025 kg/d auf 0,0005 kg/d. Da 2019 viele Emissionskonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze

grenze lagen, beeinflusst die Konvention für die Emissionsberechnung (Konzentrationen unterhalb der BG werden mit dem halben Wert der BG angesetzt) das Ergebnis aber stark.

Die Nonylphenol Ethoxylate (NP1EO) liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l.

Für das Nonylphenol Ethoxylat (NP2EO) konnte bei einer Bestimmungsgrenze von 0,02 µg/l maximale Immissionskonzentrationen von 0,079 µg/l im Oberlauf der Raab ermittelt werden.

Ein Vergleich der Immissionskonzentrationen für Octylphenol ist nicht möglich. Die BG von 2019 (0,05 µg/l) war zehnmal so hoch, wie die des Jahres 2009 (0,005 µg/l). Die Immissionskonzentrationen, aber auch Konzentrationen der untersuchten Punkteinleiter lagen im Jahr 2019 allesamt unterhalb der Nachweisgrenze von 0,025 µg/l. Im Jahr 2009 wurden für Octylphenol Konzentrationen zwischen 0,02 und 0,035 µg/l ermittelt. Ob es im Jahr zu einer weiteren Verringerung der Konzentrationen unter den Wert der Nachweisgrenze, also von 0,025 µg/l kann anhand der durchgeführten Analysen nicht belegt werden.

Auch für die Octylphenol Ethoxylate (Octylphenol 1-ethoxylat und Octylphenol 2-ethoxylat) liegen alle immissionsseitigen und emissionsseitigen Messwerte unter der Bestimmungsgrenze.

Für Bisphenol A liegen für 2009 keine Vergleichswerte vor. 2019 liegen die Immissionskonzentrationen zwischen 0,011 µg/l und 0,07 µg/l und sind somit deutlich unter der UQN von 1,6 µg/l.

Weitere synthetische Schadstoffe

Während im Jahr 2009 bei den Stichproben für LAS bei einer Bestimmungsgrenze von 5 µg/l noch Konzentrationen zwischen 5 µg/l und 6 µg/l und ein Maximum von 10 µg/l ermittelt wurden, liegen im Jahr 2019 alle Immissionskonzentrationen in der Raab unterhalb der deutlich niedrigeren Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l. Die UQN für LAS liegt bei 270 µg/l. Im Jahr 2009 konnte in allen Abläufen LAS gemessen werden. 2019 lagen alle Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l. Im Jahr 2009 wurden Tagesfrachten aus den beprobten Einleitern von 0,08457 kg/d berechnet. 2019 konnten noch 0,00009 kg/d nachgewiesen werden, dabei wurde für die Frachtberechnung jedoch ausschließlich die Konvention, der Verwendung des halben Konzentrationswertes der BG, verwendet.

Für die untersuchten Naphthalinsulfonate konnten keine Immissions- und Emissionskonzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt werden.

Bei den Naphthalindisulfonaten weist 1,5-NDSA im Jahr 2019 verglichen mit dem Jahr 2009 unterhalb der Einleitung von Boxmark Feldbach bis zu doppelt so hohe Immissionskonzentrationen auf. Die maximalen Konzentrationen liegen bei 13 µg/l. Diese tritt auch unterhalb der Einleitung der Lederfabrik Schmid Wollsdorf auf. Emissionsseitig wurde jedoch eine Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,12 µg/l ermittelt, was zu einer minimalen Einleitungsfracht führt. Der ermittelte Emissionswert für Schmid Wollsdorf kann den Konzentrationsanstieg unterhalb der Einleitung nicht erklären. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass es entweder zu Schwankungen der 1,5-NDSA Konzentrationen im Ablauf während der Probenahme gekommen ist, oder analytische Probleme aufgetreten sind. Bei 1,6-NDSA und 2,6-NDSA liegen die Immissionsseitigen Konzentrationen des Jahres 2019 allesamt unterhalb der Nachweisgrenze von 0,08 µg/l (für 1,6-NDSA) und 0,057 µg/l (für 2,6-NDSA). Im Jahr 2009 konnten dagegen noch maximale Konzentrationen von 3,5 µg/l und 0,32 µg/l in der Raab ermittelt werden.

Für Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) konnte im Jahr 2019 vereinzelt Immissionskonzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l ermittelt werden. Die gemessenen Konzentrationen sind vergleichbar mit jenen von 2009 und weisen eine maximale Konzentration von 0,32 µg/l auf und liegen somit noch deutlich unter der JD-UQN von 1,3 µg/l. Im Jahr 2009 konnte Di(2-ethylhexyl)phthalat in den Abläufen sämtlicher beprobter Einleiter ermittelt werden. 2019 lagen nur drei Messwerte oberhalb der BG von 0,2 µg/l.

Plausibilisierung und Einordnung der Messergebnisse

Neben einer Darstellung der Konzentrationen in der Raab an den Beprobungstagen des RaabSTAT werden langjährige Konzentrationsmessungen des Bundes und der Länder (2011-2018) an den zehn verfügbaren Messstellen herangezogen. Ein Vergleich der Messwerte 2009 und 2019 mit gemessenen Konzentrationen aus dem Untersuchungsprogramm der Systematischen Umweltkontrolle soll helfen die Ergebnisse des Surveys anhand eines größeren Datenpools besser einzuordnen. Sie ermöglicht auch eine bessere Darstellung der Einleitungs- und Verdünnungssituation zu den jeweiligen Stichtagen und zeigt die in den Jahren 2009 und 2019 ermittelte Konzentration in Relation zur Konzentrationsverteilung aus den Jahren 2011-2018.

Diese Vorgehensweise wird exemplarisch für jene Stoffe durchgeführt, für die eine Risikoabschätzung anhand von verordneten (typspezifischen) Richtwerten für allgemein physikalisch-chemische Parameter durchgeführt wird. Damit beschränkt sich die Darstellung auf Sauerstoffgehalt (O₂), biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), die Stickstofffraktionen Nitrit-N (NO₂-N), Ammonium-N (NH₄-N) und Nitrat-N (NO₃-N) sowie auf Orthophosphat-P (PO₄-P), Gesamtphosphor (P_{ges}) und Chlorid (Cl).

Am deutlichsten spiegeln die Chlorid Konzentrationen die Verdünnungssituation der Momentaufnahmen von 2009 und 2019 wider. Liegen die Chlorid-Konzentrationen des Jahres 2019 in der Datengsamtheit im oberen 95er bis 100er Perzentil, in dem die extrem hohen Werte abgebildet werden, liegen sie 2009 im niedrigen Bereich, nämlich dem 5-25er Perzentil. Damit zeigt sich, dass Chlorid bei annähernd gleichbleibenden Emissionsfrachten aus Punktquellen (2009 und 2019) im Jahr 2019 statistisch gesehen sehr hohe Fließgewässerkonzentrationen verursacht, während es bei Wasserführungen größer Mittelwasser zu sehr moderaten Konzentrationen führt. Auch die BSB₅, die DOC und PO₄-P Konzentrationen variieren beim Projekt RaabSTAT 2019 je nach Messstelle zwischen 75er und 95er Perzentil, manchmal sogar noch darüber. Die Konzentrationen aus 2009 sind dagegen eher im Bereich des 50er bis 75er Perzentils (BSB₅ und PO₄-P) oder des 25 bis 50er Perzentils (DOC) angesiedelt. Mittlere Konzentrationsbereiche weisen die Messungen des RaabSTAT 2019 für NH₄-N aus, ähnlich wie die Ergebnisse von 2009, die aber von Messstelle zu Messstelle stark schwanken. Die 2019 ermittelten NO₃-N Konzentrationen bilden mittlere bis untere Konzentrationsbereiche ab, die sich im Bereich des 5 bis 25er Perzentils bewegen. Die Werte von 2009 liegen nur leicht darüber. Für NO₂-N repräsentieren die Konzentrationsverläufe von 2009 und 2019 geringe Konzentrationsbereiche, die im unteren, 5 bis 25er Perzentil liegen. Hier treten in der Stichprobe der Messungen der Jahre 2011-2018 häufig auch deutlich höhere Konzentrationen auf.

Biologie

Allgemeines

Ziel der biologischen Untersuchungen im Projekt RaabSTAT war eine Bewertung des ökologischen Zustands der Raab vom Oberlauf bis zur ungarischen Grenze. Für die Bewertung nach den Qualitätselementen Phytobenthos und Makrozoobenthos wurden am 18. und 19.09.2019 insgesamt elf Messstellen an der Raab und der Lafnitz untersucht. Es erfolgte eine Gegenüberstellung der Ergebnisse der Erhebungen 2019 mit jenen von 2009. Weiters wurden vorliegende Daten seit dem letzten Raab Survey 2009 miteingebunden. Die Darstellung der Situation des Qualitätselements Fische basierte ausschließlich auf Daten aus früheren Aufnahmen.

Phytobenthos

Die benthische Algengemeinschaft indizierte im Längsverlauf der Raab eine tendenzielle Zunahme der Trophiezeiger, die auch in vergangenen Untersuchungen beobachtet wurde. Punktuelle Anstiege der Trophieindizes fielen räumlich mit Nährstoffanstiegen zusammen. Ob ein ursächlicher Zusammenhang der Algenzönosen mit punktuellen Einleitungen durch Abwasserreinigungsanlagen und Industriebetrieben bestand, ließ sich nicht mit Sicherheit nachweisen. Die Zusammensetzung des Phytobenthos repräsentierte einen mehrwöchigen Entwicklungsprozess, die vorliegenden Daten der Nährstoffchemie waren nur tagesaktuelle Einzelmessungen.

Es konnten im Jahresvergleich erhebliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren festgestellt werden. Beim Vergleich mussten jedoch methodische Unterschiede sowie teilweise unterschiedliche Bewertungsansätze berücksichtigt werden. Auch die Abflusssituation beeinflusste die Zusammensetzung des Phytobenthos. Insgesamt konnte von 2009 bis 2013 eine tendenzielle Verbesserung der Trophie beobachtet werden, von 2013 bis 2019 eine Zunahme der Nährstoffbelastung.

Die Untersuchung des Qualitätselements Phytobenthos ergab 2019 so wie in den meisten Jahren des Vergleichszeitraums 2009-2019 eine Zunahme der Trophieindizes im Längsverlauf der Raab zwischen Arzberg und der Staatsgrenze. Während im Oberlauf (bis Bahnhof Takern I) meistens der *gute ökologische Zustand* festgestellt werden konnte, indizierten die Aufnahmen ab Gniebing wie in den meisten Jahren davor einen *mäßigen ökologischen Zustand*.

Die Bewertungen der Lafnitz waren 2009-2019 ähnlich bzw. tendenziell besser als jene der Raab vor der Lafnitz-Einmündung.

Makrozoobenthos

Die Makrozoobenthosgemeinschaft zeigte 2019 wie bereits 2009 im Längsverlauf der Raab eine zunehmende Belastung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen. Verschiedene Untersuchungsjahre zeigten an den einzelnen Messstellen eine hohe Variabilität, ein zeitlicher Trend war jedoch nicht gegeben. In einzelnen Jahren wurde tendenziell ein höherer bzw. niedrigerer Saprobienindex beobachtet, was neben der natürlichen Variabilität auf unterschiedliche Erhebungszeitpunkte und Abflusssituationen zurückzuführen ist. Über mehrere Jahre waren Zuleitungen von Abwasserreinigungsanlagen und Industriebetrieben durch Anstiege des Saprobienindex auf Höhe St.Ruprecht/Wollsdorf, Boxmark Feldbach und Boxmark Jennersdorf erkennbar. Die hohe natürliche Variabilität könnte auch eine mögliche Verbesserung der saprobiellen Situation überdecken, die als Folge der seitens der lederverarbeitenden Betriebe gesetzten Maßnahmen zu erwarten wäre.

Innerhalb des Moduls „Allgemeine Degradation“ war im Vergleich der Jahre 2009 und 2019 eine Entspannung der Raab bis Takern erkennbar, ab Gniebing indizierte die Zönose eine verstärkte Abweichung vom Referenzzustand. Die Ergebnisse ab Gniebing könnten neben anthropogenen Einflüssen wie z. B. strukturellen Defiziten (auch indirekter Einfluss der Stauräume) auch durch die niedrigeren Abflussverhältnisse 2019 erklärt werden.

Die Gesamtbewertung nach dem Qualitätselement Makrozoobenthos ergab 2019, so wie in den meisten Jahren des Vergleichszeitraums 2009-2019, eine Veränderung des ökologischen Zustands im Längsverlauf der Raab. Während im Oberlauf (bis Bahnhof Takern I) meistens der *gute ökologische Zustand* festgestellt werden konnte, indizierten die Aufnahmen ab Gniebing wie in den meisten Jahren zuvor einen *mäßigen ökologischen Zustand*.

Betrachtet man nur den Saprobienindex, dem für die Fragestellung des Projekts RaabSTAT eine größere Bedeutung zukommt als den multimetrischen Indizes MM1 und MM2, so liegen die meisten Stellen im *guten Zustand*; zwei Standorte bei Mitterdorf und stromauf Wollsdorf wurden als *sehr gut*, die Grenzstrecke Mogersdorf als *mäßig* bewertet. Die ungarische Aufnahme ergab bei Mogersdorf einen *guten ökologischen Zustand*.

Wie beim Phytobenthos waren die Bewertungen der Lafnitz 2009-2019 ähnlich bzw. tendenziell besser als jene der Raab vor der Einmündung der Lafnitz.

Fische

Die Darstellung der Ergebnisse des Qualitätselements Fische beruht auf vorhandenen Daten. Seit dem Jahr 2009 fanden nur wenige Fischbestandsaufnahmen in der Raab statt, vor allem im steirischen Ober- und Mittellauf bis stromauf Wollsdorf. Im Potamal liegen seit 2009 neuere Daten aus Takern, Hohenbrugg-Welten und Neumarkt vor.

In faunistischer Hinsicht ist die Raab deutlich ärmer als die Lafnitz, die jedoch im Unterlauf ein besseres Strukturangebot an Nebengewässern besitzt und zudem in geringerem Ausmaß hydromorphologisch beeinträchtigt ist als die Raab. Die Individuendichte schwankte bei den 19 ausgewerteten Aufnahmen in der Raab zwischen knapp 300 und über 8600 Ind./ha, die Biomasse zwischen 13 kg/ha und 369 kg/ha. Niedrig war der Bestand vor allem im Rhithral, die höchsten Werte wurden im Jahr 2009 im Epipotamal Höhe Rohr und Lödersdorf nachgewiesen. In der Strecke auf Höhe Neumarkt variierten die Bestände an vier Aufnahmen zwischen 2009 und 2019 nur geringfügig.

In der Zustandsbewertung lösten Abweichungen beim Fischregionsindex und die geringe Biomasse das sogenannte k.o.-Kriterium aus; mit Werten von 4 und 5 für den Fish Index Austria wurden einzelne Strecken daher als *unbefriedigend* bis *schlecht* bewertet. Der Großteil der Fischbestandsaufnahmen ergab jedoch für die Raab eine *mäßigen bis guten Zustand*. Im Potamal wurde nur ein Standort als *mäßig*, alle übrigen als *gut* bewertet. Auch die Lafnitz wies nach den fischökologischen Aufnahmen von 2009 und 2013 einen *guten ökologischen Zustand* auf.

Die Abweichung vom Zielzustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im rhithralen Ober- und Mittellauf konnte plausibel mit den hydrologischen Beeinträchtigungen in Zusammenhang gebracht werden. Ein Einfluss von Fischprädatoren war nicht auszuschließen, aber auch durch keine fundierten Daten belegt. Die im Unterlauf der Raab getroffenen Maßnahmen zur Altarmenbindung führten bislang zu keinen erkennbaren Auswirkungen, wobei die Datenlage für gesicherte Aussagen zur zeitlichen Entwicklung sehr gering ist. Eine signifikante und nachhaltige Verbesserung bzw. eine Annäherung an die faunistisch reichhaltigere Lafnitz kann am ehesten durch effektive Wiederherstellung

des Wanderkorridors aus der ungarischen Raab nach Österreich erreicht werden. Es ist allerdings neuerlich festzuhalten, dass sich der österreichische Potamalabschnitt der Raab bereits derzeit aus fischökologischer Sicht überwiegend im *guten Zustand* befindet.

Extended Summary

Chemistry

General aspects

In the RaabSTAT project, a total of 27 measuring points on the Raab and Lafnitz rivers were investigated as part of the physico-chemical investigations on Austrian territory. These are 13 immission measuring stations (twelve Raab and one Lafnitz measuring station) and 14 waste water investigations (six municipal waste water treatment plants into the Raab, one into the Lafnitz and seven operational dischargers into the Raab). The sampling took place in the week from October 7th to 11th 2019.

Sampling at the watercourse measuring points and wastewater dischargers is carried out as individual samples, so that samples are only representative for the moment when samples were taken.

For the dischargers, a substance-specific discharge load was calculated on the basis of daily discharge rates and measured discharge concentrations (on the basis of a single sampling event).

For the Neumarkt gauge, immission loads were also calculated for selected parameters on the basis of measured concentrations from single sampling events and on discharge rates from gauges operated by the Hydrographic Service. The loads of the 2019 study were compared with those of the Raab Survey 2009.

Hydrological conditions

While in the case of the Raab Survey 2009 the water flow was at some stations twice as high as the long-term mean discharge, flow rates in the project RaabSTAT 2019 were in the range of the mean annual low water of a long-term series. According to this, runoffs of the Raab in 2009 at the time of sampling exceeded those of 2019 by a factor of 4.4 to 6.4.

This difference means that, on the one hand, there is a significantly higher dilution potential for point source inputs by the receiving water body in 2009 and, on the other, significantly higher impacts from diffuse inputs are to be expected. For 2019 in particular, the Raab has a minimal dilution potential due to very low runoff, which means that the effects of point source discharges on the concentrations in the water body are significantly higher compared with the 2009 situation.

Comparisons of substance-specific immission concentrations, as well as comparisons of river loads at gauging stations, are only to be seen from this point of view, which means that a direct comparison (e.g. of the impact of point source discharges on water body status) between the two snapshots is not possible.

Application of measures to reduce emission loads at the three leather factories

In the course of the Raab Action Programme, the following legal adjustments were implemented at the leather factories at Wollsdorf, Feldbach and Jennersdorf:

- Adaptation of the waste water treatment to the state of the art due to the legal requirements,
- Implementation of in-house measures in the field of prevention, retention and cleaning technology,
- Construction and commissioning of the tertiary treatment stage.

Comparison of emission situations between 2009 and 2019 Raab Surveys

The comparison of calculated, substance-specific emission loads between the 2009 and 2019 studies can only be carried out under the proviso that both studies are snapshots based on grab sampling and the calculated loads are therefore by no means representative for longer periods (e.g. for the respective year of the study).

Between the two snapshots Raab Survey 2009 and RaabSTAT 2019 there was a 14 % increase in wastewater volumes discharged by point sources (municipal wastewater treatment plants and operational dischargers) (2009: 16,915 m³/d; 2019: 19,262 m³/d).

A comparison of the emission situation in 2019 and 2009 (based on random samples) shows a significant reduction in emissions from point sources. In particular, emissions from industrial direct dischargers, especially from leather factories, have been significantly reduced, as a result of various measures to improve the purification capacity of the company's own treatment plants. This applies in particular to the input of organic pollutants and nutrients (with the exception of Nitrate-Nitrogen), but also to other substances, such as Adsorbable Organically Bound Halogens (AOX), Iron and Chrome. Further significant reductions of emissions for Ammonia-Nitrogen and the phosphorus fractions (Phosphate and Total Phosphorus) could also be determined for the municipal wastewater treatment plants. For most other substances, emission loads were in the same range as in the 2009 study. An increase in the discharge load could only be determined for a few parameters (e.g. Potassium, Nitrate-Nitrogen). For other substances, such as endocrine disruptors, a comparison of calculated emission loads between the 2009 and 2019 study is often not appropriate, since concentrations determined are below the limit of detection (LOD) and have been calculated accordingly by convention (half value of Limit Of Detection (LOD) for concentrations lower than LOD). Consequently, the Limit Of Detection can determine the calculation of emission more, than the measured concentrations.

Due to significant lower discharge rates in the 2019 Raab Survey and despite a reduction of emission from point sources for most substances, the 2019 survey shows higher concentrations for certain substances compared to 2009. This is true for Chloride-, Sulphate-, Sodium- and Potassium-concentrations, which increase along the length of the Raab in Austria.

For other substances, measured 2019 concentrations were similar or even lower to those of 2009, despite a significantly lower dilution capacity of the river. The reasons for this are, on the one hand partly significant reductions in emissions from point sources (described above) and, on the other hand, lower diffuse emission in the 2019 low water investigation.

A direct comparison of immission concentrations between 2019 and 2009 is subject to many restrictions. This applies in particular to the significant influence on dilution potential, the change in retention and degradation conditions in the flowing wave, and the aforementioned different relevance of emission from diffuse sources.

The original reason for the Raab Surveys were observations of foam formations at the weir in St. Gotthard around the turn of the millenium. In the actual investigation, no foam formation was observed, confirmed by a distinct improvement of surface tension in the emissions of the leather factories.

In detail, the following substance-specific results can be derived:

Salts

Generally high inputs of Sodium, Chloride and Sulphate are mainly attributable to inputs from leather factories where salted hides are processed. Overall, there are no major differences in the quantities of emissions for these salts between the two snapshots of the 2009 and 2019 investigation (Chloride from 19.3 to 18.8 t/d; Sodium from 15.9 to 15 t/d; Sulphate from 9.3 to 10.3 t/d).

However, while higher emissions were calculated for Chloride at Wollsdorf Leder and Boxmark Jenersdorf in 2019, a significant reduction in the Chloride emission at Boxmark Feldbach (from 7676 to 2546 kg/d) was demonstrated (to one third of the 2009 value).

The immission concentrations for Chloride, Sodium and Sulphate (as well as the electrical conductivity) are (especially after the discharge of the first leather factory Wollsdorf Leder) higher in the 2019 snapshot than in 2009. Despite comparable emission from point sources, this increase is solely due to the significantly lower water flow and the resulting lower dilution potential of the Raab in 2019.

Conversely, significantly higher immission loads were calculated at the Neumarkt gauge in 2009 compared to 2019, which obviously is an effect of increased diffuse emissions in 2009.

Surface tension

The surface tensions of the immission samples in the 2019 survey were in the same range as in the Raab Survey 2009, but with regard to dischargers, the significantly better values in the processes of the leather factories compared to the Raab Survey 2009 are worth mentioning. While in 2009 leather factories still measured values between 55.9 and 61.1 mN/m, the values in the current survey were between 71.6 and 72.6 mN/m and therefore in the range of measured values of the immission samples.

Organic Pollutants

For organic pollutants, like Dissolved Organic Carbon (DOC), Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) and Chemical Oxygen Demand (COD), a significant reduction of emission from point sources between the grab samples of 2009 and 2019 could be determined (DOC emission decreased from 369 to 240 kg/d; BOD₅ from 191.3 to 57.6 kg/d and COD from 1550.7 to 720.0 kg/d).

While the emission of the municipal wastewater treatment plants remained more or less the same, the reductions in organic pollutant loads are mainly due to significant reductions in the discharges of the three leather factories.

These reduced discharges are one reason for immission concentrations for DOC and BOD₅ in 2019 being of the same order of magnitude as in 2009, despite a significantly lower water flow in 2019.

Nutrients

For both Nitrogen (from 417 to 357 kg/d) and Total Phosphorus filtered (from 13.8 to 4.7 kg/d), a reduction in the total emission loads was observed between the grab samples of 2009 and 2019.

While the Nitrate-Nitrogen emission load even increased (from 267 to 324 kg/d), there was a significant decrease for Ammonium-Nitrogen (from 51 to 3 kg/d). Even for Phosphate-Phosphorus a significant reduction in the emission load was measured (from 8.2 to 3.4 kg/d). In both cases, the reduc-

tions are due to lower emissions from both, municipal wastewater treatment plants and direct industrial dischargers.

As with the organic parameters (DOC and BOD₅), the immission concentrations of the nutrient parameters were in the same concentration ranges as in the 2009 study, although it must be taken into account that during the current study Raab had a significantly lower water flow. The concentration curves underline that no significant influence of the investigated emission from point sources on immission concentrations of the respective nutrient parameters is evident.

At the Neumarkt gauge, significantly higher daily loads were calculated for nutrient parameters in 2009 at the time of sampling compared to 2019. In addition to the declining emissions from point sources (described above), this is also due to a lower influence of diffuse emissions on the sampling date of 2019 at low flow conditions.

Alkali and Alkaline Earth Metals

For alkali and alkaline earth metals (Calcium, Potassium and Magnesium) no significant differences between the two Surveys could be detected.

Metals

In the 2009 Raab Survey most Heavy Metals weren't detected in the wastewater emission and immission samples. In the actual Survey methods with significantly lower Limits Of Quantification (LOQ) and Limits Of Detection (LOD) were used, which is why significantly more values above the Limit Of Quantification were measured in 2019.

In the case of Chrome, in 2019 the three leather factories showed the highest emission (approx. 30 to 70 g/d). These loads also cause significant increases in immission concentrations in the Raab, with the highest measured value of 2.6 µg/l. This is still well below the annual average environmental quality standard of 9 µg/l. Chrome is the only heavy metal for which a correlation between emission loads from point sources and an increase in immission concentrations in the Raab is evident. Compared to 2009, emissions from leather factories were slightly reduced from approximately 0.2 kg/d to 0.14 kg/d.

For Copper emission loads of dischargers into the Raab in 2019 are all below 10 g/d and thus in the same order of magnitude as in the 2009 study. Only one quarter of the transported copper freight of 0.2 kg/d at the Neumarkt gauge can be explained by the wastewater discharges from the investigated point sources. This is also in line with the fact that no significant increase in the investigated dischargers to immission concentrations could be detected.

For Nickel, the emission loads of dischargers into the Raab are in the range of 10 g/d or less. Emissions from point sources account for only one sixth of the transported nickel load of 0.3 kg/d at the Neumarkt gauge.

The sum of the calculated Cadmium emission loads is only 0.15 g/d. The immission concentrations are relatively constant at around 0.008 µg/l. A significant influence of the investigated dischargers on immission concentrations is not apparent.

The sum of the calculated Lead emission loads is 2.6 g/d. In the case of lead, there was even a decrease of the immission concentration in the longitudinal course (from 0.2 to approx. 0.025 µg/l).

In 2019, Mercury could not be detected in any immission sample (Limit of Detection at 0.0005 µg/l), which is why the maximum permissible concentration of 0.07 µg/l was always significantly undercut.

Between the 2009 and 2019 samples, the point source discharges of Iron decreased from 3.1 kg/d to 2.4 kg/d. This reduction is mainly due to lower discharges from industrial dischargers, especially from leather factories.

Other Sum Parameters

The point source emissions of AOX 2019 were significantly lower than 2009 and decreased from 3.0 kg/d to 0.8 kg/d. Emissions from industrial dischargers decreased by 1.9 kg/d. With Raab concentration values at 0.03 mg/l, in 2019 the concentrations were comparable with those of 2009, despite a significantly lower dilution potential of the Raab in 2019. The Environmental Quality Standard (EQS) of 50 µg/l was always clearly undershot.

In the 2009 and 2019 Survey for MBAS comparable emissions loads from point sources were detected (1.8 kg/d and 1.6 kg/d respectively). The reduction is due to lower emission loads from leather factories (from 1.2 kg/d in 2009 to 1.0 kg/d in 2019). The immission concentrations in the Raab were between 0.01 and 0.1 mg/l.

Endocrine Disruptors

For Nonylphenol, all immission concentrations were below or very close to the Limit Of Quantification (0.05 µg/l). Similar concentrations (up to 0.07 µg/l) were determined in the 2009 Survey at a Limit Of Quantification of 0.03 µg/l. Calculated Nonylphenol emissions loads from point sources decreased from 2009 to 2019 (0.0025 kg/d to 0.0005 kg/d). However, since many emission concentrations in 2019 were below the Limit Of Quantification, the Convention's emission calculation method (for concentrations lower than the Limit Of Quantification the half value of LOQ was used) has a strong influence on the result.

All Nonylphenol Ethoxylates (NP1EO) were below the Limit Of Quantification of 0.05 µg/l.

For Nonylphenol Ethoxylate (NP2EO), maximum immission concentrations of 0.079 µg/l could be determined in the upper reaches of the Raab river at a determination limit of 0.02 µg/l.

A comparison of immission concentrations for Octylphenol is not possible. The Limit Of Quantification in the 2019 Survey (0.05 µg/l) was one order of magnitude above those of the 2009 investigation (0.005 µg/l). In 2019, the surface water concentrations, but also the concentrations of the point source emissions investigated, were all below the Limit Of Quantification of 0.025 µg/l. In 2009, concentrations between 0.02 and 0.035 µg/l were determined for octylphenol. Whether there is a further reduction of concentrations in the year 2019 below the value of the Limit Of Detection (0.025 µg/l), cannot be proven on the basis of the analyses carried out.

Also for the Octylphenol Ethoxylates (Octylphenol 1-Ethoxylate and Octylphenol 2-Ethoxylate), all measured values of immission and emission samples were below the Limit Of Quantification.

For Bisphenol A, also no comparative values were available for 2009. In 2019 measured immission concentrations were between 0.011 µg/l and 0.07 µg/l and thus well below the Environmental Quality Standard of 1.6 µg/l.

Other synthetic pollutants

While in 2009 Linear Alkylbenzene Sulfonates (LAS) concentrations in immission samples were between 5 and 6 µg/l, with a maximum of 10 µg/l, in the 2019 Survey all immission concentrations in the Raab were below the Limit Of Detection (0.01 µg/l). The Environmental Quality Standard for Linear Alkylbenzene Sulfonates is 270 µg/l. In 2009, Linear Alkylbenzene Sulfonates were measured in all probed effluents. In 2019 all measured values from point sources were below the Limit Of Detection (0.01 µg/l).

For the Naphthalene Sulphonates investigated, no immission and emission concentrations above the Limit Of Determination could be determined.

In the case of Naphthalene Disulphonates, 1.5- Naphthalene Disulphonates (1.5-NDSA) in 2019 show up to twice as high surface water concentrations compared to 2009, downstream the discharge of Boxmark Feldbach. The maximum concentrations are 13 µg/l. This in stream concentration also occurs below the discharge of the Schmid Wollsdorf leather factory. On the emission side, however, in the effluent a concentration below the Limit Of Quantification (0.12 µg/l) was determined, which leads to a minimum discharge load. The determined emission value for Schmid Wollsdorf cannot explain the increase in concentration below the discharge. This may be due to either fluctuations in the 1.5-NDSA concentrations in the effluent during sampling or analytical problems within this probe.

With 1.6 NDSA and 2.6 NDSA, the surface water concentrations in 2019 were all below the Limit Of Detection (0.08 µg/l and 0.057 µg/l). In 2009, however, maximum concentrations of 3.5 µg/l and 0.32 µg/l were still detected in the Raab river.

For Bis(2-ethylhexyl)phthalate (BEHP), individual immission concentrations above the Limit Of Detection (0.2 µg/l) were determined in 2019. The measured concentrations were comparable to those of 2009 and showed a maximum concentration of 0.32 µg/l. That means, that even under these unfavourable dilution conditions they were still well below the Environmental Quality Standard of 1.3 µg/l. In 2009 Bis(2-ethylhexyl)phthalate were detected in the effluents of all sampled dischargers. In 2019 only in three measured effluent values were above the Limit Of Detection (0.2 µg/l).

Plausibility check and classification of the measurement results

In addition to a presentation of concentrations in the Raab at the sampling days of the Raab Surveys long-term concentration measurements of the Federal Government and the Federal Provinces (2011-2018) at ten available monitoring sites were used in order to perform a plausibility check.

A comparison of the measured values for 2009 and 2019 with measured concentrations from the Systematic Environmental Monitoring programme will help to better classify the results of the survey on the basis of a larger data pool. It also allows a better presentation of the discharge and dilution situation at the respective cut-off dates and shows the concentration determined in 2009 and 2019 in relation to the concentration distribution from 2011-2018.

This procedure is carried out exemplarily for substances for which a risk assessment is conducted on the basis of prescribed (type-specific) target values for General Physico-Chemical Parameters. Thus the presentation is limited to Oxygen, BOD₅, DOC, the nitrogen fractions Nitrite-Nitrogen (NO₂-N), Ammonium-Nitrogen and Nitrate-Nitrogen as well as Phosphate-Phosphorus, Total Phosphorus and Chloride.

The comparison of data of an eight years data series expresses that the measured values are situated in the usual range of concentration for all parameters monitored between 2011-2018. In 2019 due to low flow conditions and a low dilution capacity of the Raab, concentration values in most cases range in the higher percentiles (greater than 75-95 percentile) of the distributed concentration. This is true for Chloride, but also for BOD, DOC and Phosphate-Phosphorus. For all the Nitrogen fractions the 2019 and the 2009 concentrations are situated in a medium to low range of the 2011-2018 data row.

In 2009 at mean flow conditions and a higher dilution potential, we evaluated much lower concentrations for Chloride in a range of the 5-25 percentile of the data row. The BOD-, DOC- and Phosphate-Phosphorus concentrations range within the 25-75 percentile.

Biology

General aspects

The aim of the biological investigations in the RaabSTAT project was to assess the ecological status of the Raab from its upper reaches to the Hungarian border. For the assessment according to the quality elements phytobenthos and macrozoobenthos, a total of eleven monitoring sites at the Raab and Lafnitz rivers were investigated on September 18th and 19th 2019. The results of the 2019 survey were compared with those of 2009, and the data available since the last Raab Survey in 2009 were also included. The presentation of the situation of the quality element fish was based exclusively on data from previous surveys.

Phytobenthos

The benthic algae community indicated a tendency towards an increase in trophic level indicators in the longitudinal course of the Raab, which was also observed in previous studies. Selective increases in trophic level indices coincided spatially with increases in nutrients. Whether there was a causal connection between the algae flora and punctual discharges from wastewater treatment plants and industrial plants could not be proven with certainty. The composition of the algae community represented a development process lasting several weeks, the available data on nutrient chemistry were only individual measurements of selected days.

In a yearly comparison, considerable differences could be found between the years of investigations. However, the comparison had to take into account methodological differences as well as partly different evaluation approaches. The discharge situation influenced the composition of the phytobenthos as well. Overall, a trend towards an improvement in trophic conditions could be observed from 2009 to 2013, and an increase in nutrient loads from 2013 to 2019.

The investigation of the quality element phytobenthos along the river Raab between Arzberg and the state border showed an increase of trophic indices in 2019, as in most years of the period 2009-2019. While in the upper reaches (up to sampling site Takern I) a good ecological status was found in most cases, the results indicated a moderate ecological status from Gniebing downwards, as in most years.

The classifications of the Lafnitz in 2009-2019 were similar to or tended to be better than those of the Raab before the Lafnitz confluence.

Macrozoobenthos

In 2019, as in 2009, the macrozoobenthos community reflected along the longitudinal course of the Raab river an increasing load of easily degradable organic compounds.

Various years of investigation showed a high variability in organic pollution at the individual monitoring sites, but there was no temporal trend visible. In individual years, a higher or lower saprobial index was observed, which, in addition to the natural variability, can be attributed to different survey dates and discharge situations. Over several years, inflows from wastewater treatment plants and from industrial plants were identified by increases in the saprobial index at the levels of St. Ruprecht/Wollsdorf, Boxmark Feldbach and Boxmark Jennersdorf. The high natural variability may mask a possible improvement of the saprobiological situation, which could be expected as a consequence of measures taken by the leather processing companies.

Within the module general degradation, the Raab showed an improvement up to Takern in the comparison of the years 2009 and 2019, from Gniebing onwards the community indicated an increased deviation from the reference state. The results from Gniebing downwards could be explained not only by anthropogenic impact factors such as structural deficits (also indirect impact of impoundments), but also by the lower discharge conditions in 2019.

The overall classification based on the quality element macrozoobenthos showed a change of the ecological status in 2019 along the longitudinal course of the Raab river, as in most years of the reference period 2009-2019. While the good ecological status was mostly found in the upper reaches (up to Takern I), the moderate ecological status was determined from Gniebing onwards, as in most years. If we consider only the saprobic index, which is more important for the RaabSTAT project than the multimetric indices MM1 and MM2, most of the sites are in good status; two sites near Mitterdorf and upstream of Wollsdorf were classified as high, the site Mogersdorf at the state border as moderate. The Hungarian survey showed a good ecological status at Mogersdorf.

Like for phytobenthos, the classifications of the Lafnitz river in 2009-2019 were similar to or tended to be better than those of the Raab before the Lafnitz confluence.

Fish

The presentation of the results of the quality element fish was based on existing data. Since 2009, only a few fish stock surveys have been carried out in the Raab, especially in the Styrian upper and middle reaches up to upstream Wollsdorf. More recent data from Takern, Hohenbrugg-Welten and Neumarkt were available in the Potamal since 2009.

From a faunistic point of view, the Raab is significantly poorer than the Lafnitz, which, however, has a better structural supply of tributaries in its lower reaches and is also less hydromorphologically impaired than the Raab. The density of individuals in the 19 surveys evaluated in the Raab varied between just under 300 and over 8600 ind./ha, the biomass between 13 and 369 kg/ha. The population was particularly low in the Rhithral, the highest values were recorded in 2009 in the Epipotamal in Rohr and Lödersdorf. In the section at Neumarkt, the stocks at four recordings varied only slightly between 2009 and 2019.

In the status assessments, deviations in the Fish Region Index and the low biomass triggered the so-called knock-out criterion; with values of 4 and 5 for the Fish Index Austria, individual stretches were therefore rated as bad to poor. However, the majority of the fish stock surveys showed a

moderate to good condition for the Raab. In the Potamal, only one site was assessed as moderate, all others as good. The Lafnitz also had a good ecological status according to the fish ecology surveys of 2009 and 2013.

The deviation from the target status under the EU Water Framework Directive in the rhithral upper and middle reaches could be plausibly linked to the hydrological impairments. The influence of fish predators could not be ruled out, but was also not supported by existing data. The measures taken in the lower reaches of the Raab river to connect the old river arms have not yet led to any discernible effects, whereby data available for reliable statements on the development over time are very limited. A significant and sustainable improvement or an approximation to the faunistically richer Lafnitz can be achieved most effectively by restoring the migration corridor from the Hungarian Raab to Austria. However, it should again be noted that the Austrian section of the Raab river is already in good condition from a fish-ecological point of view.

1 Einleitung und Zielsetzung

„Schaum auf der Raab“ war um die Jahrtausendwende ein großes Problem im Raum Szentgotthárd. Zur Beseitigung dieses Problems wurden auf österreichischer und ungarischer Seite zahlreiche Projekte und Maßnahmen verwirklicht (z. B. Raab-Aktionsprogramm, OPENWEHR). Die Maßnahmen wirken sich auf die gesamte Fließstrecke der Raab aus, weswegen eine gemeinsame Durchführung von Untersuchungen auf ungarischer und österreichischer Seite notwendig ist.

Im gegenständlichen Projekt RaabSTAT werden die derzeitige Schadstoffbelastung und der ökologische Zustand der Raab auf der österreichischen und auf der ungarischen Seite erfasst sowie die Auswirkungen bisheriger Maßnahmen beurteilt. Damit sollen die Projektergebnisse als Basis für weitere mögliche bilateral abgestimmte Maßnahmen dienen.

Die aktuelle Erhebung stützt sich auf die früheren gemeinsamen Untersuchungen, die aufgrund des Schaums auf der Raab initiiert wurden. In den bilateral durchgeführten Projekten Raab Survey 2008 und 2009 wurde die Wassergüte der Raab im gesamten Längsverlauf anhand allgemein physikalisch-chemischer Parameter, ausgewählter Schadstoffe sowie biologischer Qualitätskomponenten bewertet. Im Rahmen des Raab-Aktionsprogramms wurde die Abwasserbehandlung der Lederfabriken auf der österreichischen Seite verbessert. Im Rahmen des EU-Programms zur grenzüberschreitenden Kooperation Österreich-Ungarn 2007-2013 wurde im Projekt OPENWEHR die Längsdurchgängigkeit von drei Wehranlagen im Grenzraum gewährleistet.

Die Untersuchungsergebnisse aus dem Projekt RaabSTAT werden mit den Resultaten der oben angeführten Arbeiten verglichen. Darüber hinaus fließen nationale und grenzüberschreitende Monitoringdaten der letzten Jahre in die gegenständlichen Untersuchungen ein. Das Projekt berücksichtigt somit die aktuellen wasserwirtschaftlichen Entwicklungen und Maßnahmen zum Schutz des guten ökologischen und chemischen Zustands sowie die Verbesserungen der Längsdurchgängigkeit der Raab.

Mit gezielt ausgewählten Untersuchungsparametern sowie belastungsorientierten Untersuchungen geht es weit über die früheren Arbeiten hinaus.

Das Projekt RaabSTAT unterstützt in erster Linie die Arbeit innerhalb der gemeinsamen Grenzgewässerkommission, sowie die Arbeit der Behörden, die für Gewässerschutz verantwortlich sind. Dadurch erhält auch die an der Raab ansässige Bevölkerung wertvolle Informationen und Auskunft über den chemischen und ökologischen Zustand der Raab in ihrer Umgebung.

RaabSTAT soll einen Schlussstein einer Untersuchungsreihe zur Erhebung der Belastungen an der Raab darstellen.

Der gegenständliche Bericht beschreibt die 2019 durchgeführten physikalisch-chemischen und biologischen Untersuchungen an der Raab in Österreich und dient als Grundlage für den bilateral abgestimmten Abschlussbericht im INTERREG-Projekt RaabSTAT.

2 Durchgeführte Maßnahmen

Im Zuge des Raab-Aktionsprogramms wurden folgende rechtliche Anpassungen bei den Lederfabriken an den Standorten Wollsdorf, Feldbach und Jennersdorf in die Praxis umgesetzt:

- Anpassung der Abwasserreinigung an den Stand der Technik aufgrund der rechtlichen Vorgaben,
- Durchführung von innerbetrieblichen Maßnahmen im Bereich der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik,
- Bau und Inbetriebnahme der tertiären Reinigungsstufe.

Zudem wurden entsprechend den Vereinbarungen des gemeinsamen Raab-Aktionsprogramms strengere Kontrollen von Emissionen eingeführt:

- 14-tägige Kontrollen vor Ort durch das Amt der Steiermärkischen Landesregierung bei den Lederfabriken in der Steiermark,
- Probenanalytik durch das Umweltlabor des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung,
- Gutachterliche Bewertung der Kontrollen mit Bericht an die zuständigen Behörden,
- Übermittlung der Emissionsdaten an den Bund und Veröffentlichung im WIS (Wasserinformationssystem) Steiermark,
- Emissionsüberwachungen vor und nach der Inbetriebnahme der tertiären Reinigungsstufe.

Ebenfalls zu erwähnen sind kontinuierliche Verbesserungsprozesse im Bereich der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik.

Die nachfolgend angeführten Maßnahmen sind dem Fachbericht „RAAB - Schutzwasserwirtschaft und Gewässerökologie“ der Bundeswasserbauverwaltung (BWV) Burgenland entnommen, der auch die Details zu diesen durchgeführten Maßnahmen enthält.

Aufbauend auf dem „Schutzwasserwirtschaftlichen Grundsatzkonzept Raab, Abschnitt Jennersdorf, km 217,0 bis km 219,5“ (entspricht Fluss-km 221,3 bis 223,8 im aktuellen Berichtsgewässernetz) inklusive Einreichdetailprojekt Abschnitt Jennersdorf vom Juli 2005 sowie auf einen Beschluss der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission vom Oktober 2007 (Installierung der ad-hoc Arbeitsgruppe Raab) wurde neben den erforderlichen schutzwasserbaulichen Maßnahmen auch ein Zielkatalog für die ökologische Rehabilitierung der Raab erstellt.

Dieser Zielkatalog wurde mit dem Projekt „Gesamtplan Raab Fluss-km 209,0 bis 290,7“ im Auftrag der Burgenländischen gemeinsam mit der Steiermärkischen Wasserbauverwaltung im Jahr 2007 in Form einer Maßnahmenkonzeption abgestimmt.

Folgende Maßnahmen wurden im Wesentlichen auf Basis der wasserrechtlichen Bewilligungen von Mai 2006 bzw. Juni 2009 zwischen B57 und L246 ausgeführt:

- Hochwasserschutzmaßnahmen durch Errichtung eines Hochwasserschutzdammes in der KG Jennersdorf sowie einer Flutmulde entlang der Raab ab dem Altarm A3 bis ins Unterwasser des Kraftwerkes Neumarkt,
- Erhöhung Abflusskapazität des Lahnaches durch Gerinneertüchtigung bzw. Profilausbau (Sohleintiefungen, Böschungaufsteilungen, Geländeanhöhungen, etc.) und Verbindung des Lahngrabens mittels Durchstich zum Altarm A3,

- Anbindung der Altarme A1, A3, A4 und A5 an die Raab samt Dotierung dieser Laufverlängerungen und des Regulierungsgerinnes (verbleibende Überströmstrecken bei Hochwasserereignissen) - Errichtung von befahr- bzw. begehbaren Übergängen (Fuß- und Radwegverbindungen) durch Brücken und Stege, Durchlässe, Furten, usw. in den jeweiligen Ein- sowie Auslaufbereichen zur Raab,
- Erneuerung/Austausch von Rohrdurchlässen - Errichtung einer Stahlbetonbrücke samt Anhebung der Gemeindestraße, Drosselung des Lahnaches beim B57-Durchlassbauwerk,
- Errichtung einer Fischaufstiegshilfe bei der ehemaligen Wehranlage „Reverencic“, nunmehr Kraftwerk Neumarkt an der Raab, im Mündungsbereich Grieslebach - Düker Kanalquerung (Raab-talsammler),
- Umbau und Weiterbetrieb der Wasserkraftanlage in der KG Neumarkt an der Raab mit einem max. Maß der Wassernutzung von 10,3 m³/s durch Absenkung der festen Wehrkrone sowie Aufsetzen einer hydraulisch gesteuerten Stauklappe mit einer Leistungserhöhung von 189 auf 260 kW,
- Fa. Vossen - Wasserentnahme, Adaptierung Pumpwerk durch Schachtbrunnen linksufrig der Raab,
- Fa. Boxmark - Kläranlagenerweiterung und Nutzwasserentnahme.

Maßnahmen im Anschlussbereich stromaufwärts der B57 im Sinne der behördlichen Genehmigungen von Juli 2006 bis Mai 2011:

- Umgehung Sohlstufe B57-Brücke, Dotation rechtsufriger Altarm - Doiberbach, Fischaufstieg im Mündungsbereich zur Raab,
- linksufrige Altarmrevitalisierung - Altarm Jennersdorf,
- Umbau der Sohlstufe Gritsch - Auflösung der Betonschwelle in Form einer fischpassierbaren Blocksteinrampe in der Raab.

Diese gewässerökologischen Maßnahmen befinden sich im Betreuungsgebiet des Wasserverbandes Flussraum Raab.

Als zusätzliche Maßnahme aus dem Gesamtkonzept Raab wurde weiter flussaufwärts im Bereich der Landesgrenze federführend durch die Bundeswasserbauverwaltung (BWV) Steiermark die Auflösung der Sohlstufe Hohenbrugg mit Anbindung der Altarmrelikte Hohenbrugg und Welten unter Einbeziehung des Schwabenbaches umgesetzt (Bundeskonsens).

Im Rahmen des EU-Programms zur grenzüberschreitenden Kooperation Österreich-Ungarn 2007-2013 wurde im Projekt OPENWEHR die Längsdurchgängigkeit von drei Wehranlagen im Grenzraum gewährleistet. Dabei wurden folgende Maßnahmen umgesetzt:

- Laufverlängerung der Raab durch die Anbindung des Vossen-Altarmes (A3),
- Migrationsmöglichkeit für Wasserlebewesen (Fischaufstiegs- bzw. Fischwanderhilfe) durch die Schaffung eines Umgehungsgerinnes im Bereich des Kraftwerkes Neumarkt/Raab,
- Verkleinerung des Rückstaubereichs durch die Absenkung der Wehrkrone des Kraftwerkes, wodurch der ökomorphologische Gesamtzustand aufgewertet und die Abflusskapazität bei Hochwasser vergrößert werden kann,

- Reaktivierung und Revitalisierung des bestehenden Altarmes Neumarkt (A1) - durch ein Dotierbauwerk rechtsufrig der Raab wird der bestehende Altarm Neumarkt reaktiviert und revitalisiert.

Weitere Maßnahmen waren:

- Umgehung Sohlstufe B57-Brücke, Dotation rechtsufriger Altarm - Doiberbach,
- Linksufrige Altarmrevitalisierung - Altarm Jennersdorf,
- Anbindung Altarme A4 und A5, km 222-224,
- Jennersdorf-Hochwasserschutz, Lahngraben-Flutmulde,
- Anpassung der Nutz- und Produktionswasserentnahme der Fa. Vossen,
- Ausbau der mehrstufigen biologischen Kläranlage für Gerbereiabwässer der Fa. Boxmark.

Zudem wurden an der Raab eine Reihe an Hochwasserschutzmaßnahmen umgesetzt, auf die im vorliegenden Bericht nicht näher eingegangen werden muss.

3 Untersuchungsprogramm und Datenquellen

3.1 Physikalisch-chemische Untersuchungen

3.1.1 Untersuchungsgebiet

Für das Projekt RaabSTAT wurden ausgehend vom Raab Survey 2009 auf österreichischem Staatsgebiet insgesamt 27 Messstellen an der Raab und Lafnitz ausgewählt. Bis auf die Messstelle „ca. 300 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf“, die sich ca. 300 m unterhalb der Einleitung der Lederfabrik Schmidt Wollsdorf bei Flusskilometer 278,399 an der Raab befindet, decken sich die Messstellen mit jenen aus dem Raab Survey 2009. Die Immissions-Messstelle „ca. 300 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf“ wurde ausgeschieden, da sie sich noch in der unmittelbaren Einleiterfahne der Lederfabrik befindet, eine vollständige Durchmischung also an dieser Stelle noch nicht gewährleistet ist.

Die nachfolgende Tabelle beinhaltet die Immissions- und Emissionsmessstellen, an denen die physikalisch-chemischen Untersuchungen im Projekt RaabSTAT auf österreichischem Staatsgebiet durchgeführt wurden.

Tabelle 1: Untersuchte Immissions- und Emissionsmessstellen in Österreich

Messstellenbezeichnung	Flusskilometer	Typ
RAAB, Arzberg abw. Moderbachmündung	302,697	Immission
RAAB, Straßenbrücke Mitterdorf a. d. Raab	285,593	Immission
ARA St.Ruprecht an der Raab	279,986	Emission
RAAB, 1.Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	279,136	Immission
Wollsdorf-Leder Schmidt u. Co. Ges.m.b.H.	278,895	Emission
RAAB, ca. 1000 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	277,900	Immission
Agrana Fruit Austria GmbH (vormals Steirerobst)	274,143	Emission
RAAB, aufw. Gleisbachmündung	272,693	Immission
ARA Gleisdorf	272,474	Emission
RAAB, Bahnhof Takern I	266,920	Immission
ARA St.Margarethen an der Raab	263,869	Emission
ARA Fladnitz im Raabtal	255,399	Emission
Titz Geflügelschlachthof GmbH	253,622	Emission
Fleischhof Raabtal GmbH	253,177	Emission
RAAB, Bahnhof Feldbach	246,690	Immission
Feldbach, Boxmark Leather GmbH & Co KG	245,633	Emission
RAAB, Ertlermühle	244,410	Immission
ARA Feldbach-Raabau	243,601	Emission
RAAB, Pertlsteinmühle	236,696	Immission

Messstellenbezeichnung	Flusskilometer	Typ
AT& S, Austria Technologie und Systemtechnik	234,119	Emission
ARA Fehring	233,005	Emission
RAAB, Straßenbrücke Hohenbrugg	229,884	Immission
RAAB; St. Martin	223,769	Immission
Lederfabrik Boxmark Jennersdorf	222,961	Emission
RAAB, Pegel Neumarkt	221,178	Immission
ARA AWV Jennersdorf, Heiligenkreuz/Lafnitztal	206,134	Emission
LAFNITZ, Eltendorf	206,030	Immission

Im Projekt RaabSTAT wurden in Österreich zwölf Immissionsmessstellen an der Raab beprobt (zehn in der Steiermark, zwei im Burgenland). Sechs Messstellen beziehen sich auf kommunale Kläranlagenabläufe in der Steiermark und sieben auf industrielle Einleiter (sechs in der Steiermark und eine im Burgenland). Zusätzlich wurde - wie im Raab Survey 2009 - im Burgenland mit der Lafnitz ein Zubringer zur Raab sowie mit dem AWV Jennersdorf eine kommunale Kläranlage, die ihre gereinigten Abwässer in die Lafnitz einleitet (mündet auf ungarischem Staatsgebiet in die Raab), ins Untersuchungsprogramm aufgenommen.

3.1.2 Eigene Erhebungen

Im Rahmen des Projektes RaabSTAT wurden in der Woche vom 7. bis 11. Oktober 2019 die vorab festgelegten Messstellen von geschulten Probenahmeteams des Umweltbundesamtes beprobt. Die Probenahmeteams wurden zusätzlich von VertreterInnen der Ämter der Steiermärkischen und Burgenländischen Landesregierungen begleitet, wodurch auch ein reibungsloser Ablauf bei den abwassereinleitenden Unternehmen, die sich allesamt als sehr kooperativ zeigten, gewährleistet war.

Die Probenahmen erfolgten an aufeinanderfolgenden Tagen - beginnend in Arzberg in der Steiermark dem Flussverlauf folgend - nach Möglichkeit in Niedrigwasserperioden. Dabei ist zu erwähnen, dass der Zeitraum für die Probenahmen für die physikalisch-chemischen Parametern unabhängig von den biologischen Untersuchungen war.

Die Probenahme bei den Fließgewässermessstellen und Abwassereinleitern erfolgt jeweils als Einzelstichprobe. Die Proben wurden jeweils am selben Tag ins Umweltbundesamt gebracht.

Es wurden keine separaten Abflussmessungen durchgeführt. Die Ermittlung der Abflussmengen für den jeweiligen Probenahmetag erfolgte über bestehende Pegel des Hydrographischen Dienstes.

Die untersuchten Parameter decken sich im Wesentlichen mit jenen des Raab Surveys 2009. Die Bestimmungsgrenzen liegen jedoch bei den meisten Parametern deutlich unterhalb jener aus 2009.

Tabelle 2: Untersuchte Parameter

Parameter	Einheit	BG
Allgemein physikalisch-chemische Kenngrößen		
Wassertemperatur	°C	
pH-Wert		-
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	<1 µS/cm
Chlorid	mg/l	<1 mg/l
Sulfat	mg SO ₄ /l	<1 mg/l
Oberflächenspannung	mN/m	-
Sauerstoffhaushalt		
Sauerstoffgehalt	mg/l	<0,1 mg/l
DOC (gelöster org. Kohlenstoff)	mg C/l	<2 mg/l
TOC (gesamter org. Kohlenstoff)	mg C/l	<0,5 mg/l
BSB ₅ - Biochemischer Sauerstoffbedarf ohne Nitrifikationshemmung	mg O ₂ /l	<3 mg/l
CSB total	mg/l	<15 mg/l
Nährstoffverhältnisse		
Gesamtstickstoff	mg N/l	<0,2 mg/l
Nitrat-N	mg N/l	<0,008 mg/l
Ammonium-N	mg N/l	<0,008 mg/l
Nitrit-N	mg N/l	<0,003 mg/l
Gesamtphosphor-P (unfiltriert)	mg P/l	<0,1 mg/l
Ortho-Phosphat-P (PO ₄ -P)	mg P/l	<0,008 mg/l
Wasserhärte		
Karbonathärte	°dH	<0,2 °dH
Gesamthärte	°dH	<0,4 °dH
Hydrogenkarbonat	mg/l	<1 mg/l
Säurebindungsvermögen (Basizität)	mmol/l	<0,05 mmol/l
Alkali- und Erdalkalimetalle		
Calcium (filtriert)	mg/l	<5 mg/l
Magnesium (filtriert)	mg/l	<1 mg/l
Natrium (filtriert)	mg/l	<1 mg/l
Kalium (filtriert)	mg/l	<1 mg/l
Metalle		
Quecksilber (filtriert)	µg/l	0.001 µg/l

Parameter	Einheit	BG
Nickel (filtriert)	µg/l	0.05 µg/l
Cadmium (unfiltriert)	µg/l	0.005 µg/l
Blei (filtriert)	µg/l	0.01 µg/l
Kupfer (filtriert)	µg/l	0.1 µg/l
Chrom (filtriert)	µg/l	0.1 µg/l
Eisen (filtriert)	µg/l	1 µg/l
Sonstige Summen- und Gruppenparameter		
AOX	µg/l	<0,01 mg/l
Summe der anionischen Tenside (MBAS)	mg/l	<0,02 mg/l
Endokrine Disruptoren		
Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS: C10 bis C13)	µg/l	5 µg/l
Bisphenol A (BPA)	µg/l	0,01 µg/l
Octylphenol (OP)	µg/l	0,05 µg/l
Nonylphenol-1-ethoxylat (NP1EO)	µg/l	0,05 µg/l
Nonylphenol-2-ethoxylat (NP2EO)	µg/l	0,02 µg/l
Octylphenol-1-ethoxylat (OP1EO)	µg/l	0,05 µg/l
Octylphenol-2-ethoxylat (OP2EO)	µg/l	0,04 µg/l
Weitere synthetische Schadstoffe		
1-NSA	µg/l	0,18µg/l
2-NSA	µg/l	0,08µ/l
1,5-NDSA	µg/l	0,12µg/l
1,6-NDSA	µg/l	0,08µg/l
2,6-NDSA	µg/l	0,057µg/l
1,3,6-Naphthalintrisulfonat	µg/l	0,6 µg/l
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	0,20 µg/l

3.1.3 Fremddaten

Die im Bericht dargestellten Konzentrationen im Längsverlauf greifen überwiegend auf im Projekt generierte Daten zurück. Die als „Neumarkt Vergleichsprobe HU“ bezeichneten Messwerte beziehen sich jedoch auf Labordaten des ungarischen Partnerlabors WESSLING Hungary Kft. Am zweiten Probenahmetag wurden beim Pegel Neumarkt an der Raab sowohl von österreichischer als auch von ungarischer Seite Proben entnommen und sowohl in Österreich als auch in Ungarn analysiert.

Dies sollte Aufschluss darüber geben, ob die Analysen der beteiligten Labors vergleichbare Ergebnisse liefern ohne ein aufwändiges Qualitätssicherungsvorprojekt wie im Raab Survey 2009 durchzuführen.

Die von den beiden Labors ermittelten Messwerte sind in den Diagrammen der Konzentrationen im Längsverlauf (siehe Kapitel 4.2.2) daher auch jeweils separat dargestellt.

In denselben Diagrammen werden für die untersuchten Einleiter die, auf Basis von Tagesabflüssen und den (anhand eines einmaligen Stichprobenereignisses) gemessenen Ablaufkonzentrationen berechneten, stoffspezifischen Einleitefrachten der jeweiligen Parameter in Form von Balken dargestellt. Die dafür benötigten Einleitemengen wurden von den Ämtern der Landesregierung erhoben und zur Verfügung gestellt.

Gleiches gilt für die Abflussdaten von den Pegelmessstellen an der Raab und die aktuellen Niederschlagsdaten, die vom Hydrographischen Dienst bzw. von den hydrographischen Referaten der Ämter der Landesregierungen bereitgestellt wurden. Hierbei ist anzumerken, dass es sich bei den bereitgestellten Abflussdaten aufgrund der Aktualität um ungeprüfte Rohdaten handelt, die nicht dem Standard der Daten des Hydrographischen Jahrbuchs von Österreich entsprechen. Es ist daher nicht auszuschließen, dass Fehler enthalten sind, die zum Zeitpunkt der Datenweitergabe noch nicht bekannt waren.

Neben den ebenfalls dargestellten Messwerten aus dem Raab Survey 2009 sind auch die zur Plausibilisierung und Einordnung der Messergebnisse verwendeten Monitoringdaten aus den Jahren nach dem Raab Survey 2009 und vor dem gegenständlichen Projekt RaabSTAT als Fremddaten anzuführen. Diese stammen von der H₂O-Fachdatenbank des Bundes oder sie wurden direkt von den Ämtern der Landesregierungen zur Verfügung gestellt.

3.1.4 Unterschiede und Übereinstimmungen mit den Raab Surveys 2008 und 2009

Die Probenahmen im Projekt RaabSTAT wurden, im Gegensatz zu den Raab Surveys 2008 und 2009, in Österreich nur durch österreichische Probenahmeteams durchgeführt, die Probenahmen in Ungarn erfolgten durch ungarische Probenahmeteams. Auch die Analytik erfolgte nicht mehr parallel in beiden Ländern, sondern jeweils im eigenen Land.

In der Datenauswertung und -darstellung hat dies zur Folge, dass nicht mehr ein abgestimmter (meist) Mittelwert dargestellt wird, sondern der tatsächliche Messwert des analysierenden Labors. Dadurch sind auch die angeführten Bestimmungsgrenzen die tatsächlichen Bestimmungsgrenzen des jeweiligen Labors. In den Konzentrationsverläufen im Längsverlauf kann es daher ggf. im Synthesebericht, in dem die Ergebnisse aus Österreich und Ungarn zusammengeführt werden, zu unterschiedlichen Konzentrationsniveaus kommen, vor allem wenn alle Werte unterhalb der tatsächlichen Bestimmungsgrenze liegen. Um derartige Missverständnisse von vornherein auszuräumen, werden im gegenständlichen Bericht nur jene Konzentrationsverläufe dargestellt, bei denen sich die überwiegende Anzahl der ermittelten Messwerte über der jeweiligen Bestimmungsgrenze befinden. Um darüber hinaus einen Eindruck möglicher Verbesserungen der Gütesituation darstellen zu können wurden vereinzelt auch Parameter dargestellt, deren Bestimmungsgrenzen gleich oder niedriger lagen als 2009 und bei denen 2009 Messergebnisse über der Bestimmungsgrenze ermittelt wurden.

Wie oben erwähnt wurde die in den Raab Surveys 2008 und 2009 noch beprobte Messstelle „ca. 300 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf“ nicht mehr berücksichtigt, da sie sich noch in der unmittelbaren Einleiterfahne der Lederfabrik befindet und eine vollständige Durchmischung an dieser Stelle noch nicht gewährleistet ist.

Der im Raab Survey 2009 untersuchte Parameter „Schäumungsfaktor“ wurde durch den nach dem Raab Survey entwickelten Parameter „Schäumungspotenzial“ ersetzt, da der ursprünglich verwendete Parameter nicht für die Erfassung von Fließgewässermessstellen entwickelt wurde. Damit sind auch Interpretationen hinsichtlich der Qualität des Fließgewässers mit diesem Parameter kaum bis gar nicht möglich. Der Parameter „Schäumungspotenzial“ wiederum wurde speziell für Fließgewässermessstellen entwickelt und an Fließgewässern getestet, erlaubt aufgrund fehlender Vergleichsdaten an der Raab keine unmittelbaren Rückschlüsse zur Veränderung der Qualität des Fließgewässers. Die Auswertungen zum Schäumungspotenzial werden daher in diesem Bericht nicht dargestellt.

3.1.5 Methodik

Die Probenahme im Projekt RaabSTAT erfolgte analog zu den Raab Surveys 2008 und 2009 in Form von Stichprobenentnahmen mittels Schöpfergerät.

Die Proben wurden gekühlt jeweils am selben Tag in das Umweltbundesamt gebracht. Von dort erfolgte entsprechend der jeweiligen analytischen Normvorschriften die Weiterverteilung der Proben.

Die Analytik erfolgte zum Teil im Umweltbundesamt, zum Teil über einen Subauftragnehmer (Synlab Analytic & Services Austria GmbH).

Zur Beschreibung von Österreichischen Grenz- und Richtwerten für Immissionen in Fließgewässern wurden folgende Literaturquellen verwendet:

- Die Bewertung bestimmter allgemein physikalisch-chemischer Parameter erfolgt gemäß der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.). In dieser sind für die jeweiligen Parameter gewässertypspezifische Richtwerte (zur Abgrenzung des guten ökologischen Zustandes) formuliert.
- Die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG; BGBl. II Nr.96/2006 i.d.g.F.) enthält Umweltqualitätsnormen (UQNs) zur Beschreibung des guten chemischen Zustandes und der chemischen Komponenten des guten ökologischen Zustandes für synthetische und nicht-synthetische Schadstoffe in Oberflächenwasserkörpern. Die Verordnung enthält Qualitätsziele für gemeinschaftsrechtlich geregelte Schadstoffen (i.W. prioritäre Stoffe), sowie national relevante Schadstoffe. Man unterscheidet dabei zwei Arten von UQNs:
 - Die JD-UQN (Jahresdurchschnitts-UQN) soll vor langfristigen chronischen Wirkungen schützen. Sie gilt als eingehalten, wenn das arithmetische Mittel der zu unterschiedlichen Zeiten im Jahr gemessenen Konzentrationen in dem Gewässer unter der Norm liegt.
 - Die ZHK-UQN (zulässige Höchstkonzentrations-UQN) soll vor kurzfristigen, direkten und akuten ökotoxikologischen Wirkungen schützen. Sie gilt als eingehalten, wenn das 90. Perzentil einer jährlichen Messreihe von zwölf Messwerten über der UQN liegen.

Da es sich bei dieser Untersuchung um eine einmalige Momentaufnahme handelt ist nur der direkte Vergleich der Messwerte mit der ZHK-UQN zulässig. Für solche Parameter, bei denen nur eine JD-UQN definiert wurde, wurde diese trotzdem zur ungefähren Einschätzung der Messwerte herangezogen.

3.2 Biologische Untersuchungen

3.2.1 Untersuchungsgebiet

3.2.1.1 Allgemeine Charakteristik

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Verlauf der österreichischen Raab von Arzberg bis zur ungarischen Grenze in Mogersdorf. Ferner wurde die Lafnitz auf Höhe Eltendorf einige Kilometer vor der Einmündung in die Raab beprobt.

Das Gesamteinzugsgebiet der österreichischen Raab beträgt bis zur Einmündung der Lafnitz 1085 km². Die Lafnitz weist bei der Einmündung in die Raab ein Einzugsgebiet von 1994 km² auf (Wimmer & Moog 1994).

Im Bereich Mitterdorf bis zur Einmündung der Rabnitz in Gleisdorf kann der Raab nach dem Konzept von Strahler (1964) die Flussordnungszahl 4 zugeordnet werden. Von Gleisdorf bis zur Einmündung der Lafnitz kurz nach Szentgotthárd in Ungarn ist die Raab ein Fluss der Ordnungszahl 5. Die Lafnitz trägt im untersuchten Bereich Flussordnungszahl 6.

Die Raab und die Lafnitz werden von einem pluvio-nivalen Abflussregime (PLN), mit Abflussmaxima in den Monaten März, April und im weiteren Jahresgang, geprägt. Abflussminima können sowohl im Sommer als auch im Winter liegen, je nach Dauer der Retentionsperiode sowie dem Grad der sommerlichen Verdunstung bzw. Niederschlagsarmut (BMLFUW 2015). Laut Hydrographischem Jahrbuch 2013 gelten folgende hydrologische Kenngrößen für die Raab:

Tabelle 3: Hydrologische Kenngrößen für die Raab

Pegel	MQ	MJNQT	NQ	HHQ	Einfluss
Arzberg (1982-2013)	1,13	0,45	0,21	107	Kraftwerksbetrieb
Mitterdorf (1981-2013)	1,59	0,55	0,01	140	Wasserentnahme
St. Ruprecht (1984-2013)	2,73	1,15	0,23	148	Wasserentnahme
Takern II (1976-2013)	4,1	1,34	0,024	150	Wasserentnahme
Feldbach (1951-2013)	5,76	1,59	0,048	200	Wasserentnahme
Neumarkt (1991-2013)	7,13	1,84	0	244	Kraftwerksbetrieb

Laut Hydrographischem Jahrbuch 2013 gelten folgende hydrologische Kenngrößen für die Lafnitz:

Tabelle 4: Hydrologische Kenngrößen für die Lafnitz im Unterlauf

Pegel	MQ	MJNQT	NQ	HHQ	Einfluss
Eltendorf (1981-2013)	14,3	6,03	1,8	396	Kraftwerksbetrieb

3.2.1.2 Typologie

Bis zur Einmündung des Kleinsemmeringbaches liegt die Raab in der aquatischen Bioregion *Berggrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen* (Bioregionsnummer 3) und in der Ökoregion *Alpen*. An der Stelle Arzberg wird für das Qualitätselement Phytobenthos daher Höhenstufe 2 (500-800 m),

der trophische Grundzustand *mesotroph*, der saprobielle Grundzustand *I-IIB* und der Bioregionstyp *H2* ausgewiesen. Für das Qualitätselement Makrozoobenthos gilt der saprobielle Grundzustand $\leq 1,5$. Ab Mitterdorf bis Mogersdorf wird der Raab die Bioregion *Östliche Flach- und Hügelländer (Bioregionsnummer 13)* und die Ökoregion *Ungarische Tiefebene* zugeordnet. Für das Qualitätselement Phytobenthos gilt Höhenstufe *1 (< 500 m)*, der trophische Grundzustand *meso-eutroph2*, der saprobielle Grundzustand *II* und der Bioregionstyp *H1*. Innerhalb des Makrozoobenthos wird für die saprobielle Grundzustandsklasse in einigen Gewässertypen des Tieflands zwischen Sommer- und Winterwerten unterschieden. Der Sommerwert ist in diesen Fällen im Zeitraum vom 01. Juni bis 22. September anzuwenden. Da der Zeitpunkt der Probenahme in diesen Bereich fällt (18.-19.09.2019), ist für die befundeten Gewässerabschnitte der Sommerwert von 2,0 anzuwenden. Von Mitterdorf bis Neumarkt wird die Raab als Einzugsgebiet der Klasse 2 eingestuft (101-1000 km²), in Mogersdorf als Klasse 3 (1001-10000 km²).

Die Lafnitz in Eltendorf liegt ebenso in der Bioregion *Östliche Flach- und Hügelländer (Bioregionsnummer 13)* und der Ökoregion *Ungarische Tiefebene*. Für die Qualitätselemente Phytobenthos und Makrozoobenthos gelten dieselben Grundzustände wie im Raababschnitt Mitterdorf bis Mogersdorf. Die Lafnitz wird an der untersuchten Stelle als Einzugsgebiet der Klasse 3 eingestuft.

Fischökologisch ist die Raab bis etwa Mitterdorf als *Metarhithral*, zwischen Mitterdorf und Gleisdorf als *Hyporhithral groß*, zwischen Gleisdorf und Lödersdorf als *Epipotamal mittel 2* und stromab von Lödersdorf als *Epipotamal groß* eingestuft (WISA 2020¹).

3.2.1.3 Betroffene Oberflächenwasserkörper

Tabelle 5: Oberflächenwasserkörper (OWK; Detailwasserkörper) an der Raab im Untersuchungsgebiet, Status als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB), Risikobewertung nach der Belastungsanalyse (oP = organische Belastung aus Punktquellen, nP = Nährstoffbelastung aus Punktquellen, nD = Nährstoffbelastung aus diffusen Quellen, 1 = kein Risiko, 2 = mögliches Risiko, 3 = sicheres Risiko) und Bewertung des ökologischen Zustands (ÖZK = ökologische Zustandsklasse) in Hinblick auf die stoffliche Belastung mit Angabe der Sicherheit (Sich.) der Bewertung der ÖZK (A = Bewertung anhand von Messungen, B = Bewertung anhand von Gruppierungen, C = vorläufige Bewertung).

OWK	Von (km)	Bis (km)	Länge (km)	HMWB	oP	nP	nD	ÖZK	Sich.
1001040108	293,679	278,511	15,168	nein	1	1	1	2	A
1001040098	278,511	242,845	35,666	ja	1	1	1	2	A
1001040105	242,845	228,429	14,416	ja	1	1	1	2	A
1001040102	228,429	225,500	2,929	nein	1	1	1	2	A
1001040042	225,500	221,378	4,122	nein	1	1	3	3	B
1001040041	221,378	215,779	5,599	nein	1	1	3	2	A
1001040000	215,779	209,026	6,753	nein	1	1	2	3	C

¹ Wasser Informationssystem Austria des BMLRT: www.bmlrt.gv.at/wasser/wisa/karten.html

3.2.1.4 Untersuchungsstellen Makrozoobenthos und Phytobenthos

An der Raab wurden zehn Standorte hinsichtlich der benthischen Wirbellosen und der Aufwuchsalgen untersucht, an der Lafnitz ein Standort (Tabelle 6).

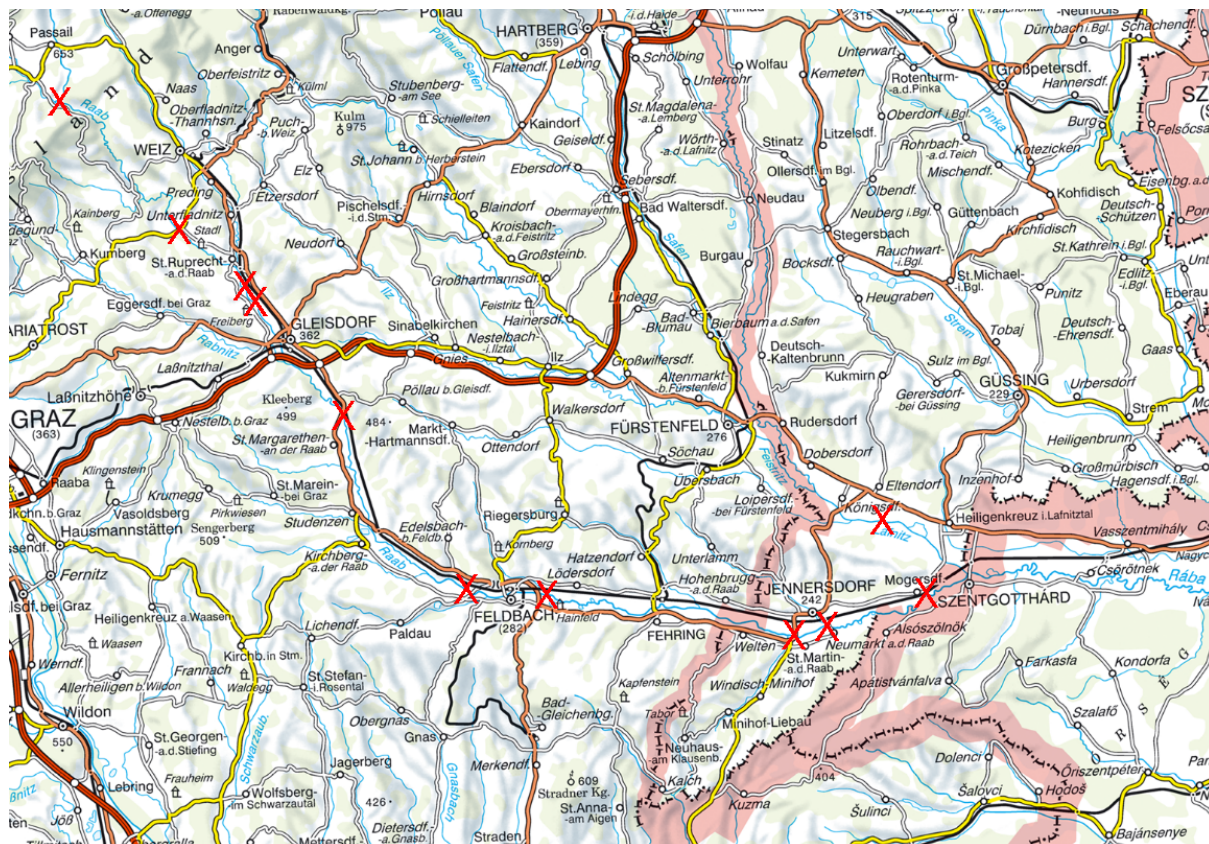


Abbildung 1: Untersuchungsstellen an der Raab von Arzberg bis zur ungarischen Grenze in Mogersdorf und an der Lafnitz kurz vor der Einmündung (© AMapFly 5.0)

Tabelle 6: Untersuchungsstellen an der Raab und Lafnitz mit Nummerierung, Datum der Probenahme und Koordinaten (Gauß-Krüger)

Untersuchungsstelle	Nr.	Datum	Koordinaten
Raab, Arzberg abw. Moderbachmündung	1	19.09.2019	R 688425, H 234595
Raab, Straßenbrücke Mitterdorf a. d. Raab	2	19.09.2019	R 695777, H 226083
Raab, 1. Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	3	19.09.2019	R 699863, H 222274
Raab, ca. 1000m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	4	19.09.2019	R 700523, H 221258
Raab, Bahnhof Takern I	5	19.09.2019	R 705872, H 213726
Raab, Gniebing	6	18.09.2019	R 713340, H 202306
Raab, Ertlermühle	7	18.09.2019	R 718493, H 201724
Raab, St. Martin	9	18.09.2019	R 734277, H 198522
Raab, Pegel Neumarkt	10	18.09.2019	R 736436, H 199013

Untersuchungsstelle	Nr.	Datum	Koordinaten
Raab, Mogersdorf	11	18.09.2019	R 742863, H 200896
Lafnitz, Eltendorf	12	18.09.2019	R 740243, H 205708

Raab bei Arzberg abw. Moderbachmündung

Bei Arzberg wurde die Raab unterhalb der Mündung des Moderbaches beprobt. Die Untersuchungsstelle liegt oberhalb der Brücke. Beide Ufer sind mäßig steil und mit Bäumen, Sträuchern sowie ruderaler Vegetation bewachsen. Rechtsufrig findet sich eine Sicherung durch Blockwurf, linksufrig sind naturnahe Strukturen beobachtbar. Im direkten Umland befinden sich Wald, Grünland, ruderaler sowie bebaute Flächen und Verkehr. Das Strömungsbild ist heterogen. Die Sohle besteht vorwiegend aus Makro-, Meso- und Mikrolithal (jeweils 20 %), gefolgt von Megalithal, Psammal (jeweils 15 %) und Akal (10 %). Das Substrat ist mit Moosen bewachsen und in strömungsberuhigten Bereichen finden sich Ansammlungen von CPOM („coarse particulate organic matter“). Das Wasser war zum Erhebungszeitpunkt klar und es konnten keine Hinweise auf Reduktionen festgestellt werden.

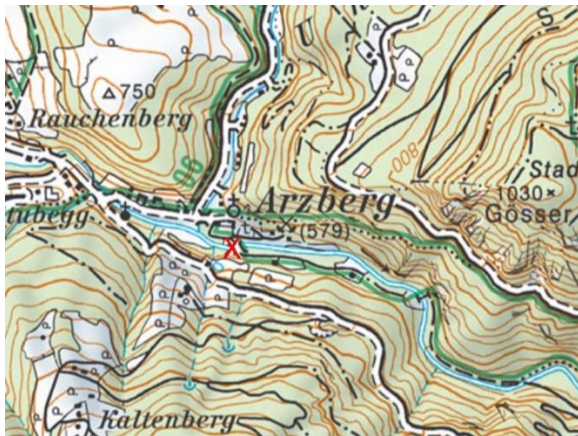


Abbildung 2: Lage der Untersuchungsstelle bei Arzberg



Abbildung 3: Raab bei Arzberg mit Blick flussauf



Abbildung 4: Raab bei Arzberg mit Blick flussab



Abbildung 5: Gewässersohle der Raab bei Arzberg

Tabelle 7: Untersuchungsbefund der Raab bei Arzberg

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Arzberg
Untersuchungsstelle	Arzberg abw. Moderbachmdg.	Rechtswert	688425
Messstellennummer	-	Hochwert	234595
Detail WK ID	1000960017	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	302,697
Datum	19.09.2019	Seehöhe [m]	569
Entnahmezeit	14:30:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	4
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	119,1
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen	
Innere Differenzierung	-	Troph. Grundzustandsklasse	mesotroph
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	I-II B
Saprobieller Grundzustand	1,5	Beteiligte Bioregionen BR2, BR3	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,25	Maximale Gewässertiefe [m]	0,3
Gewässerbreite [m]	8	Variabilität hoch	
	linkes Ufer		rechtes Ufer
Uferaufbau	naturnah		verbaut
Uferneigung	mäßig steil		mäßig steil
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher		ruderal, Bäume/Sträucher
Umland	Wald, Grünland, Ruderal, bebaute Fläche, Verkehr		bebaute Fläche
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	unbekannt
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,7	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	1	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	14,3	pH-Wert	8,56
O ₂ -Sättigung [%]	110	Leitfähigkeit [µS/cm]	418
O ₂ -Gehalt [mg/l]	10,68		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	14,5	Lichtverhältnisse	wolkig
Wind	windstill	Bewölkung [%]	70
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis	-	Bezugspegel	Arzberg
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	-
Verfärbung	-	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)			-
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)			-
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)			-
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar			(-)
Schwefelbakterien frei sichtbar			(-)
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar			(-)
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	10
Megalithal [%]	10	Psammal [%]	15
Makrolithal [%]	25	Psammopetal	-
Mesolithal [%]	20	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	20	Argillal [%]	-

Raab bei Straßenbrücke Mitterdorf an der Raab

Bei Mitterdorf wurde die Raab direkt oberhalb der Straßenbrücke untersucht. Die Ufer sind an beiden Seiten mäßig steil, durch Blockwurf gesichert und mit Bäumen, Sträuchern sowie ruderaler Vegetation bewachsen. Direkt unter der Brücke befindet sich eine Sohlrampe mit einer Höhe von etwa 10cm. Wald, Ackerland, bebaute Fläche und Verkehr prägen das Umland. Das Strömungsbild ist aufgelöst. Die Substratzusammensetzung ist vorwiegend von Mikrolithal (40 %) geprägt, gefolgt von Akal (25 %), Mesolithal (20 %), Mega-, Makrolithal sowie Psammal (jeweils 5 %). In strömungsarmen Bereichen finden sich Ansammlungen von CPOM. Zum Erhebungszeitpunkt war das Wasser leicht verfärbt. Es konnten keine Hinweise auf Reduktionen festgestellt werden.

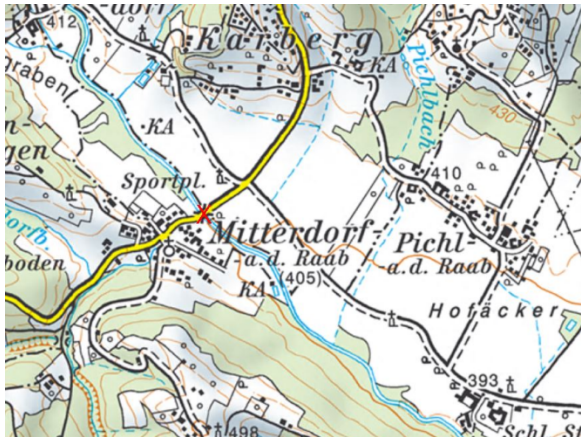


Abbildung 6: Lage der Untersuchungsstelle bei Mitterdorf



Abbildung 7: MZB-Probenahme an der Raab bei Mitterdorf mit Blick flussauf



Abbildung 8: Raab bei Mitterdorf mit Blick flussab



Abbildung 9: Gewässersohle der Raab bei Mitterdorf

Tabelle 8: Untersuchungsbefund der Raab bei Mitterdorf

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Mitterdorf an der Raab
Untersuchungsstelle	Straßenbrücke Mitterdorf an der Raab	Rechtswert	695777
Messstellenummer	-	Hochwert	226083
Detail WK ID	1001040108	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	285,593
Datum	19.09.2019	Seehöhe [m]	401
Entnahmezeit	13:00:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	4
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	183,7
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,1	Maximale Gewässertiefe [m]	0,25
Gewässerbreite [m]	10	Variabilität gering	
	linkes Ufer	rechtes Ufer	
Uferaufbau	verbaut	verbaut	
Uferneigung	mäßig steil	mäßig steil	
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher	ruderal, Bäume/Sträucher	
Umland	Ackerland	Wald, Ackerland, bebaute Fläche	
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	unbekannt
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,6	Strömungsbild	aufgelöst
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	14,2	pH-Wert	8,45
O ₂ -Sättigung [%]	113	Leitfähigkeit [µS/cm]	410
O ₂ -Gehalt [mg/l]	11,25		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	17	Lichtverhältnisse	wolkig
Wind	windstill	Bewölkung [%]	50
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis	-	Bezugspegel	Mitterdorf an der Raab
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	-
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)	-		
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar	(-)		
Schwefelbakterien frei sichtbar	(-)		
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar	(-)		
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	25
Megalithal [%]	5	Psammal [%]	5
Makrolithal [%]	5	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	20	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	40	Argillal [%]	-

Raab 1. Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf

Die Untersuchungsstelle liegt direkt bei der 1. Straßenbrücke aufwärts der Fa. Schmidt in Wollsdorf. Die Ufer sind beidseitig steil, von naturnahen Strukturen geprägt und mit Bäumen, Sträuchern, Gras sowie ruderaler Vegetation bewachsen. Das Umland wird von Ackerland dominiert. Das Strömungsbild ist heterogen. Die Gewässersohle wird von Mesolithal (40 %) dominiert, gefolgt von Makro-, Mikrolithal (jeweils 20 %), Psammal (15 %) und Akal (5 %). In strömungsarmen Bereichen können Ansammlungen von CPOM vorgefunden werden. Das Wasser war zum Erhebungszeitpunkt leicht verfärbt. Es gab keine Hinweise auf Reduktionen. Stromauf befindet sich die Einleitung der ARA St. Ruprecht.

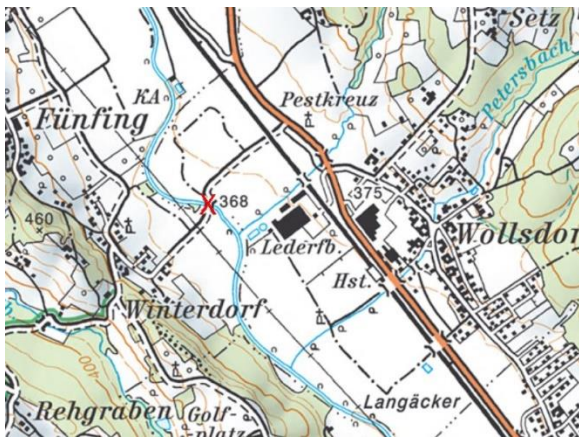


Abbildung 10: Lage der Untersuchungsstelle bei Wollsdorf aufwärts der Fa. Schmidt

Abbildung 11: Raab aufwärts Fa. Schmidt mit Blick flussauf



Abbildung 12: Raab aufwärts Fa. Schmidt mit Blick flussab



Abbildung 13: Gewässersohle der Raab aufwärts der Fa. Schmidt

Tabelle 9: Untersuchungsbefund der Raab aufwärts der Fa. Schmidt in Wollsdorf

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Wollsdorf
Untersuchungsstelle	1. Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	Rechtswert	699863
Messstellenummer	-	Hochwert	222274
Detail WK ID	1001040108	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	279,136
Datum	19.09.2019	Seehöhe [m]	367
Entnahmezeit	11:30:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	4
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	300,8
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,2	Maximale Gewässertiefe [m]	0,25
Gewässerbreite [m]	9	Variabilität mittel	
	linkes Ufer	rechtes Ufer	
Uferaufbau	naturnah	naturnah	
Uferneigung	steil	steil	
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher	ruderal, Bäume/Sträucher	
Umland	Ackerland, bebaute Fläche	Wald, Ackerland, bebaute Fläche	
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein	Einleitung oberhalb	kommunal
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,7	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	14,1	pH-Wert	8,4
O ₂ -Sättigung [%]	112	Leitfähigkeit [µS/cm]	467
O ₂ -Gehalt [mg/l]	11,19		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	16	Lichtverhältnisse	sonnig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	30
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis	-	Bezugspegel	St. Ruprecht an der Raab
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	-
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)	-		
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar	(-)		
Schwefelbakterien frei sichtbar	(-)		
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar	(-)		
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	5
Megalithal [%]	-	Psammal [%]	15
Makrolithal [%]	20	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	40	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	20	Argillal [%]	-

Raab ca. 1000 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf

Die Untersuchungsstelle liegt ca. 1000 m abwärts der Fa. Schmidt in Wollsdorf. Beide Ufer sind steil, naturnahe und mit Bäumen, Sträuchern sowie ruderaler Vegetation bewachsen. An den beiden Ufern wechseln sich gesicherte Abschnitte mit natürlichen Bereichen, die von ins Wasser hängenden Wurzelbärten strukturiert sind, ab. Im direkten Umland befinden sich Wald, Ackerland, ruderaler und bebaute Flächen. Das Strömungsbild ist heterogen. Die Substratzusammensetzung besteht vorwiegend aus Makro-, Meso- und Mikrolithal (jeweils 25 %), gefolgt von Akal (15 %), Psammal (10 %) und Megalithal (5 %). Die Gewässersohle ist zu einem geringen Anteil von Moosen bewachsen. In strömungsarmen Bereichen finden sich Ansammlungen von CPOM. Das Wasser war zum Erhebungszeitpunkt leicht verfärbt, jedoch klarer als an der Stelle stromauf. Es konnten keine Hinweise auf Reduktionen vorgefunden werden. Stromauf befindet sich die Einleitung der Lederfabrik Schmidt.



Abbildung 14: Lage der Untersuchungsstelle bei Wollsdorf abwärts der Fa. Schmidt

Abbildung 15: Raab abwärts Fa. Schmidt mit Blick flussauf



Abbildung 16: Raab abwärts Fa. Schmidt mit Blick flussab

Abbildung 17: Gewässersohle der Raab abwärts der Fa. Schmidt

Tabelle 10: Untersuchungsbefund der Raab abwärts der Fa. Schmidt in Wollsdorf

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Wollsdorf
Untersuchungsstelle	ca. 1000m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	Rechtswert	700523
Messstellenummer	-	Hochwert	221258
Detail WK ID	1001040108	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	277,8
Datum	19.09.2019	Seehöhe [m]	362
Entnahmezeit	10:30:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	4
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	311,1
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,25	Maximale Gewässertiefe [m]	0,3
Gewässerbreite [m]	9	Variabilität mittel	
	linkes Ufer	rechtes Ufer	
Uferaufbau	naturnah	naturnah	
Uferneigung	steil	steil	
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher	ruderal, Bäume/Sträucher	
Umland	Ackerland, bebaute Fläche	Wald, Ackerland, Ruderal	
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	industriell
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,7	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	13,8	pH-Wert	8,28
O ₂ -Sättigung [%]	108,2	Leitfähigkeit [µS/cm]	822
O ₂ -Gehalt [mg/l]	11		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	14,5	Lichtverhältnisse	wolkig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	75
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis	-	Bezugspegel	St. Ruprecht an der Raab
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	-
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)	-		
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar		(-)	
Schwefelbakterien frei sichtbar		(-)	
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar		(-)	
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	15
Megalithal [%]	5	Psammal [%]	10
Makrolithal [%]	20	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	25	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	25	Argillal [%]	-

Raab Bahnhof Takern I

Bei Takern I wurde die Raab unterhalb des Kraftwerkswehrs untersucht. Das linke Ufer ist steil und direkt unterhalb des Wehrs durch Blockwurf gesichert, der in einen lockerer gesicherten und von Wurzelbärten strukturierten Abschnitt übergeht. Rechtsufrig befindet sich eine bewachsene Schotterbank. An beiden Seiten der Raab wachsen ruderale Vegetation sowie Bäume und Sträucher, die teilweise ins Wasser hängen. Wald, Ackerland und bebaute Fläche prägen das Umland. Das Strömungsbild ist heterogen. Die Substratzusammensetzung wird von Mikrolithal (35 %) dominiert, gefolgt von Mesolithal, Akal (jeweils 20 %), Psammal (15 %), Mega- und Makrolithal (jeweils 5 %). In strömungsarmen Bereichen finden sich Ansammlungen von CPOM. Zum Erhebungszeitpunkt war das Wasser leicht verfärbt und trüb. Es konnten keine Hinweise auf Reduktionen vorgefunden werden. Stromauf befinden sich Einleitungen der ARA Gleisdorf und von Agrana/Steirerobst.



Abbildung 18: Lage der Untersuchungsstelle bei Takern I

Abbildung 19: Raab bei Takern I mit Blick flussauf



Abbildung 20: Raab bei Takern I mit Blick flussab

Abbildung 21: Gewässersohle der Raab bei Takern I

Tabelle 11: Untersuchungsbefund der Raab bei Takern I

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Takern I
Untersuchungsstelle	Bahnhof Takern I	Rechtswert	705872
Messstellennummer	-	Hochwert	213726
Detail WK ID	1001040098	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	266,92
Datum	19.09.2019	Seehöhe [m]	323
Entnahmezeit	08:30:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	5
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km²]	477,3
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,3	Maximale Gewässertiefe [m]	0,4
Gewässerbreite [m]	8	Variabilität mittel	
	linkes Ufer		rechtes Ufer
Uferaufbau	verbaut		naturnah
Uferneigung	steil		variabel
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher		ruderal, Bäume/Sträucher
Umland	Wald, Ackerland, bebaute Fläche		Ackerland, bebaute Fläche
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	kommunal, industriell
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,7	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	16	pH-Wert	8,03
O ₂ -Sättigung [%]	90,1	Leitfähigkeit [µS/cm]	800
O ₂ -Gehalt [mg/l]	8,59		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	13	Lichtverhältnisse	bedeckt
Wind	windstill	Bewölkung [%]	9,5
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis	-	Bezugspegel	St. Ruprecht an der Raab
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	Ja
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)	-		
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar	(-)		
Schwefelbakterien frei sichtbar	(-)		
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar	(-)		
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	20
Megalithal [%]	5	Psammal [%]	15
Makrolithal [%]	5	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	20	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	35	Argillal [%]	-

Raab Gniebing

Die Untersuchungsstelle liegt unterhalb des Kraftwerkswehrs Gniebing. Beide Ufer sind mäßig steil und durch Blockwurf gesichert, der links von einer langen Schotterbank durchbrochen wird. An beiden Seiten der Raab wachsen ruderales Vegetation sowie Bäume und Sträucher, die teilweise ins Wasser hängen. Im Umland befinden sich Ackerland und bebaute Fläche. Das Strömungsbild ist heterogen. Die Gewässersohle wird von Mikrolithal (35 %) dominiert, gefolgt von Mesolithal (20 %), Akal, Psammal (jeweils 15 %), Makrolithal (10 %) und Megalithal (5 %). Ansammlungen von CPOM können in strömungsarmen Bereichen vorgefunden werden. Zum Erhebungszeitpunkt war das Wasser leicht verfärbt und trüb. Es konnten keine Hinweise auf Reduktionen vorgefunden werden. Stromauf befinden sich Einleitungen der ARAs St. Margarethen und Fladnitz Raabtal sowie von der Titz Fleischwirtschaft und dem Fleischhof Raabtal.

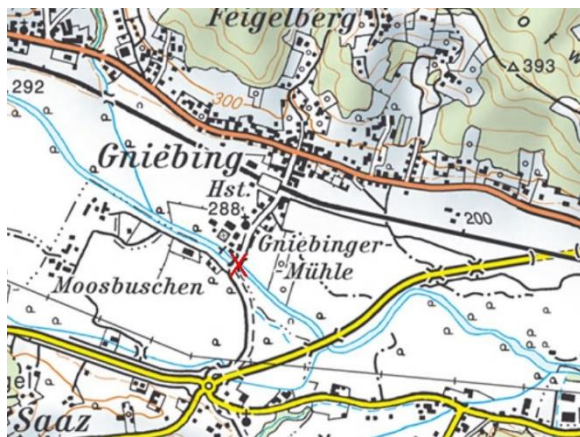


Abbildung 22: Lage der Untersuchungsstelle bei Gniebing

Abbildung 23: Raab bei Gniebing mit Blick flussauf



Abbildung 24: Raab bei Gniebing mit Blick flussab

Abbildung 25: Gewässersohle der Raab bei Gniebing

Tabelle 12: Untersuchungsbefund der Raab bei Gniebing

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Gniebing
Untersuchungsstelle	Gniebing	Rechtswert	713340
Messstellennummer	-	Hochwert	202306
Detail WK ID	1001040098	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	250,1
Datum	18.09.2019	Seehöhe [m]	284
Entnahmezeit	17:45:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	5
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	655
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss	Östliche Flach- und Hügelländer	PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss	Östliche Flach- und Hügelländer
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,3	Maximale Gewässertiefe [m]	0,6
Gewässerbreite [m]	15	Variabilität	mittel
	linkes Ufer		rechtes Ufer
Uferaufbau	verbaut		verbaut
Uferneigung	mäßig steil		mäßig steil
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher		ruderal, Bäume/Sträucher
Umland	Ackerland, bebaute Fläche		Ackerland, bebaute Fläche
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	kommunal, industriell
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,6	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	17,7	pH-Wert	7,97
O ₂ -Sättigung [%]	95	Leitfähigkeit [µS/cm]	677
O ₂ -Gehalt [mg/l]	8,7		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	18,5	Lichtverhältnisse	wolkig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	70
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis		Bezugspegel	Takern II
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	Ja
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)			-
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)			-
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)			-
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar			(-)
Schwefelbakterien frei sichtbar			(-)
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar			(-)
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	15
Megalithal [%]	5	Psammal [%]	15
Makrolithal [%]	10	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	20	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	35	Argillal [%]	-

Raab Ertlermühle

Die Untersuchungsstelle liegt unterhalb des Wehrs und der Fischwanderhilfe. Das linke Ufer ist im oberen Untersuchungsbereich naturnahe und von einer bewachsenen Schotterinsel und -bank geprägt. Im unteren Untersuchungsabschnitt befindet sich linksseitig eine Ufersicherung. Rechtsseitig ist das Ufer im ganzen Untersuchungsabschnitt durch Blockwurf begradigt und mäßig steil. Die Ufer sind mit ruderaler Vegetation sowie Bäumen und Sträuchern bewachsen, die teilweise ins Wasser hängen. Im direkten Umland befinden sich Ackerland, bebaute Fläche und Verkehr. Das Strömungsbild ist heterogen. Das Substrat setzt sich vorwiegend aus Mikrolithal (30 %) Mesolithal und Akal (jeweils 25 %) zusammen, gefolgt von Psammal (10 %), Mega- und Makrolithal (jeweils 5 %). In strömungsberuhigten Bereichen findet sich CPOM, auch Totholz kann an der Untersuchungsstelle vorgefunden werden. Zum Erhebungszeitpunkt war das Wasser leicht verfärbt und trüb. Es konnten keine Hinweise auf Reduktionen vorgefunden werden. Stromauf befindet sich die Einleitung der Lederfabrik Boxmark in Feldbach.



Abbildung 26: Lage der Untersuchungsstelle bei der Ertlermühle



Abbildung 27: Raab Ertlermühle mit Blick flussauf



Abbildung 28: Raab Ertlermühle mit Blick flussab



Abbildung 29: Gewässersohle der Raab bei der Ertlermühle

Tabelle 13: Untersuchungsbefund der Raab bei der Ertlermühle

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Feldbach
Untersuchungsstelle	Ertler Mühle	Rechtswert	718493
Messstellennummer	-	Hochwert	201724
Detail WK ID	1001040090038	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	244,41
Datum	18.09.2019	Seehöhe [m]	272
Entnahmezeit	16:45:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	5
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	691
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss	
Östliche Flach- und Hügelländer		Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,3	Maximale Gewässertiefe [m]	0,7
Gewässerbreite [m]	13	Variabilität hoch	
	linkes Ufer		rechtes Ufer
Uferaufbau	naturnah		verbaut
Uferneigung	mäßig steil		mäßig steil
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher		ruderal, Bäume/Sträucher
Umland	Ackerland, bebaute Fläche		Ackerland, bebaute Fläche, Verkehr
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	industriell
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,25	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,6	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	18,6	pH-Wert	8,03
O ₂ -Sättigung [%]	102	Leitfähigkeit [µS/cm]	798
O ₂ -Gehalt [mg/l]	9,33		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	19,5	Lichtverhältnisse	sonnig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	20
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis		Bezugspegel	Feldbach
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	Ja
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)			-
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)			-
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)			-
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar		(-)	
Schwefelbakterien frei sichtbar		(-)	
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar		(-)	
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	25
Megalithal [%]	5	Psammal [%]	10
Makrolithal [%]	5	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	25	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	30	Argillal [%]	-

Raab bei St. Martin an der Raab

Die Untersuchungsstelle liegt unterhalb der Straßenbrücke in St. Martin an der Raab. Die Ufer sind steil, mit Blockwurf gesichert und von ruderaler Vegetation sowie mit Bäumen und Sträuchern bewachsen, die teilweise ins Wasser hängen. Direkt unterhalb der Brücke befindet sich eine Sohlrampe in einer Höhe von etwa 1-1,5 m. Ackerland und bebaute Fläche dominieren das Umland. Das Strömungsbild ist laminar. Die Gewässersohle besteht zum Großteil aus Akal (40 %) und Mikrolithal (30 %), gefolgt von Psammal (15 %), Mesolithal (10 %) und Megalithal (5 %). In strömungsberuhigten Bereichen befinden sich Ansammlungen von CPOM, es kann auch Totholz im Untersuchungsbereich vorgefunden werden. Zum Erhebungszeitpunkt war das Wasser leicht verfärbt und trüb. Es konnten keine Hinweise auf Reduktionen vorgefunden werden. Oberhalb der Stelle befinden sich die Einleitungen der ARAs Feldbach/Raabtal und Fehring sowie der AT&S Fehring.



Abbildung 30: Lage der Untersuchungsstelle bei St. Martin



Abbildung 31: Raab bei St. Martin mit Blick flussauf



Abbildung 32: Raab bei St. Martin mit Blick flussab



Abbildung 33: Blockwurf am Ufer der Raab bei St. Martin

Tabelle 14: Untersuchungsbefund der Raab bei St.Martin

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	St. Martin an der Raab
Untersuchungsstelle	St. Martin an der Raab	Rechtswert	734277
Messstellennummer	-	Hochwert	198522
Detail WK ID	1001040042	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	223,769
Datum	18.09.2019	Seehöhe [m]	241
Entnahmezeit	15:00:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	5
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	905,1
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss	
Östliche Flach- und Hügelländer		Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,6	Maximale Gewässertiefe [m]	1,1
Gewässerbreite [m]	15	Variabilität	mittel
	linkes Ufer		rechtes Ufer
Uferaufbau	verbaut		verbaut
Uferneigung	steil		steil
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher		ruderal, Bäume/Sträucher
Umland	Ackerland, bebaute Fläche		Ackerland, bebaute Fläche
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	kommunal
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,25	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4	Strömungsbild	laminar
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	18,3	pH-Wert	7,94
O ₂ -Sättigung [%]	99,5	Leitfähigkeit [µS/cm]	749
O ₂ -Gehalt [mg/l]	9,2		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	20	Lichtverhältnisse	sonnig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	40
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis		Bezugspegel	Feldbach
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	Ja
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)		Lithal Unterseite (< 25 % Schwarzfärbung)	
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)		-	
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)		-	
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar		(-)	
Schwefelbakterien frei sichtbar		(-)	
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar		(-)	
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	40
Megalithal [%]	5	Psammal [%]	15
Makrolithal [%]	-	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	10	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	30	Argillal [%]	-

Raab bei Neumarkt an der Raab

Die Untersuchungsstelle liegt unterhalb des Kraftwerks in Neumarkt und oberhalb der Straßenbrücke. Im oberen Untersuchungsabschnitt wechseln gesicherte und naturnahe Uferbereiche ab, im unteren Untersuchungsbereich sind beide Ufer mit Blockwurf gesichert und mäßig steil bis steil. Ruderale Vegetation, Bäume sowie Sträucher wachsen zu beiden Seiten der Raab. Das Strömungsbild ist heterogen. Die Gewässersohle wird von Mikrolithal dominiert (45 %), gefolgt von Mesolithal (25 %), Akal (20 %), Megalithal und Psammal (jeweils 5 %). Ansammlungen von CPOM finden sich in strömungsberuhigten Bereichen. Zum Erhebungszeitpunkt war das Wasser leicht verfärbt und trüb. In langsam fließenden Bereichen konnten in geringem Ausmaß Reduktionserscheinungen auf der Steinunterseite festgestellt werden. Stromauf befindet sich die Einleitung der Lederfabrik Boxmark Jennersdorf.



Abbildung 34: Lage der Untersuchungsstelle bei Neumarkt

Abbildung 35: Raab bei Neumarkt mit Blick flussauf

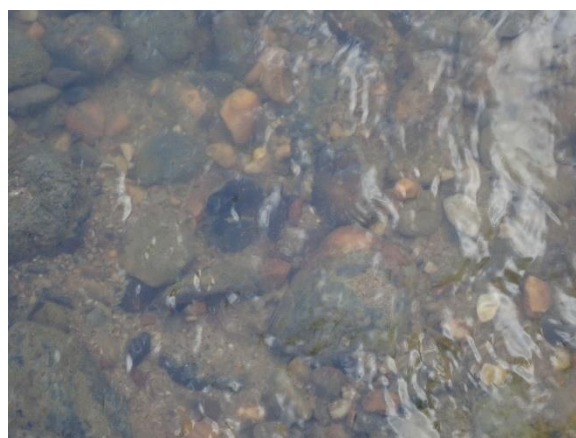


Abbildung 36: Raab bei Neumarkt mit Blick flussab

Abbildung 37: Gewässersohle der Raab bei Neumarkt

Tabelle 15: Untersuchungsbefund der Raab bei Neumarkt

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Neumarkt an der Raab
Untersuchungsstelle	Neumarkt an der Raab	Rechtswert	736436
Messstellennummer	-	Hochwert	199013
Detail WK ID	1001040041	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	221,178
Datum	18.09.2019	Seehöhe [m]	233
Entnahmezeit	14:00:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	5
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	986,4
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss	
Östliche Flach- und Hügelländer		Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,3	Maximale Gewässertiefe [m]	0,6
Gewässerbreite [m]	8	Variabilität mittel	
	linkes Ufer	rechtes Ufer	
Uferaufbau	naturnah	naturnah	
Uferneigung	variabel	mäßig steil	
Uferbewuchs	ruderal. Bäume/Sträucher	ruderal. Bäume/Sträucher	
Umland	Ackerland, bebaute Fläche	Ackerland	
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	industriell
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	18,5	pH-Wert	7,98
O ₂ -Sättigung [%]	96,1	Leitfähigkeit [µS/cm]	885
O ₂ -Gehalt [mg/l]	8,77		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	19,5	Lichtverhältnisse	wolkig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	60
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis	-	Bezugspegel	Neumarkt an der Raab
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	Ja
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)		Lithal Unterseite (< 25 % Schwarzfärbung)	
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)		-	
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)		-	
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar		(-)	
Schwefelbakterien frei sichtbar		(-)	
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar		(-)	
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	20
Megalithal [%]	5	Psammal [%]	-
Makrolithal [%]	-	Psammopelal	5
Mesolithal [%]	25	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	45	Argillal [%]	-

Raab bei Mogersdorf

Die Untersuchungsstelle liegt in einem naturnahen Mäanderbogen an der Grenze zu Ungarn. Das linke Ufer ist naturnah, es wechseln sich natürliche mit durch Blockwurf gesicherten Abschnitten ab. Rechtsseitig kann ein natürliches steiles Ufer beobachtet werden. Ruderale Vegetation, Bäume sowie Sträucher bewachsen beide Seiten der Raab, zum Teil hängt die Vegetation ins Wasser. Auch Wurzelbärte strukturieren die Uferanslagslinie. Das Strömungsbild ist laminar. Die Gewässersohle wird von Psammal (40 %) und Akal (35 %) dominiert, gefolgt von Pelal (15 %) und Mikrolithal (10 %). Es finden sich Ansammlungen von CPOM, FPOM („fine particulate organic matter“) und Debris im Untersuchungsabschnitt, auch Totholz kann beobachtet werden. Zum Erhebungszeitpunkt war das Wasser leicht verfärbt und trüb; Hinweise auf Reduktionen gab es keine.

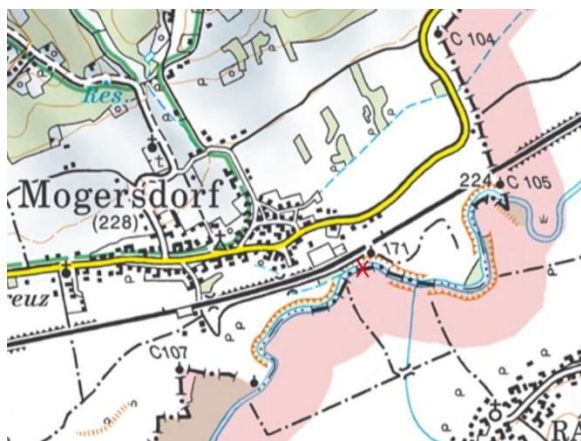


Abbildung 38: Lage der Untersuchungsstelle bei Mogersdorf.

Abbildung 39: Raab bei Mogersdorf mit Blick flussauf



Abbildung 40: Raab bei Mogersdorf mit Blick flussab

Abbildung 41: Gemeinsame Probenahme mit den ungarischen KollegInnen

Tabelle 16: Untersuchungsbefund der Raab bei Mogersdorf

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Raab	Gemeinde	Mogersdorf
Untersuchungsstelle	Mogersdorf	Rechtswert	742863
Messstellennummer	-	Hochwert	200896
Detail WK ID	1002140000	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	210
Datum	18.09.2019	Seehöhe [m]	226
Entnahmezeit	11:45:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	5
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	1078,2
Probenehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss	
Östliche Flach- und Hügelländer		Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 3	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	Mäanderstrecken	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,4	Maximale Gewässertiefe [m]	1,1
Gewässerbreite [m]	13	Variabilität mittel	
	linkes Ufer	rechtes Ufer	
Uferaufbau	naturnah	natürlich	
Uferneigung	steil	steil	
Uferbewuchs	ruderal. Bäume/Sträucher	ruderal. Bäume/Sträucher	
Umland	Ackerland, bebaute Fläche, Verkehr	Ackerland	
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	unbekannt
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,1	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,1	Strömungsbild	laminar
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	18,6	pH-Wert	8,09
O ₂ -Sättigung [%]	101,6	Leitfähigkeit [µS/cm]	830
O ₂ -Gehalt [mg/l]	9,33		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	18	Lichtverhältnisse	sonnig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	20
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis	-	Bezugspegel	Neumarkt an der Raab
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	Ja
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)	-		
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)	-		
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar	(-)		
Schwefelbakterien frei sichtbar	(-)		
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar	(-)		
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	35
Megalithal [%]	-	Psammal [%]	40
Makrolithal [%]	-	Psammopetal	-
Mesolithal [%]	-	Pelal [%]	15
Mikrolithal [%]	10	Argillal [%]	-

Lafnitz bei Eltendorf

Die Untersuchungsstelle der Lafnitz liegt unterhalb der Brücke in Eltendorf. Beide Ufer sind steil, durch Blockwurf gesichert und mit ruderaler Vegetation sowie Bäumen und Sträuchern bewachsen. Direkt unterhalb der Brücke befindet sich eine Sohllrampe mit wenigen Zentimetern Niveauunterschied. Das Strömungsbild ist heterogen. Das Substrat besteht vorwiegend aus Mesolithal (70 %), gefolgt von Megalithal (10 %), Makro-, Mikrolithal, Akal und Psammal (jeweils 5 %). In strömungsberuhigten Bereichen finden sich Ansammlungen von CPOM. Das Wasser war zum Erhebungszeitpunkt leicht verfärbt und trüb. An der Untersuchungsstelle konnten Reduktionserscheinungen auf der Steinunterseite vorgefunden werden.

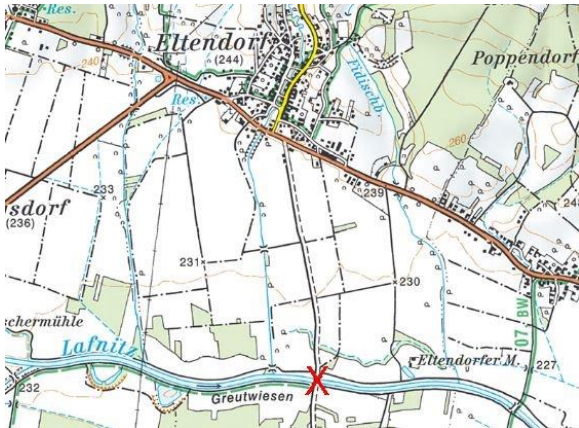


Abbildung 42: Lage der Untersuchungsstelle bei Eltendorf



Abbildung 43: Lafnitz bei Eltendorf mit Blick flussauf



Abbildung 44: Lafnitz bei Eltendorf mit Blick flussab



Abbildung 45: Gewässersohle der Lafnitz bei Eltendorf

Tabelle 17: Untersuchungsbefund der Lafnitz bei Eltendorf

Untersuchungsstelle			
Gewässername	Lafnitz	Gemeinde	Eltendorf
Untersuchungsstelle	Eltendorf	Rechtswert	740243
Messstellennummer	-	Hochwert	205708
Detail WK ID	1001380003	Meridian	M34
Laborinterne ID	19/062	Flusskilometer [km]	206.03
Datum	18.09.2019	Seehöhe [m]	226
Entnahmezeit	08:30:00	Flussgebietseinheit	-
Auftraggeber	Land Burgenland	Flussordnungszahl	6
Auftragnehmer (Firma)	DWS Hydro-Ökologie GmbH	Einzugsgebietsgröße [km ²]	1941,3
Probennehmer	Eidinger, Krisa		
MZB: Bioregion/Großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer		PHB: Bioregion/Abschnitt großer Fluss Östliche Flach- und Hügelländer	
Innere Differenzierung	EZ-KI 3	Troph. Grundzustandsklasse	Meso-eutroph 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	Saprob. Grundzustandsklasse	II
Saprobieller Grundzustand	1,75	Beteiligte Bioregionen BR, FH	
Morphologische Daten			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,4	Maximale Gewässertiefe [m]	1,2
Gewässerbreite [m]	20	Variabilität mittel	
	linkes Ufer		rechtes Ufer
Uferaufbau	verbaut		verbaut
Uferneigung	steil		steil
Uferbewuchs	ruderal, Bäume/Sträucher		ruderal, Bäume/Sträucher
Umland	Ackerland		Wald, Ackerland
Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja	Einleitung oberhalb	unbekannt
See im Flusskontinuum oberhalb	nein		
Hydraulische Bedingungen			
Mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,8	Gr. Flüsse: mittlere Strömungsgeschw. an den beprobten Habitaten [m/s]	-
Max. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	1,1	Strömungsbild	heterogen
Physikalisch/chemischer Befund			
Wassertemperatur [°C]	17,4	pH-Wert	7,82
O ₂ -Sättigung [%]	98,9	Leitfähigkeit [µS/cm]	326
O ₂ -Gehalt [mg/l]	9,3		
Wetter			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft		
Witterung bei Probenahme		Niederschlag	trocken
Lufttemperatur [°C]	14	Lichtverhältnisse	sonnig
Wind	leicht windig	Bewölkung [%]	15
Hydrographie aktuell			
Abflusssituation	NQ	Tendenz Wasserführung	gleichbleibend
Schwall/Sunk Verhältnis		Bezugspegel	Eltendorf
Organoleptischer Befund, reduzierte Bed. und Aufwuchsbefund			
Nicht mineralische Trübe	-	Schwimm- & Schwebstoffe	Ja
Verfärbung	Ja	Geruch (Wasser)	-
Schaumbildung	-	Grobverunreinigungen	-
Reduzierte Bed. lenitisch (<0,25 m/s)		Lithal Unterseite (< 25 % Schwarzfärbung)	
Reduzierte Bed. lotisch (0,25-0,75 m/s)		Lithal Unterseite (< 50 % Schwarzfärbung)	
Reduzierte Bed. lotisch (>0,75 m/s)		-	
Abwasserbakterien, Abwasserpilze frei sichtbar		(-)	
Schwefelbakterien frei sichtbar		(-)	
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar		(-)	
Substratzusammensetzung			
Hygropetrische Stellen [%]	-	Akal [%]	5
Megalithal [%]	10	Psammal [%]	5
Makrolithal [%]	5	Psammopelal	-
Mesolithal [%]	70	Pelal [%]	-
Mikrolithal [%]	5	Argillal [%]	-

3.2.1.5 Untersuchungsstellen Fische

Im Unterschied zum Raab Survey 2009 fanden im Projekt RaabSTAT keine eigenen fischökologischen Aufnahmen statt. Es wurden jedoch für den vorliegenden Bericht Daten aus früheren Aufnahmen ausgewertet. Die Quellen sind in Kap. 3.2.3 angeführt. Es wurden von 2009 (Raab Survey) bis 2019 22 Elektro-Befischungen an 19 Standorten an der Raab sowie zwei Befischungen an der Lafnitz durchgeführt (Tabelle 18).

Tabelle 18: Befischungsstandorte an der Raab und im mündungsnahen Abschnitt der Lafnitz zwischen 2009 und 2019 mit Messstellen-Nummer, ID-Code gemäß Fischdatenbank FDA, Befischungsdatum, Bioregion (Bioreg), Fischregion (Fischreg) und Fluss-Kilometer (Fremddaten, Quellen siehe Kap. 3.2.3)

Gewässer / Standort	Messstellen-Nr.	ID FDA	Datum	Bioreg	Fischreg	Fluss-km
Raab						
bachauf Hanauer	FW61301987	8101	23.09.2011	BR (B)	ER	318,7
Wieden	FW61302447	9710	17.06.2015	BR (B)	ER	316,4
Wiedenberg	FW61302457	9711	17.06.2015	BR (B)	ER	312,0
Grillbichl	FW61302437	9769	14.07.2015	BR (B)	MR	304,6
Raabklamm	FW61302427	9786	14.07.2015	BR (B)	MR	303,6
unterhalb Mortantsch	FW61301997	8102	23.09.2011	BR (B)	MR	300,4
oberhalb KW Mortantsch	FW61301977	8103	23.09.2011	BR (B)	MR	299,7
Kögerl	FW61302557	9770	14.07.2015	FH (E)	MR	297,2
oberhalb Mitterdorf	FW61301307	10350	19.07.2018	FH (E)	MR	293,0
Schloss Stadl	FW61302847	10351	19.07.2018	FH (E)	HR gr	289,4
flussauf Wollsdorf	FW61300557	10352	19.07.2018	FH (E)	HR gr	285,8
Takern	FW61301317	10457	13.10.2018	FH (E)	EP mi1	265,4-267,4
Fladnitz-Rohr	k.A.	6860	08.10.2009	FH (E)	EP mi2	258,4-261,9
Rohr-Paurach	k.A.	6861	09.10.2009	FH (E)	EP mi2	254,0-256,0
Lödersdorf-Pertlstein	k.A.	6863	10.10.2009	FH (E)	EP gr	241,9-245,8
Hohenbrugg-Welten	FW61302867	10581	29.09.2019	FH (E)	EP gr	227,5
Höhe St.Martin	FW10000417	6865	23.10.2009	FH (E)	EP gr	223,0-223,5
Neumarkt	FW10000087	10680	11.11.2019	FH (E)	EP gr	216-219,6
Neumarkt	FW10000087	7201	24.11.2010	FH (E)	EP gr	216-219,5
Neumarkt	FW10000087	9177	31.10.2013	FH (E)	EP gr	216-219,5
Neumarkt	FW10000087	6864	24.10.2009	FH (E)	EP gr	216,4-219,5
Mogersdorf	k.A.	6862	26.10.2009	FH (E)	EP gr	209,9-212,6

Gewässer / Standort	Messtellen-Nr.	ID FDA	Datum	Bioreg	Fischreg	Fluss-km
Lafnitz						
Heiligenkreuz	k.A.	6866	22.10.2009	FH (E)	EP gr	5-7,2
St. Gotthard	FW10000227	9178	29.10.2013	FH (E)	EP gr	0,5-5,0

BR (B) = Bergrückenlandschaft, FH (E) = Östliche Flach- und Hügelländer, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HR gr = Hyporhithal groß, EP mi1/2 = Epipotamal mittel 1/2, EP gr = Epipotamal groß.

3.2.2 Eigene Erhebungen

Biologische Untersuchungen der Qualitätselemente Phytobenthos und Makrozoobenthos fanden am 18. und 19.09.2019 an zehn Stellen in der Raab von Arzberg bis Mogersdorf und an einer Stelle in der Lafnitz bei Eltendorf statt. Bei Mogersdorf wurde die Raab zur methodischen Vergleichbarkeit der Ergebnisse gemeinsam mit den ungarischen KollegInnen beprobt.

3.2.3 Fremddaten

Phytobenthos und Makrozoobenthos

Zur gesicherten Ergebnisinterpretation wurden für die Qualitätselemente Phytobenthos und Makrozoobenthos neben den eigenen Erhebungen im Rahmen des Projektes RaabSTAT 2019 auch vorliegende Daten seit dem letzten Raab Survey 2009 verwendet:

- Erhebung im Rahmen des Raab Survey 2009 (BOKU, ARGE Limnologie)
- Erhebungen im Rahmen der Landesmessstellen Steiermark 2010 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der Landesmessstellen Steiermark 2013 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der Landesmessstellen Steiermark 2015 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der Landesmessstellen Steiermark 2016 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der Landesmessstellen Steiermark 2017 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der Landesmessstellen Steiermark 2018 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV Burgenland 2010 (DWS Hydro-Ökologie, NUA)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV/GGK Burgenland 2011 (DWS Hydro-Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV/GGK Burgenland 2012 (DWS Hydro-Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV/GGK Burgenland 2013 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV/GGK Burgenland 2014 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV Burgenland 2015 (ARGE Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV Burgenland 2016 (DWS Hydro-Ökologie)
- Erhebungen im Rahmen der GZÜV Burgenland 2019 (DWS Hydro-Ökologie)

Fische

Für die Darstellung der Situation des Qualitätselements Fische wurden ausschließlich Fremddaten verwendet:

- Fischbestandserhebung im Rahmen des Raab Survey 2009 (DWS Hydro-Ökologie)
- Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV Burgenland 2010 (DWS Hydro-Ökologie)
- Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV Steiermark 2011 (IB für angewandte Gewässerökologie)
- Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV Burgenland 2013 (PROFISCH OG)
- Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV Steiermark 2015 (PROFISCH OG)
- Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV Steiermark 2018 (TB Biologie)
- Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV Burgenland 2019 (PROFISCH OG)
- Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV Steiermark 2019 (TB Biologie)

3.2.4 Unterschied und Übereinstimmung zwischen Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019

Probenahme und Untersuchungsstellen

2009 fanden die biologischen Untersuchungen der Qualitätselemente Phytobenthos und Makrozoobenthos im gesamten Verlauf der Raab gemeinsam mit ungarischen KollegInnen statt. 2019 wurde der österreichische Verlauf der Raab von österreichischen BiologInnen beprobt, der ungarische Verlauf der Raab von ungarischen BiologInnen. Lediglich an der Grenzstelle bei Mogersdorf gab es eine gemeinsame Erhebung. Fünf Stellen von 2019 wurden im österreichischen Verlauf der Raab 2009 nicht untersucht (Tabelle 19).

Die Phytobenthoserhebungen fanden 2009 im Oktober statt, 2019 im September. 2009 fanden die Erhebungen für das Qualitätselement Makrozoobenthos im Juni statt, 2019 im September, wodurch ein saisonaler Unterschied gegeben ist.

Tabelle 19: Untersuchungsstellen an der Raab und Lafnitz 2009 und 2019

Untersuchungsstelle	2009	2019
Raab - Arzberg		+
Raab - Mitterdorf	+	+
Raab - Wollsdorf oh. Schmidt		+
Raab - Wollsdorf uh. Schmidt		+
Raab - Gleisdorf	+	
Raab - Takern	+	+
Raab - Gniebing	+	+
Raab - Ertlermühle	+	+
Raab - Gritsch	+	
Raab - St. Martin		+

Untersuchungsstelle	2009	2019
Raab - Neumarkt	+	+
Raab - Mogersdorf	+	+
Lafnitz - Eltendorf		+
Lafnitz - Minihof	+	

Im Unterschied zum Raab Survey 2009 fanden im Projekt RaabSTAT keine eigenen fischökologischen Aufnahmen statt. Für den vorliegenden Bericht wurden Daten aus früheren Aufnahmen ausgewertet.

Auswertung Phytobenthos (PHB)

Durch die auf österreichischer und ungarischer Seite getrennten Untersuchungen erfolgte 2019 auch die Bearbeitung und Auswertung der Proben nicht mehr parallel in beiden Ländern, sondern jeweils im eigenen Land. Lediglich an der Grenzstelle in Mogersdorf kam es zu einer vergleichenden Auswertung.

Für das Qualitätselement Phytobenthos muss berücksichtigt werden, dass es 2018 zu einer Überarbeitung der Methode kam und seitdem die aktuelle Version des „Leitfadens zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 - Phytobenthos“ zur Anwendung kommt (Pfister & Pipp 2018). Im Zuge der Überarbeitung wurde die Auswahl der Indikatorarten geändert, weiters deren trophische und saprobielle Einstufung anhand eines erweiterten Datensatzes neu festgelegt. Dadurch wurde auch eine geringfügige Verschiebung der Klassengrenzen erforderlich, wodurch die Trophieindex- und Saprobie-Werte sowie die EQR (ecological quality ratio) nicht direkt vergleichbar sind (siehe dazu Kap. 3.2.5.2).

Abgesehen von der Methodikänderung beruhte die Ergebnisdarstellung im Raab Survey 2009 ausschließlich auf der Kieselalgenzönose. 2019 wurde das Phytobenthos gemäß Auftrag nach der nationalen Bewertungsmethode und somit anhand von Kieselalgen *und* Nicht-Kieselalgen ausgewertet. Zu Vergleichszwecken mit dem Raab Survey 2009 erfolgte aber auch die Auswertung nur anhand der Kieselalgen.

Auswertung Makrozoobenthos (MBZ) und Fische

Durch die auf österreichischer und ungarischer Seite getrennten Untersuchungen des Makrozoobenthos erfolgte 2019 auch die Bearbeitung und Auswertung der Proben nicht mehr parallel in beiden Ländern, sondern jeweils im eigenen Land. Lediglich an der Grenzstelle in Mogersdorf kam es zu einer vergleichenden Auswertung.

Bei den Bewertungsverfahren für die Qualitätselemente Makrozoobenthos und Fische gab es nur geringfügige methodische Änderungen. Beim MZB kommt die aktuelle Version des „Leitfadens zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente - Teil A2 Makrozoobenthos“ zur Anwendung (Ofenböck et al. 2019). Die Aufnahmen und Bewertungen für die Fische folgen ebenso dem jeweils gültigen Leitfaden des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT; vormals BMLFUW bzw. BMNT) (Letztversion: Haunschmid et al. 2019).

3.2.5 Methodik

3.2.5.1 Makrozoobenthos Freiland, Labor & Auswertung (Ecoprof)

Die Arbeiten wurden nach den folgenden Vorgaben des BMLRT durchgeführt:

Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente - Teil A2 Makrozoobenthos (Version Nr.: A2-01j _MZB; Herausgabe: Juli 2019): Felderhebung, Probenahme, Probenaufbereitung und Ergebnisermittlung.

Die Bewertung des ökologischen Zustands ist nach den wasserrahmenrichtlinienkonformen biologischen Methoden vorgenommen worden, die auf der Abweichung vom jeweiligen Referenzzustand basieren und vom BMLRT veröffentlicht wurden (Ofenböck et al. 2019).

Die Untersuchungsstelle wurde nach der Multi-Habitat-Sampling-Methode (MHS) besammelt, einer standardisierten, flächenanteilig gewichteten Beprobung aller repräsentativen abiotischen und biotischen Teillebensräume (semiquantitativ). Die Auswertung erfolgte nach der detaillierten Methode mit der Berechnung der multimetrischen Indizes (MMI).

Die Beurteilung setzt sich bei der detaillierten Methode aus bis zu drei Indizes zusammen (Saprobienindex SI und zwei multimetrische Indizes MMI1 und MMI2), wobei der saprobielle Index die Belastung mit organisch abbaubaren Stoffen anzeigt, die beiden multimetrischen Indizes weisen auf strukturelle, stoffliche oder hydraulische Belastungen hin. Der Stressor kann dabei aber nicht ursächlich definiert werden. Die schlechteste dieser drei Einzelwertungen gibt den Gesamtzustand wieder (Prinzip one out - all out).

Die Berechnungen wurden mit dem Programm Ecoprof (aktuelle Version: 5.0) durchgeführt, das vom BMLRT zur Verfügung gestellt wird.

3.2.5.2 Phytobenthos Freiland, Labor & Auswertung (Ecoprof)

Die Arbeiten wurden nach den folgenden Vorgaben des BMLRT durchgeführt:

Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente - Teil A3 Phytobenthos (Version Nr.: A3-01k_PHB; Herausgabe: Juni 2018): Felderhebung, Probenahme, Probenaufbereitung und Ergebnisermittlung.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes des Algenaufwuchses erfolgt nach den wasserrahmenrichtlinienkonformen biologischen Methoden, welche auf der Abweichung vom jeweiligen Referenzzustand basieren und vom BMLRT veröffentlicht wurden (Pfister & Pipp 2018).

Das Berechnungsverfahren basiert beim Qualitätselement Phytobenthos auf den drei Modulen Saprobie, Trophie und Referenzarten. Dabei gehen grundsätzlich alle Algengruppen, einschließlich der Cyanoprokaryota (Blaualgen), in die Bewertung ein. Kieselalgen und alle restlichen Algengruppen (als Nicht-Kieselalgen zusammengefasst) gehen jeweils im Verhältnis 1:1 in die Bewertung ein. Ausnahmen bilden jene Proben, an denen die Artenliste der Nicht-Kieselalgen weniger als vier auf Artniveau bestimmte Taxa enthält oder der Anteil der nicht auf Artniveau bestimmten Taxa innerhalb der Nicht-Kieselalgen in Summe 50 % überschreitet. Die Phytobenthos-Gesamtbewertung würde sich in diesem Fall auf die Kieselalgen beschränken.

Für die Gesamtbewertung des Phytobenthos werden die drei Module nach dem *Worst-Case-Prinzip* verschnitten, d. h. es ist grundsätzlich die schlechteste Bewertung ausschlaggebend und bestimmt damit die PHB-Gesamtbewertung. Zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses kann es allerdings

kommen, wenn nur eines der drei Module eine Klasse schlechter eingestuft ist und der EQR-Wert dieses Moduls nur um maximal 0,03 EQR-Einheiten unter der Grenze zur nächsthöheren Zustandsklasse liegt. In diesem Fall wird dieses Modul um eine Klasse aufgewertet.

Die Berechnungen wurden mit dem Programm Ecoprof (aktuelle Version: 5.0) durchgeführt, das vom BMLRT zur Verfügung gestellt wird.

Um die Bewertungsergebnisse von 2009 und 2019 nicht nur anhand der Zustandsklassen, sondern auch der EQR-Werte grafisch gegenüberstellen zu können, wurden die EQR-Werte *normiert* (nEQR). Dieser Rechenschritt verschiebt die originalen EQR-Klassengrenzen auf nEQR-Werte von 0,8 = *sehr gut/gut*, 0,6 = *gut/mäßig* etc. Aus den nEQR ist damit direkt die Zustandsklasse ablesbar. Die Berechnung von nEQR hat sich im Zuge der Interkalibrierung in vielen Ländern durchgesetzt und ist auch in Österreich Teil des Bewertungsverfahrens für das Phytoplankton und Makrozoobenthos von Alpenseen (Wolfram et al. 2015, Wolfram 2018). Die Umrechnung von EQR auf nEQR wird wie folgt vorgenommen:

EQR_i	$nEQR_i$
≥ 1	1
$\geq EQR_{H/G}$	$(EQR_i - EQR_{H/G}) / (1 - EQR_{H/G}) * 0,2 + 0,8$
$EQR_{H/G} > EQR_i \geq EQR_{G/M}$	$(EQR_i - EQR_{G/M}) / (EQR_{H/G} - EQR_{G/M}) * 0,2 + 0,6$
$EQR_{G/M} > EQR_i \geq EQR_{M/P}$	$(EQR_i - EQR_{M/P}) / (EQR_{G/M} - EQR_{M/P}) * 0,2 + 0,4$
$EQR_{M/P} > EQR_i \geq EQR_{P/B}$	$(EQR_i - EQR_{P/B}) / (EQR_{M/P} - EQR_{P/B}) * 0,2 + 0,2$
$< EQR_{P/B}$	$EQR_i / EQR_{P/B} * 0,2$

Erläuterung:

$EQR_{H/G}$ = EQR an der Grenze sehr gut/gut,

$EQR_{G/M}$ = EQR an der Grenze gut/mäßig,

$EQR_{M/P}$ = EQR an der Grenze mäßig/unbefriedigend,

$EQR_{P/B}$ = EQR an der Grenze unbefriedigend/schlecht

3.2.5.3 Fischökologie Auswertung

Aus dem Zeitraum 2009 bis 2019 liegen die Ergebnisse von 16 Gewässerabschnitten in der Raab vor, die im Rahmen der nationalen Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) sowie dem Raab Survey 2009 fischökologisch untersucht wurden. Aus zwei Jahren liegen Untersuchungen vom Unterlauf der Lafnitz vor (*Epipotamal groß*). Es wurden für diesen Bericht Abschnitte der Raab im *Metarhithral* bis *Epipotamal groß* gewählt, sie erstrecken sich zwischen Raab-Mündung Moderbach bis Raab-Neumarkt. Die GZÜV-Messstelle Neumarkt an der Raab wurde zwischen 2009 und 2019 viermal untersucht. Zusammen mit den Stellen an der Lafnitz ergibt sich ein Datensatz von 21 Messstellen, welche in Tabelle 20 entsprechend ihrer Lage im Längsverlauf des Gewässers dargestellt sind.

Tabelle 20: Überblick über die Befischungstrecken an der österreichischen Raab und der Lafnitz im Rahmen der GZÜV Erhebungen (2009-2019) und des Raab Survey (2009, mit * gekennzeichnet). BR = Bergrückenlandschaft, B = Fischbioregion Unvergletscherte Zentralalpen und deren Ausläufer, FH = Flach- und Hügelländer, E = Fischbioregion Flach- und Hügelländer, MR = Metarhithral, HR gr = Hyporhithral groß, EP mi = Epipotamal mittel, EP gr = Epipotamal groß

Gewässer	Stelle	GZÜV-Messstellen-Nr.	Datum	Bioregion	Fischregion	Fluss-km
Raab	Grillbichl	FW61302437	14.07.2015	BR (B)	MR	304,6
Raab	Raabklamm	FW61302427	14.07.2015	BR (B)	MR	303,6
Raab	unterhalb Mortantsch	FW61301997	23.09.2011	BR (B)	MR	300,4
Raab	oberhalb KW Mortantsch	FW61301977	23.09.2011	BR (B)	MR	299,7
Raab	Kögerl	FW61302557	14.07.2015	FH (E)	MR	297,4
Raab	oh. Mitterdorf	FW61301307	19.07.2018	FH (E)	MR	293,0
Raab	Schloss Stadl	FW61302847	19.07.2018	FH (E)	HR gr	289,4
Raab	flussauf Wollsdorf	FW61300557	19.07.2018	FH (E)	HR gr	285,8
Raab	Takern	FW61301317	13.10.2018	FH (E)	EP mi1	265,4-267,4
Raab	Fladnitz-Rohr *	-	08.10.2009	FH (E)	EP mi2	258,4-261,9
Raab	Rohr-Paurach *	-	09.10.2009	FH (E)	EP mi2	254,0-256,0
Raab	Höhe Lödersdorf-Pertlstein *	-	10.10.2009	FH (E)	EP gr	241,9-245,8
Raab	Hohenbrugg-Welten	FW61302867	29.09.2019	FH (E)	EP gr	227,5
Raab	Höhe St.Martin	FW10000417	23.10.2009	FH (E)	EP gr	223,0-223,5
Raab	Neumarkt	FW10000087	11.11.2019	FH (E)	EP gr	216-219,6
Raab	Neumarkt	FW10000087	24.11.2010	FH (E)	EP gr	216-219,5
Raab	Neumarkt	FW10000087	31.10.2013	FH (E)	EP gr	216-219,5
Raab	Neumarkt	FW10000087	24.10.2009	FH (E)	EP gr	216,4-219,5
Raab	Mogersdorf *	-	26.10.2009	FH (E)	EP gr	209,9-212,6
Lafnitz	Heiligenkreuz *	-	22.10.2009	FH (E)	EP gr	5-7,2
Lafnitz	St. Gotthard	FW10000227	29.10.2013	FH (E)	EP gr	0,5-5,0

Alle Strecken wurden mittels Elektrofischfanggeräten quantitativ befischt, nach den Vorgaben des Leitfadens des BMLRT (Haunschmid et al., 2019) und CEN EN 14011:2003. Zwischen dem oberen Ende des Projektgebiets (Mündung Moderbach) und knapp oberhalb von Wollsdorf wurde standardmäßig über die gesamte Breite in zwei Durchgängen watend gefischt, ab der Stelle Takern (Epipotamal mi1) kam die Streifenbefischungsmethode (Schmutz et al. 2001) zum Einsatz.

Abundanz und Biomasse werden bei zwei Durchgängen nach Seber & Le Cren (1967) berechnet und je Probestrecken angegeben. Die Individuen- und Biomassezahlen je Streifen (Streifenbefischungsmethode) werden anteilmäßig je Flächenanteil auf die Gesamtstrecke hochgerechnet.



Abbildung 46: E-Befischungsboot mit Ausleger für den Anodenrechen



Abbildung 47: Bootsbesatzung mit zwei Personen am Käscher, einem Bootsführer und (optional) einer vierten Person als Hilfskraft

Die Methode zur Bewertung der vorgefundenen Fischzönose orientiert sich an einem typspezifischen Leitbild, welches den Referenzzustand gemäß Wasserrahmenrichtlinie darstellt. Der Referenzzustand gibt Informationen zum erwarteten Artenspektrum und damit zum Vorkommen bestimmter ökologischer Gilden. Das unterschiedlich gehäufte Auftreten der einzelnen Fischarten bei theoretisch ungestörtem Populationsaufbau wird grob abgebildet durch die Zuteilung in die Klassen Leitart, typische Begleitart und seltene Begleitart. Weiters fließen in die Bewertung die relativen Anteile der Individuen je Art (Artenzusammensetzung), die Abundanz in Bezug auf den Fischregionsindex (FRI nach Schmutz *et al.* 2000), die Gesamtbiomasse sowie die Bewertung der Altersstruktur (Populationsaufbau) mit ein.

Die eigentliche Bewertung erfolgt in der quantitativen Beschreibung der Abweichung vom Referenzzustand (berechnet anhand des Dokuments FISH_INDEX_AUSTRIA.xls des BMNT [Stand 2017]; Haunschmid *et al.* 2019) und resultiert in fünf Zustandsklassen (1 bis 5), wobei ein fischökologischer Zustand von 1 *sehr gut* die leitbildkonforme Situation darstellt.

Im untersuchten Abschnitt der Raab kommen beim Bewertungsverfahren insgesamt sieben Leitbilder zum Tragen. Im Bereich Arzberg Mündung Moderbach ist die Raab der Fischbioregion *Unvergletscherte Zentralalpen und deren Ausläufer (B)* sowie der Fischregion *Metarhithral* zuzuordnen (Haunschmid *et al.* 2006). Oberhalb von Mitterdorf ändert sich die Bioregion auf *Östliche Flach- und Hügelländer (E)*. In dem kurzen Abschnitt zwischen Kleinsemmeringbach und Oberdorf (Str.km 290,8 - 286,5) wird zur Bewertung ein adaptiertes Leitbild nach Woschitz *et al.* 2007 herangezogen (Leitbild 232). Weiter flussab ändert sich die Fischregion auf *Hyporhithral groß, Epipotamal mittel 1* und *Epipotamal mittel 2* (Haunschmid *et al.* 2004, 2009). Für den Abschnitt Feldbach bis zur Staatsgrenze wurde von Wolfram & Woschitz (2007) ein flusssystemspezifisches Leitbild erarbeitet (Leitbild 189). Im Unterlauf der Lafnitz (Str.km 11,9 - 0) kommt dasselbe Leitbild zur Anwendung. In Tabelle 21 und Tabelle 22 sind die zu erwartenden (heimischen) Fischarten je Fischregion angeführt.

Tabelle 21: Autochthones Artenspektrum der Fische der österreichischen Raab (Meta- und Hyporhithral) zwischen Mündung Moderbach und oberhalb Wollsdorf, zugleich Fischökologische Leitbilder im Sinne von Haunschmid *et al.* (2009), Woschitz *et al.* 2007 und Gefährdungskategorie nach der Roten Liste Österreich (Wolfram & Mikschi, 2006). MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, LB = Leitbild, l = Leitart, b = (typische) Begleitart, s = seltene Begleitart. RE = regionally extinct (regional ausgestorben), CR = critically endangered (vom Aussterben bedroht), EN = endangered (stark gefährdet), VU = vulnerable (gefährdet), NT = near-threatened (Vorwarnstufe), LC = least concern (nicht gefährdet). Das adaptierte Leitbild nach Woschitz *et al.* 2007 gilt für den Abschnitt Kleinsemmering bis Oberdorf

Fischregion	Fischbioregion	MR B	MR E	MR adapt.	HR groß E	RL Ö
deutscher Name	wissenschaftl. Name					
Neunaugen	Petromyzontidae					
Ukr. Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	b	b	b	VU
Koppen	Cottidae					
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b	b	b	l	NT
Karpfenartige	Cyprinidae					
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>				b	LC
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>				s	LC
Barbe	<i>Barbus barbus</i>				b	NT
Semling	<i>Barbus balcanicus</i>				s	CR
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>				b	NT
Gründling	<i>Gobio gobio</i>		s	s	b	LC
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>				s	NT
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	s	s	b	NT
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>				s	LC
Rotauge	<i>Rutilus i</i>				s	LC
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	s	s	s	b	LC
Strömer	<i>Telestes souffia</i>				s	EN
Forellenartige	Salmonidae					
Huchen	<i>Hucho hucho</i>				s	EN
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l	l	l	l	NT
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	b		b	l	VU
Schmerlen	Cobitidae					
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatooides</i>				s	VU
Bartgrundeln	Balitoridae					
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>		s	s	b	LC
Hechte	Esocidae					
Hecht	<i>Esox lucius</i>				s	NT
Dorsche	Gadidae					
Aalrute	<i>Lota lota</i>				s	VU
Barsche	Percidae					
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>				s	LC
Streber	<i>Zingel streber</i>				s	EN
	Anzahl	6	7	8	23	

Tabelle 22: Autochthones Artenspektrum der Fische der österreichischen Raab (Epipotamal mittel 1 und 2) zwischen Mündung Rabnitzbach und Staatsgrenze und Lafnitz (ab Mündung Feistritz), zugleich Fischökologische Leitbilder im Sinne von Haunschmid *et al.* (2009), Wolfram & Woschitz (2007). EP mi = Epipotamal mittel, LB = Leitbild, l = Leitart, b = (typische) Begleitart, s = seltene Begleitart. Adaptiertes Leitbild nach Wolfram & Woschitz (2007) für den Abschnitt Feldbach bis Staatsgrenze bzw. Lafnitz Unterlauf

		Raab		Lafnitz	
Fischregion		EP mi 1	EP mi 2		
Fischbioregion		E	E	adapt.LB	adapt.LB
deutscher Name	wissenschaftl. Name				
Neunaugen	Petromyzontidae				
Ukr. Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	b	s	s	s
Koppen	Cottidae				
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	s			
Störartige	Acipenseridae				
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>			s	s
Karpfenartige	Cyprinidae				
Brachse	<i>Abramis brama</i>		s	b	b
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	l	l	s	s
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	s	l	l	l
Schied	<i>Aspius aspius</i>		s	b	b
Zobel	<i>Ballerus sapa</i>			s	s
Zope	<i>Ballerus ballerus</i>			s	s
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	l	l	l	l
Semling	<i>Barbus balcanicus</i>				
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>			b	b
Karassche	<i>Carassius carassius</i>		s	s	s
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	s	s	s	s
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	l	l	l	l
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	s	s	s	s
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b	b	b	b
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>			s	s
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>			s	s
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	s	b	b	b
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s	s	s	s
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	s	b	b	b
Kesslergründling	<i>Romanogobio kesslerii</i>		s	s	s
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	s	b	b	b
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus</i>			s	s
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	b	l	l	l
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		s	s	s
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	l	l	l	l
Schleie	<i>Tinca tinca</i>		s	s	s
Strömer	<i>Telestes souffia</i>				
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>			s	s

		Raab		Lafnitz	
Fischregion		EP mi 1	EP mi 2		
Fischbioregion		E	E	adapt.LB	adapt.LB
deutscher Name	wissenschaftl. Name				
Forellenartige	Salmonidae				
Huchen	<i>Hucho hucho</i>				
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	s			
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	s			
Schmerlen	Cobitidae				
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	s	s	l	l
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>		s	s	s
Balkan Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia balcanica</i>	s	s	s	s
Bartgrundeln	Balitoridae				
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	b	b	s	s
Welse	Siluridae				
Wels	<i>Silurus glanis</i>		s	b	b
Hechte	Esocidae				
Hecht	<i>Esox lucius</i>	b	b	b	b
Dorsche	Gadidae				
Aalrute	<i>Lota lota</i>	s	b	b	b
Barsche	Percidae				
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>			s	s
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>		s	s	s
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b	b	l	l
Zander	<i>Sander lucioperca</i>		s	s	s
Streber	<i>Zingel streber</i>	b	b	b	b
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	s	b	b	b
	Anzahl	25	32	41	41

4 Ergebnisse

4.1 Meteorologische und hydrologische Rahmenbedingungen

Beim Raab Survey 2009 gab es im Vorfeld der vom 22.09.2009 bis zum 30.09.2009 im österreichischen Einzugsgebiet der Raab durchgeführten, stichprobenartigen Beprobung teilweise ergiebige Niederschläge. Insgesamt werden für die Monate Juli, August, September 2009 im Mittel der verteilten Messstellen Arzberg, St. Ruprecht an der Raab, Fehring, Sinabelkirchen und Neumarkt an der Raab Niederschläge von 379 mm ausgewiesen, wobei insbesondere der August mit 179 mm regenreich war. In den 14 Tagen vor der Probenkampagne kam es an den oben genannten Stationen im Durchschnitt zu Niederschlägen von 39 mm, während der Kampagne gab es in Sinabelkirchen 7,8 mm Niederschlag.

2019 gab es in den Monaten Juli bis September im Mittel 228 mm Niederschlag, wobei die Niederschläge im Juli und im September nur leicht geringer als im Jahr 2009 waren. Groß war der Unterschied im August. Hier fielen 2019 nur 51 mm Niederschlag im Vergleich zu 179 mm im Jahr 2009. In den 14 Tagen vor der Probenahme 2019 gab es Regenereignisse, die im Mittel zu 34 mm Niederschlag führten. Während der Probenahme-Kampagne vom 7.10.2019 bis 11.10.2019 kam es im Mittel zu einem Niederschlag von 3 mm.

Wie die nachfolgenden Abbildungen zeigen, herrschte 2019 bis auf ein größeres Regenereignis über fast einen Monat im gesamten Einzugsgebiet der Raab Trockenheit vor, während es im Jahr 2009 in dem Monat vor der Probenahme immer wieder zu ergiebigen Regenfällen kam.

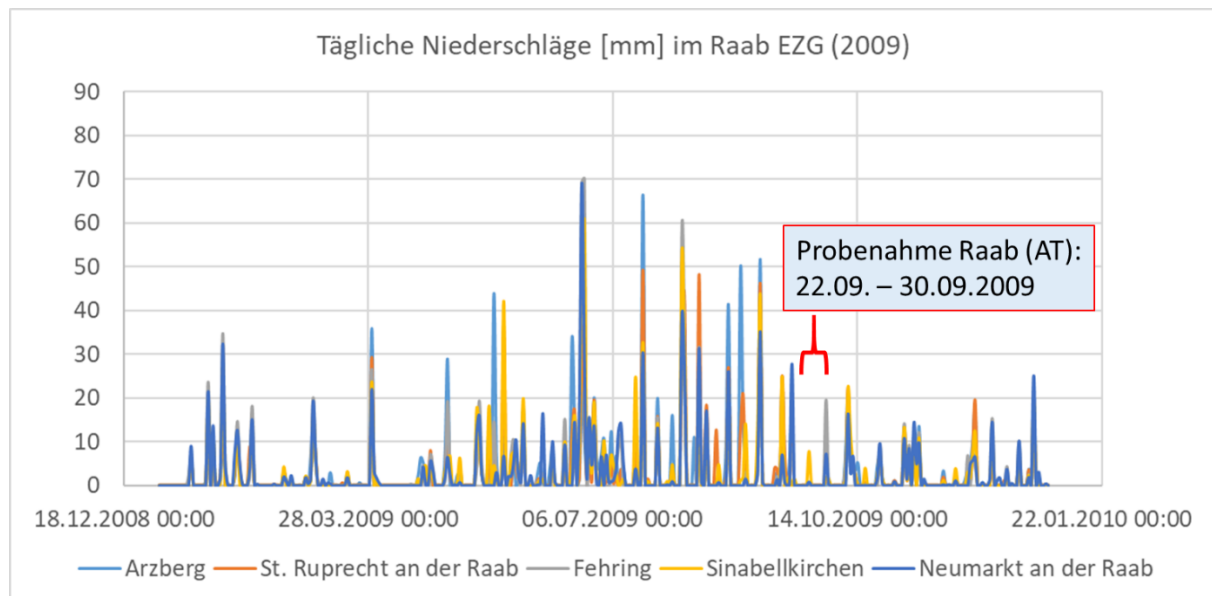


Abbildung 48: Tagesniederschläge 2009 (mm) im Raab Einzugsgebiet

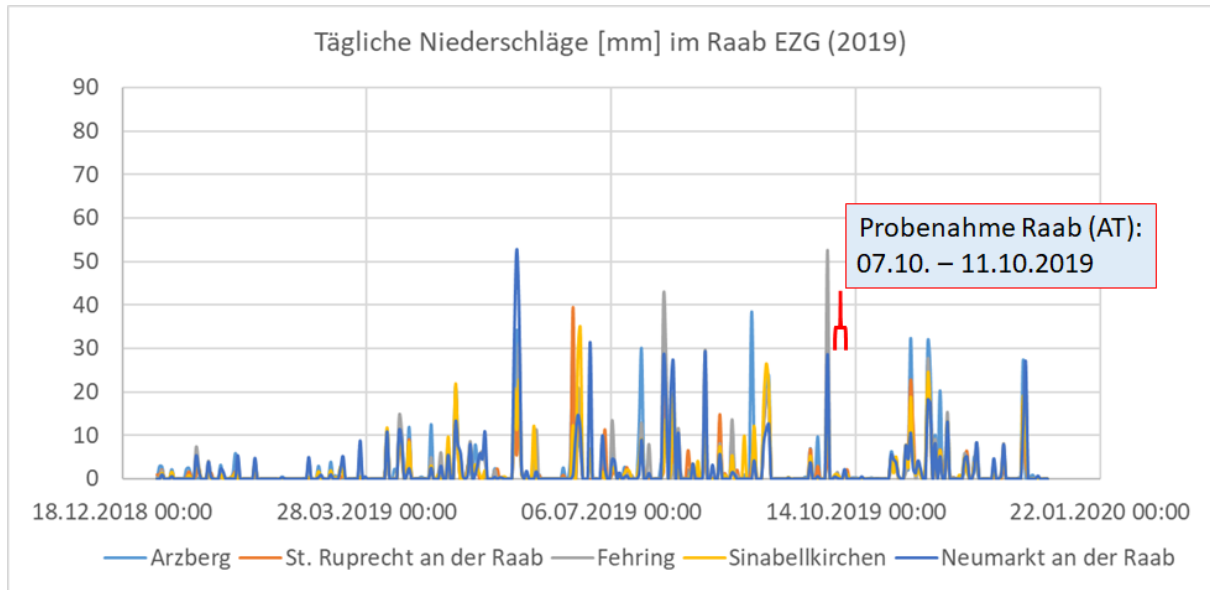


Abbildung 49: Tagesniederschläge 2019 (mm) im Raab Einzugsgebiet

Entsprechend der beschriebenen Niederschlagsituation gab es in den Untersuchungen 2009 und 2019 deutliche Unterschiede bei der Wasserführung der Raab und ihrer Zubringer. Für einen Vergleich können die Abflussdaten von sechs Pegelmessstellen der Raab und einer Messstelle an der Lafnitz herangezogen werden.

Eine Übersicht über die Probenahme- respektive Pegelmessstellen, die Abflüsse an einem Stichtag, der jeweils mitten in der Kampagne lag, das daraus errechnete Abflussverhältnis sowie ähnliche Bezugswasserstände (MQ und MJNQ) aus langjährigen Reihen findet sich in Tabelle 23.

Es wird deutlich, dass die Probenahme im Jahr 2009 (Stichtag 28.09.2009) bei einer Wasserführung der Raab durchgeführt wurde, die im oberen und mittleren Abschnitt der österreichischen Flussstrecke etwa doppelt so hoch war wie die langjährige Mittelwasserführung. Im unteren Abschnitt nähern sich die Abflüsse den Mittelwasserabflüssen etwas mehr an, liegen aber noch immer deutlich darüber. Bei einer solchen Wasserführung ist mit einem erhöhten Verdünnungspotenzial für Punktquelleneinträge durch das empfangende Gewässer und mit erhöhten Einflüssen von diffusen Einträgen zu rechnen, ohne dass es hierbei zu direkten (z. B. Oberflächenabfluss oder Erosion), extremen Beeinflussungen kommt.

Die Probenahme im Jahr 2019 (hier Stichtag 3.10.2019) wies sehr konstante Bedingungen auf. Im Laufe der Probenahme gingen die Abflüsse der Raab noch leicht zurück. Grundsätzlich stimmte die Abflusssituation gut mit dem mittleren jährlichen Niederwasser einer langjährigen Reihe überein bzw. unterschritt diese meistens noch leicht. Bei einer solchen Wasserführung liegen ein sehr geringes Verdünnungspotenzial für Punktquelleneinträge und nur geringe Einträge aus diffusen Quellen vor. Ein Einfluss durch oberflächige Abschwemmungen (gelöst oder partikulär) ist auszuschließen, der unterirdische Zustrom ist ebenso weitgehend auf den Grundwasserbasisabfluss reduziert, so dass anzunehmen ist, dass Frachten aus Drainagen und Interflow minimal sind oder nicht existent.

Zur Darstellung der deutlich unterschiedlichen Wasserführung der Raab und der Lafnitz ist in Tabelle 23 für jede Pegelmessstelle das Verhältnis der Abflüsse von 2009 zu 2019 angegeben. An der Raab

übertrafen demnach die Abflüsse von 2009 je nach Messstelle jene von 2019 um das 4,4- bis 6,4-Fache. An der Lafnitz war der Abfluss zum Stichtag 2009 3,1-mal höher als jener am Stichtag 2019.

Tabelle 23: Abflussverhältnisse und Bezugswasserstände an der Raab an ausgewählten Stichtagen 2009 und 2019

Messtelle	Name	Q_2009 (Stichtag 28.09.) [m ³ /s]	Q_2019 (Stichtag 3.10.) [m ³ /s]	Verhältnis 2009 - 2019 [-]	MQ (langj. Reihen Hydr.Jahrb. 2009) [m ³ /s]	MJNQ (langj. Reihen Hydr.Jahrb. 2009) [m ³ /s]
Arzberg	RAAB, Arzberg	2,28	0,36	6,3	1,12	0,44
Mittendorf a.d. Raab	RAAB, Straßenbrücke	3,22	0,5	6,4	1,58	0,54
St. Ruprecht a.d. Raab	RAAB, St.Ruprecht	5,08	0,95	5,3	2,69	1,12
Taakern II	RAAB, Bahnhof Takern I	7,99	1,4	5,7	4,01	1,32
Feldbach	RAAB, Bahnhof Feldbach	7,86	1,8	4,4	5,74	1,59
Neumarkt	RAAB; Pegel Neumarkt	8,51	1,5	5,7	6,92	1,82
Lafnitz	Elterndorf, Hackenwiesen	15,3	4,91	3,1	14,1	5,92

Klare Aussagen aus einem Frachtvergleich an den Pegelmessstellen der Raab unter den aufgeführten, unterschiedlichen Bedingungen zu treffen ist schwierig.

Wesentlich ist der Hinweis, dass die deutlich unterschiedliche Wasserführung von Raab und Lafnitz in den Jahren 2009 und 2019 auch zu einer deutlich unterschiedlichen Verdünnung der diffusen und punktuellen Einträge in den Gewässern führte. Das Verhältnis der Wasserführungen von 2009 und 2019 verdeutlicht dies.

Bei gleichem Eintrag eines beliebigen Stoffes und gleicher Ausgangskonzentration im Gewässer an den Stichtagen 2009 und 2019 würden demnach z. B. am Pegel Neumarkt im Jahr 2019 Konzentrationen ermittelt, die 5,7-mal höher sind als jene von 2009, da die Verdünnung 2009 5,7-mal stärker war als 2019 (bei Annahme eines gleichen Stoffabbaus und gleichbleibender Retention im Gewässer).

4.2 Physikalisch-chemische Untersuchungen

Kapitel 4.2 gliedert sich in vier Unterkapitel. Die Darstellung der Emissionssituation in Kapitel 4.2.1 an der die Wirksamkeit von Maßnahmen, die zwischen 2009 und 2019 insbesondere in der lederverarbeitenden Industrie umgesetzt wurden, werden in einem Vergleich der Daten 2009 mit 2019 bestmöglich dargestellt. Eine Darstellung der Konzentrationen im Längsverlauf, die die Auswirkungen von Stoffeinträgen (aus Punkquellen und diffusen Quellen) auf die Konzentrationsentwicklung der Raab abflussspezifisch aufzeigen, findet sich in Kapitel 4.2.2. In Kapitel 4.2.3 wird eine Darstellung und ein Vergleich der Frachtsituation am Pegel Neumarkt 2009 und 2019 der die Einträge aus diffusen und punktuellen Einträgen bei unterschiedlichen Abflussbedingungen beleuchtet und das Kapitel 4.2.4 in dem die stichprobenartigen Konzentrationserhebungen in einen statistischen Kontext gesetzt werden, indem sie gemeinsam mit Messwerten von 2009 bis 2018 dargestellt werden.

4.2.1 Darstellung der Emissionssituation

Die auf Stichproben basierenden berechneten Frachten lassen keine eindeutige Aussage zu einer grundsätzlich veränderten Belastungssituation der Raab durch Punkquellen zu. Der Vergleich stellt eine Kurzzeltaufnahme dar, die durch verschiedene, dynamisch schwankende Faktoren, wie z.B. Produktionsauslastung, tageszeitliche Schwankungen etc. stark beeinflusst werden kann. Grundsätz-

lich ist aber anzumerken, dass für die beiden Probenahmen 2009 und 2019 keine signifikanten Einschränkungen der Produktion anzunehmen sind.

Trotz der eingeschränkten Aussagekraft eines Vergleiches von Stichproben handelt es sich bei der Darstellung der Stoffströme aus Punktquellen also um wichtige Zusatzinformationen, die bei der späteren Betrachtung und Interpretation von Konzentrationsganglinien der Raab unterstützend herangezogen werden können.

4.2.1.1 Einleitungsmengen

Ein Vergleich der eingeleiteten Wassermengen der beprobten Punktquellen zeigt einen Anstieg von 16.915 m³/d im Jahr 2009 auf 19.262 m³/d im Jahr 2019. Umgerechnet in Kubikmeter pro Sekunde bedeutet dies in Summe einen von 0,196 m³/s auf 0,223 m³/s erhöhten Zufluss (ein Anstieg von 14 %).

Der leichte Anstieg lässt sich sowohl bei den eingeleiteten Mengen der kommunalen Kläranlagenabwässer (+14 %), als auch bei den industriellen Direkteinleitungen feststellen. So steigen zum Beispiel die an den Stichtagen von 2009 und 2019 erfassten Wassermengen der Lederfabriken um 12 % an. Die in den Bescheiden festgelegten Maximaleinleitungsmengen werden jedoch noch deutlich unterschritten.

Die Gesamtmenge der eingeleiteten Abwässer setzt sich sowohl im Jahr 2009 als auch im Jahr 2019 zu etwa 2/3 aus eingeleiteten Abwassermengen aus kommunalen Kläranlagen und zu 1/3 aus industriellen Direkteinleitungen zusammen.

4.2.1.2 Vergleich emittierter Stofffrachten an den Stichtagen 2009 und 2019

4.2.1.2.1 Nährstoffe

Die Gesamtstickstoffemissionen sind 2019 (357 kg/d) geringer als 2009 (417 kg/d); bei einem Anstieg der Nitrat-Stickstoff Frachten von 267 auf 324 kg/d ist insbesondere die Reduktion der Ammonium-Stickstoff Frachten (NH₄-N) von 51 auf 3 kg/d und der Nitrit-Stickstoff Frachten (NO₂-N) von 2,9 auf 2,0 kg/d erwähnenswert.

Betrug der Eintrag der industriellen Direkteinleiter an den Stichtagen der Messungen 2009 noch für Gesamtstickstoff 351 kg/d (80 %), konnte dieser auf 271 kg/d an den Stichtagen im Jahr 2019 gesenkt werden. Die signifikante Senkung der NH₄-N Frachten ist sowohl durch verminderte Emissionen der kommunalen Kläranlagen, als auch der industriellen Direkteinleiter zurückzuführen. Bei den kommunalen Kläranlagen gehen die Einleitungen von 31 kg/d (2009) auf 2,5 kg/d zurück, bei den industriellen Direkteinleitern zeigt sich ein Rückgang von 19 kg/d auf 0,7 kg/d.

Bei den Orthophosphat-Phosphor Frachten (o-PO₄-P) kann ebenfalls eine signifikante Reduktion festgestellt werden. Im Vergleich zu den im Jahr 2009 ermittelten Emissionen von 8,2 kg/d wurden 2019 nur 3,4 kg/d berechnet.

Stammte der Großteil der aus Punktquellen eingeleiteten PO₄-P Emissionen von 5,6 kg/d in der Erhebung von 2009 noch von den kommunalen Kläranlagen, wurden 2019 lediglich noch 2,9 kg/d emittiert. Auch die Frachten der industriellen Direkteinleiter liegen mit knapp 0,5 kg/d im Jahr 2019 deutlich unter den von 2009 gemessenen 2,6 kg/d. Auch hier konnten in beiden Sektoren signifikante Verringerungen erzielt werden.

4.2.1.2.2 Schmutzstoffe

Die DOC Emissionen der untersuchten Einleiter sind im Jahr 2019 verglichen mit denen des Jahres 2009 deutlich zurückgegangen. Wurden 2009 noch 369 kg/d ermittelt, lassen sich im Rahmen der aktuellen Untersuchungen von RaabSTAT 2019 lediglich noch Einleitungen von 240 kg/d berechnen. Der dominante Anteil stammte 2009 aus industriellen Direkteinleitungen (310 kg/d), die auf 170 kg/d im Jahr 2019 reduziert werden konnten.

Es ist jedoch anzumerken, dass es bei den Analyseergebnissen von 2019 bei einzelnen Proben zu erhöhten Unsicherheiten kommt. Hier werden für DOC etwas höhere Konzentrationen als für TOC ermittelt.

Ähnliches lässt sich für BSB₅ und CSB anführen. Der biochemische Sauerstoffbedarf (fünf Tage) der Einleitungen geht im Vergleich zu den Stichproben von 2009 (191,3 kg/d) auf 57,6 kg/d (2019) zurück. Wurden im Jahr 2009 noch 159,7 kg/d aus industriellen Direkteinleitern emittiert, konnte dieser Eintrag zu den Stichtagen des Jahres 2019 auf 14,5 kg/d reduziert werden. Der chemische Sauerstoffverbrauch halbiert sich von 1550,7 kg/d auf 720,0 kg/d. Auch hier konnten die dominanten Frachten von 1348 kg/d aus industriellen Direkteinleitungen auf 511 kg/d im Jahr 2019 reduziert werden. Die Verringerungen der Schmutzstoffe sind somit auf deutliche Reduktionen bei den industriellen Direkteinleitern zurückzuführen, während die Frachten der kommunalen Kläranlagen annähernd gleichgeblieben sind.

4.2.1.2.3 Kationen und Anionen

Bei den Erdalkalimetallen und Alkalimetallen Calcium sowie Magnesium und Natrium finden sich nur mäßige Veränderungen zwischen den Ergebnissen der Stichproben von 2009 und 2019. Ein Anstieg lässt sich für Calcium feststellen. Hier steigen die Frachten von 2596 kg/d auf 2713 kg/d an. Deutlicher fällt der Anstieg beim Kalium aus. Die ermittelten Kaliumfrachten der beprobten Punktquellen an der Raab steigen von 455 kg/d auf 577 kg/d an. Bei Magnesium und Natrium sinken die ermittelten Tagesfrachten leicht ab. Für Magnesium von 350 kg/d auf 290 kg/d und für Natrium von 15.869 kg/d auf 14.952 kg/d.

In Summe zeigen sich für die Erdalkalimetalle und Alkalimetalle ähnlich hohe Emissionen von rund 18,53 t/d im Jahr 2019 im Vergleich zu 19,27 t/d im Jahr 2009.

Auch bei den Chlorid Frachten lässt sich im Vergleich der aus Stichproben ermittelten Tagesfrachten ein leichter Rückgang erkennen. Hier sinken die generell hohen Einträge leicht von 19.352 kg/d auf 18.808 kg/d. Bei den Sulfat Frachten kommt es dagegen zu einem Anstieg von 9253 kg/d auf 10331 kg/d. Die grundsätzlich recht hohen Frachten insbesondere von Natrium, Chlorid und Sulfat sind auf die Verarbeitung der zur Konservierung gesalzenen Tierhäute in den Lederfabriken zurückzuführen. Entsprechend hängen die Einträge stark von den Rohhäuten und der täglichen Produktionsmenge ab.

4.2.1.2.4 Eisen

Die punktförmigen Einleitungen von Eisen, die in den Stichproben von 2009 noch 3,1 kg/d ausmachten, konnten auf 2,4 kg/d gesenkt werden. Es wurden speziell die Einträge der Lederfabriken gesenkt, die 2019 nur noch 0,2 kg/d ausmachen.

4.2.1.2.5 Schwermetalle

Bei den betrachteten Schwermetallen fällt im Fall von Cadmium (Cd), Blei (Pb), Nickel (Ni) und Quecksilber) Hg auf, dass im Raab Survey 2009 für die Einleiter die Berechnung der Frachten 0 ergab. Alle Messwerte lagen unterhalb der Nachweisgrenze und wurden mit 0 weiterverrechnet. Lediglich für Chrom (Cr) und Kupfer (Cu) lagen für alle Einleiter Messwerte über der Bestimmungsgrenze (> BG) vor.

Auch in den 2019 durchgeführten Analysen liegen verschiedene Werte unter der Bestimmungs- oder Nachweisgrenze. Für Pb, Ni, Cu und Cr konnten in allen Einleitungen (13 in die Raab und eine in die Lafnitz) Messwerte > BG ermittelt werden. Für Cadmium lagen bei vier Einleitern in die Raab und dem Einleiter in die Lafnitz die Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Bei Quecksilber konnten nur zwei Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt werden (Raab) in allen anderen Einleitungen lagen die Werte unter der Nachweisgrenze (< NG).

Während für die Schwermetalle, für die auch 2009 bereits Messwerte > NG und BG vorlagen, Rückgänge ermittelt wurden, ist ein Vergleich der anderen Schwermetalle, für die 2009 keine Fracht berechnet wurde, nicht sinnvoll, weil dies ausschließlich durch die Sensitivität der analytischen Methoden und durch eine mögliche Konvention der Berechnung von Frachten bei Werten < NG bestimmt wäre.

In der aktuellen Berechnung der Frachten wird für Werte < BG der Wert der halben Bestimmungsgrenze herangezogen. Die vergleichbaren Frachten von Kupfer und Chrom zeigen geringfügig niedrigere Werte im Jahr 2019 verglichen mit 2009 und liegen im 100er Gramm Bereich (Chrom) bzw. 10er Gramm Bereich (Kupfer) pro Tag. Für Cadmium, Blei, Nickel und Quecksilber können aufgrund der niedrigen Nachweis- und Bestimmungsgrenzen 2019 vereinzelt Konzentrationen analysiert werden. Die berechneten Frachten liegen im g/d Bereich und darunter. Für Nickel liegen die berechneten Emissionen bei etwa 50 g/d.

Einen Überblick über die ermittelten Frachten gibt Tabelle 24.

4.2.1.2.6 Naphthalin(di)sulfonsäuren

Bei den Naphthalinsulfonsäuren (NSA) und Naphthalindisulfonsäuren (NDSA) können die in den Jahren 2009 und 2019 analysierten 1,5 NDSA, 1,6 NDSA, 2,6 NDSA sowie 1 NSA und 2 NSA miteinander verglichen werden. Darüber hinaus wurde 2019 1,3,6-Naphthalintrisulfonat gemessen, konnte bei den Einleitungen allerdings nur im Ablauf von zwei kommunalen Kläranlagen nachgewiesen werden.

Auch bei den übrigen Naphthalinsulfonsäuren und Naphthalindisulfonsäuren konnten häufig in den Abläufen keine Messwerte ermittelt werden. Für 1 NSA konnten lediglich zwei Messwerte ermittelt werden, 12 Proben waren < NG. Ähnliches gilt für 2,6 NDSA, hier lagen 12 Proben < NG und 2 < BG. Für 1,5 NDSA und 1,6 NDSA sowie für 2 NSA konnten 10, 9 respektive 8 Messwerte ermittelt werden. Bei 1,6 NDSA und 2 NSA lag jeweils ein Wert unter der Bestimmungsgrenze, der Rest war kleiner als die Nachweisgrenze.

Vergleicht man die ermittelten Frachten unter Berücksichtigung der durch die Werte der Bestimmungsgrenzen und Nachweisgrenzen sowie ihren Berechnungskonventionen entstandene große Unsicherheit, so zeigt sich in der Summe der betrachteten Naphthalinsulfonsäuren und Naphthalindisulfonsäuren ein Rückgang von 2,7 kg/d (2009) auf 0,4 kg/d (2019).

Diese deutliche Abnahme ist insbesondere auf eine erhebliche Abnahme der 1,5 NDSA Fracht zurückzuführen, die 2009 mit 2,67 kg/d noch fast 99% der Fracht dieser Stoffgruppe ausmachte und im Jahr 2019 auf 0,36 kg/d reduziert werden konnte.

Wurden 2009 noch in Summe 2,69 kg/d der Naphthalinsulfonsäuren und Naphthalindisulfonsäuren durch die Lederfabriken emittiert, konnte die Fracht bis zum Jahr 2019 signifikant auf 0,32 kg/d reduziert werden.

4.2.1.2.7 AOX

Die AOX-Konzentrationen konnten in beiden Surveys ermittelt werden. Die berechneten Frachten aus den punktförmigen Einträgen gehen im Vergleich von 2009 und 2019 von 3,0 kg/d auf 0,8 kg/d signifikant zurück.

Lagen die Frachten aus den industriellen Direkteinleitungen in die Raab im österreichischen Gebiet 2009 noch bei 2,4 kg/d oder 82 % der Gesamteinleitungen, werden 2019 aus denselben Emittenten lediglich noch knapp 0,5 kg/d eingeleitet.

4.2.1.2.8 Summe anionischer Tenside (MBAS)

Die ermittelten Einträge der MBAS haben sich 2019 verglichen mit 2009 nur unwesentlich verringert. Wurde 2009 ein punktquellenbezogener Eintrag von 1,8 kg/d ermittelt, ist dieser leicht auf 1,6 kg/d zurückgegangen. Die Einträge der beprobten industriellen Direkteinleiter machen dabei 2009 1,2 kg/d aus (95 % aus lederverarbeitender Industrie). Im Jahr 2019 stammen noch 1,0 kg/d der Einträge aus der lederverarbeitenden Industrie, was auch in diesen Bereich eine Reduktion der Emissionen aufzeigt.

4.2.1.2.9 Oberflächenspannung bei 20° C

Die Oberflächenspannung wurde ausschließlich 2019 ermittelt. Alle Einleiter weisen in der Stichprobe eine Oberflächenspannung von deutlich über 60 mN/m auf. Der Mittelwert liegt bei $71,8 \pm 0,8$ mN/m.

4.2.1.2.10 Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)

Die Di(2-ethylhexyl)phthalate konnten im Jahr 2009 in den Abläufen sämtlicher beprobter Einleiter ermittelt werden. Im Jahr 2019 lagen nur drei Messwerte oberhalb der BG von 0,2 µg/l. Insgesamt zeigt sich ein Anstieg der 2009 mit 0,0025 kg/d ermittelten Fracht auf 0,0040 kg/d im Jahr 2019. Der leichte Anstieg ist auf eine geringfügige Erhöhung der kommunalen Kläranlagenabläufe zurückzuführen.

4.2.1.2.11 Nonylphenol und Octylphenol

Nonylphenol und Octylphenol konnten 2009 in allen Abläufen gemessen werden. Für Nonylphenol konnten 2019 nur drei Proben knapp oberhalb der BG von 0,05 µg/l ermittelt werden, beim Octylphenol lagen alle Werte unterhalb der Nachweisgrenze. Entsprechend sind die 2019er Frachten stark (Nonylphenol) oder ausschließlich (Octylphenol) durch die Konvention der Verwendung der halben BG geprägt. Die eingeleiteten Frachten für Nonylphenol sinken entsprechend der Berechnungen von 0,0025 kg/d auf 0,0005 kg/d, die für Octylphenol steigen leicht von 0,0002 kg/d auf 0,0005 kg/d an.

4.2.1.2.12 Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

Im Jahr 2009 konnte in allen Abläufen LAS gemessen werden. Im Jahr 2019 lagen alle Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l. Im Jahr 2009 wurden Tagesfrachten aus den beprobten Einleitern von 0,08457 kg/d berechnet. 2019 konnten noch 0,00009 kg/d nachgewiesen werden, dabei wurde für die Frachtberechnung jedoch ausschließlich die Konvention ½ BG mal Abfluss verwendet.

4.2.1.3 Zusammenfassende Einschätzung der Emissionssituation

Unter den bereits oben begründeten Einschränkungen zur Aussagekraft eines Vergleiches von Stichproben aus den Jahren 2009 und 2019 lässt sich festhalten, dass es für fast alle gemessenen Stoffe zu einer z. T. deutlichen Reduktion der Frachten aus kommunalen Abwassereinleitungen und aus industriellen Direkteinleitern in den entnommenen Stichproben gekommen ist.

Die Umsetzung von Maßnahmen zur weitergehenden Reinigung von Industrieabwässern wird besonders deutlich durch die Reduktion des BSB₅ und CSB. Während der CSB aus Punktquellen halbiert werden konnte, nahmen die BSB₅ Einträge sogar um 70 % ab. Auch die erzielten Reduktionen bei den Nährstoffen können als beachtlich vermerkt werden. So konnten die Ammonium Stickstoff Einträge von 51 kg/d auf 2 kg/d reduziert werden. Entsprechend stiegen zwar die Nitrat-Stickstoff Konzentrationen an, aber auch beim Gesamtstickstoff zeigt sich eine Reduktion von 417 kg/d im Jahr 2009 auf 357 kg/d im Jahr 2019. Noch deutlicher zeigt sich die Verbesserung der Situation beim Orthophosphat-Phosphor. Hier konnte mit einer Reduktion von 8,2 kg/d auf 3,4 kg/d die Emission aus Punktquellen auf der österreichischen Seite deutlich mehr als halbiert werden.

Bei den Alkali- und Erdalkalimetallen zeichnet sich keine deutliche Verbesserung der Einleitungssituation ab. Hier wurden 2019 ähnliche Frachten ermittelt, wie 2009. Auch bei den Sulfat- und Chlorid Frachten zeigt sich mit insgesamt sehr hohen Emissionen ein mit 2009 vergleichbares Bild. Die hohen Frachten dieser Stoffe stammen vorwiegend aus den lederverarbeitenden Betrieben, die zur Konservierung gesalzene Rohhäute weiterverarbeiten.

Bei den anderen im RaabSTAT analysierten anorganischen und organischen Spurenstoffen ist ein direkter Vergleich der Daten 2009 und 2019 ungleich schwerer. Zwar finden sich auch hier in der Regel abnehmende Frachten im Jahr 2019, jedoch sind diese Erhebungen mit größeren Unsicherheiten behaftet. Dies liegt insbesondere darin begründet, dass sich Bestimmungs- und Nachweisgrenzen in den beiden Surveys unterscheiden und häufiger Proben unterhalb der Bestimmungs- oder Nachweisgrenze liegen. Diese Analysen, die mit der Konvention ½ BG * Ablauf berechnet werden, beeinflussen eine Bilanzierung teilweise erheblich.

Tabelle 24: Überblick über die ermittelten Frachten

Stichproben- erhebung	2019				2009				Reduktion 2009-2019 in %			
	Punkt- quellen Gesamt	Kommunale Kläranlagen	Industrielle Direkt- einleiter	Leder- industrie	Punkt- quellen Gesamt	Kommunale Kläranlagen	Industrielle Direkt- einleiter	Leder- industrie	Punkt- quellen Gesamt	Kommunale Kläranlagen	Industrielle Direkt- einleiter	Leder- industrie
	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]
CSB	719,96	208,60	511,37	446,02	1.550,74	203,12	1.347,63	1.193,63	53,57	-2,70	62,05	62,63
BSB ₅	57,63	43,16	14,47	9,54	191,32	31,67	159,65	105,95	69,87	-36,29	90,94	91,00
TOC	231,91	68,32	163,58	141,23	422,57	68,90	353,67	310,08	45,12	0,84	53,75	54,46
DOC	239,91	69,57	170,34	147,86	368,97	58,78	310,18	276,39	34,98	-18,35	45,08	46,50
NO ₂ -N	1,96	0,54	1,42	1,31	2,91	0,37	2,54	2,50	32,73	-46,36	44,27	47,58
NH ₄ -N	3,17	3,21	0,67	0,50	50,63	31,41	19,21	12,39	93,74	89,79	96,49	95,97
NO ₃ -N	323,77	64,28	259,49	241,13	266,64	22,87	243,77	240,31	-21,43	-181,13	-6,45	-0,34
Nges	357,53	83,84	273,68	251,96	417,03	65,95	351,09	332,79	14,27	-27,14	22,05	24,29
o-PO ₄ -P	3,41	2,96	0,45	0,37	8,15	5,57	2,58	1,53	58,22	46,87	82,69	75,69
Pges	4,21	3,47	0,74	0,64	13,81	7,74	6,07	3,44	69,53	55,18	87,82	81,46
K	577,16	277,04	300,12	245,10	455,08	223,14	231,93	172,73	-26,83	-24,15	-29,40	-41,89
Na	14.952,31	1.523,07	13.429,25	12.643,94	15.869,41	1.033,05	14.836,36	14.179,93	5,78	-47,43	9,48	10,83
Mg	290,02	192,73	97,29	76,76	349,83	196,93	152,91	125,19	17,10	2,13	36,37	38,69
Ca	2.713,04	939,49	1.773,55	1.643,30	2.595,89	905,92	1.689,97	1.574,92	-4,51	-3,71	-4,95	-4,34
Cl	18.807,92	2.529,74	16.278,18	15.715,46	19.352,42	1.460,33	17.892,09	17.145,60	2,81	-73,23	9,02	8,34
SO ₄	10.330,49	702,93	9.627,57	9.298,65	9.253,10	753,84	8.499,25	8.296,11	-11,64	6,75	-13,28	-12,08
AOX	0,82	0,36	0,45	0,30	2,97	0,53	2,44	2,32	72,51	31,47	81,42	86,94
ΣMBAS	1,60	0,51	1,09	1,00	1,82	0,59	1,23	1,17	12,02	12,77	11,66	14,37
Fe	2,40	0,59	1,81	0,19	3,06	1,16	1,90	0,95	21,42	48,69	4,77	79,61
Cr	0,15	0,00	0,15	0,14	0,23	0,03	0,20	0,20	35,19	89,74	27,30	26,85
Cu	0,06	0,02	0,03	0,02	0,07	0,03	0,04	0,02	21,17	27,36	15,70	-2,46

4.2.2 Konzentrationen im Längsverlauf

4.2.2.1 Allgemein physikalisch-chemische Kenngrößen

4.2.2.1.1 Wassertemperatur

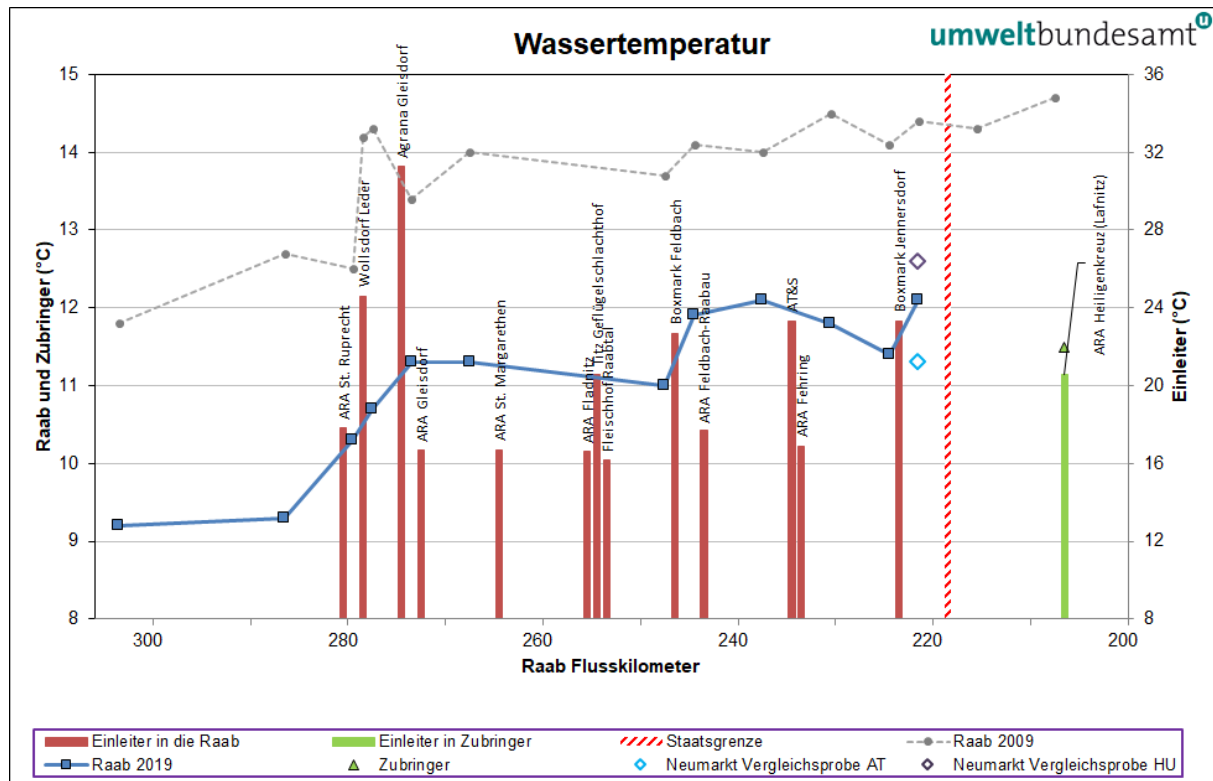


Abbildung 50: Wassertemperatur in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Zur Zeit der Probenahme wurde im österreichischen Abschnitt der Raab ein Temperaturanstieg von 9,2°C auf 12,1°C gemessen. Damit folgt der Temperaturverlauf weitgehend jenem des Raab Survey 2009, wo die Raab im österreichischen Teil (von 11,8°C auf 14,4°C) einen vergleichbaren Temperaturanstieg zeigte.

Die höchsten Temperaturen der Einleitungen wurden mit 31,3°C bei der Firma Agrana Gleisdorf gemessen. Die Temperaturen der anderen Einleiter lagen deutlich unter 30°C. Tendenziell lagen die Wassertemperaturen der Einleiter im Jahr 2019 (zwischen 16,2°C und 31,3°C) etwas unter jenen von 2009 (zwischen 18,4°C und 35,2°C).

Die Vergleichsmessungen am *Pegel Neumarkt* zeigten eine relativ geringe Schwankungsbreite mit 11,3°C (in der österreichischen Vergleichsprobe) bis 12,6°C (in der ungarischen Vergleichsprobe).

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für diesen Flusstyp eine Maximaltemperatur von 26°C definiert. Die Temperaturen lagen bei dieser Momentaufnahme immer deutlich darunter.

4.2.2.1.2 pH-Wert

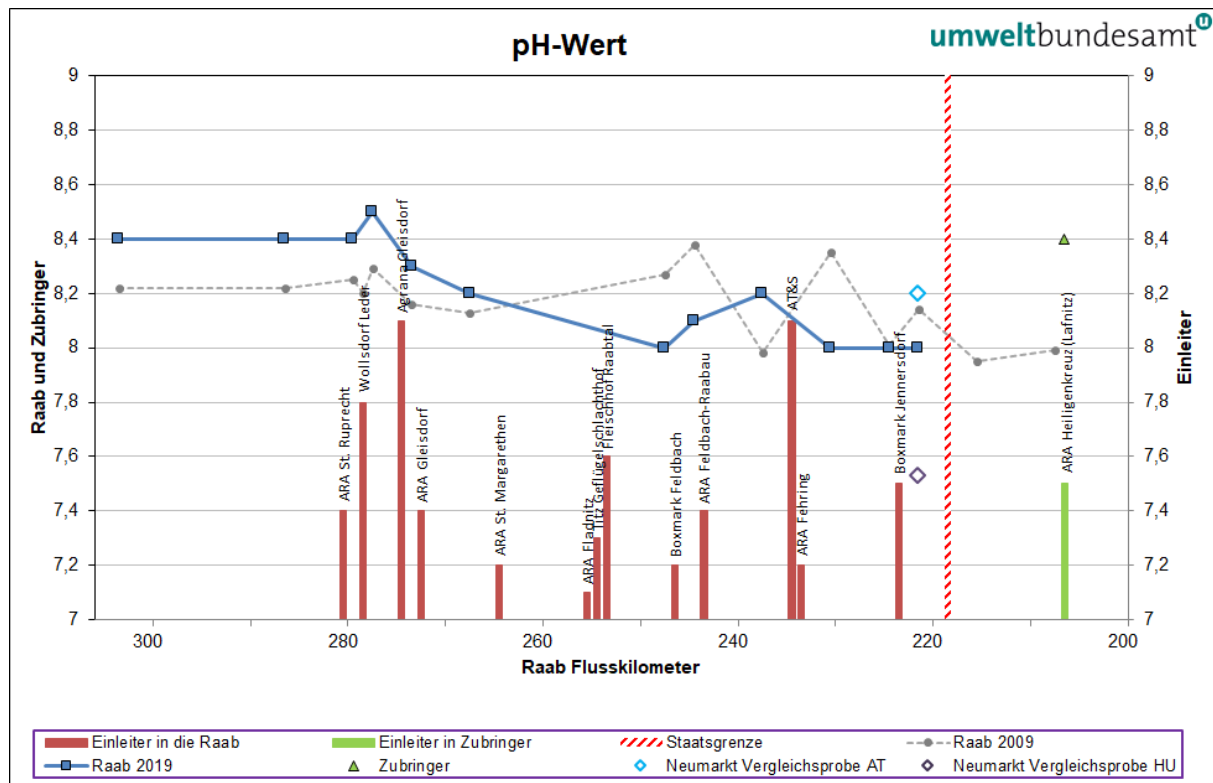


Abbildung 51: pH-Wert in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Der pH-Wert bewegte sich im österreichischen Abschnitt der Raab im Bereich zwischen 8,5 und 8,0. Während im Oberlauf der Wert relativ konstant bei ca. 8,4 lag, kam es ab der Messstelle *RAAB, aufw. Gleisbachmündung* zu einem Absinken, sodass er im Mittellauf relativ konstant bei ca. 8,0 lag. Die pH-Werte der Emissionen lagen im Bereich 7,1 bis 8,1.

Während beim Raab Survey 2009 kein direkter Zusammenhang zwischen dem Abfall des pH-Wertes und den Emissionen einzelner Einleiter festgestellt werden konnte, könnte ein solcher bei Momentaufnahme 2019 (in geringem Ausmaß) erkennbar sein.

Während die beiden österreichischen Vergleichsmessungen am *Pegel Neumarkt* (pH-Werte von 8,0 und 8,2) einen ähnlichen Wert lieferten, wurde in der ungarischen Vergleichsmessung mit 7,5 ein deutlich niedriger Wert festgestellt.

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für alle Bioregionen ein Qualitätsziel von pH 6 bis 9 definiert.

4.2.2.1.3 Elektrische Leitfähigkeit

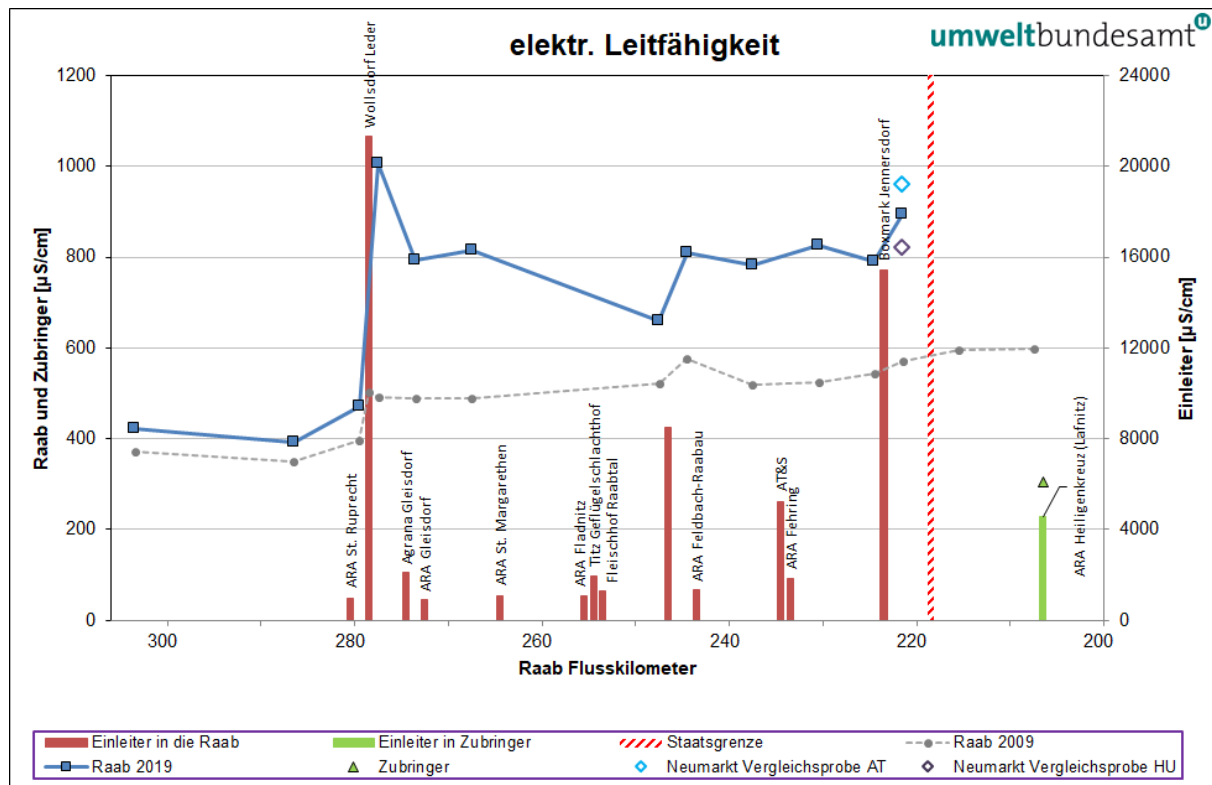


Abbildung 52: Elektrische Leitfähigkeit in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Die elektrische Leitfähigkeit schwankte im österreichischen Abschnitt zwischen 393 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (bei der *Straßenbrücke Mitterdorf*) und 1007 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ca. 1000 m abwärts der *Lederfabrik Wollsdorf Leder*). Während die Leitfähigkeit im Oberlauf um ca. 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lag, kam es durch die Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf zu einem deutlichen Anstieg auf ca. 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Danach fiel die Konzentration bis zur nächstgelegenen Messstelle wieder steil auf ca. 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab, weshalb der hohe Wert (ca. 1000 m abwärts der Lederfabrik Wollsdorf Leder) zum Teil dadurch zu erklären ist, dass diese Messstelle noch in der Abwasserfahne der Lederfabrik liegt. Im weiteren Verlauf pendelte sich der Wert um ca. 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ein, während es nach der Einleitung durch die Lederfabrik Boxmark Jennersdorf wieder zu einem Anstieg auf 894 $\mu\text{S}/\text{cm}$ kam.

Im Vergleich zu der Untersuchung im Jahr 2009 war bei Momentaufnahme 2019 der Anstieg der Leitfähigkeit aufgrund der Einleitung durch die Lederfabrik Wollsdorf Leder viel ausgeprägter. Dieser ist (bei einer vergleichbaren Abflussmenge und Leitfähigkeitskonzentration im Kläranlagenablauf) auf die deutlich geringere Wasserführung der Raab zurückzuführen. So war der durch die Lederfabrik Wollsdorf Leder verursachte Abwasseranteil an der Abflussführung im Jahr 2019 (mit 0,96 %) ca. 6-mal höher als im Jahr 2009 (mit 0,16 %).

Die Leitfähigkeitswerte der drei Lederfabriken lagen bei dieser Untersuchung im Bereich von 8520 bis 21300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und damit deutlich über jenen der anderen Einleiter. Während jedoch die Leitfähigkeitswerte der beiden Lederfabriken Wollsdorf Leder mit 21300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (18870 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Jahr 2009) und Boxmark Jennersdorf mit 15420 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (15740 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Jahr 2009) in derselben Größen-

ordnung wie 2009 lagen, wurde für Boxmark Feldbach bei dieser Momentaufnahme mit 8520 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nur etwa der halbe Wert von 2009 (16810 $\mu\text{S}/\text{cm}$) detektiert.

Die Vergleichsmessungen am *Pegel Neumarkt* zeigten eine relativ geringe Schwankungsbreite von 821 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (in der ungarischen Vergleichsprobe) bis 960 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (in der österreichischen Vergleichsprobe).

4.2.2.1.4 Chlorid

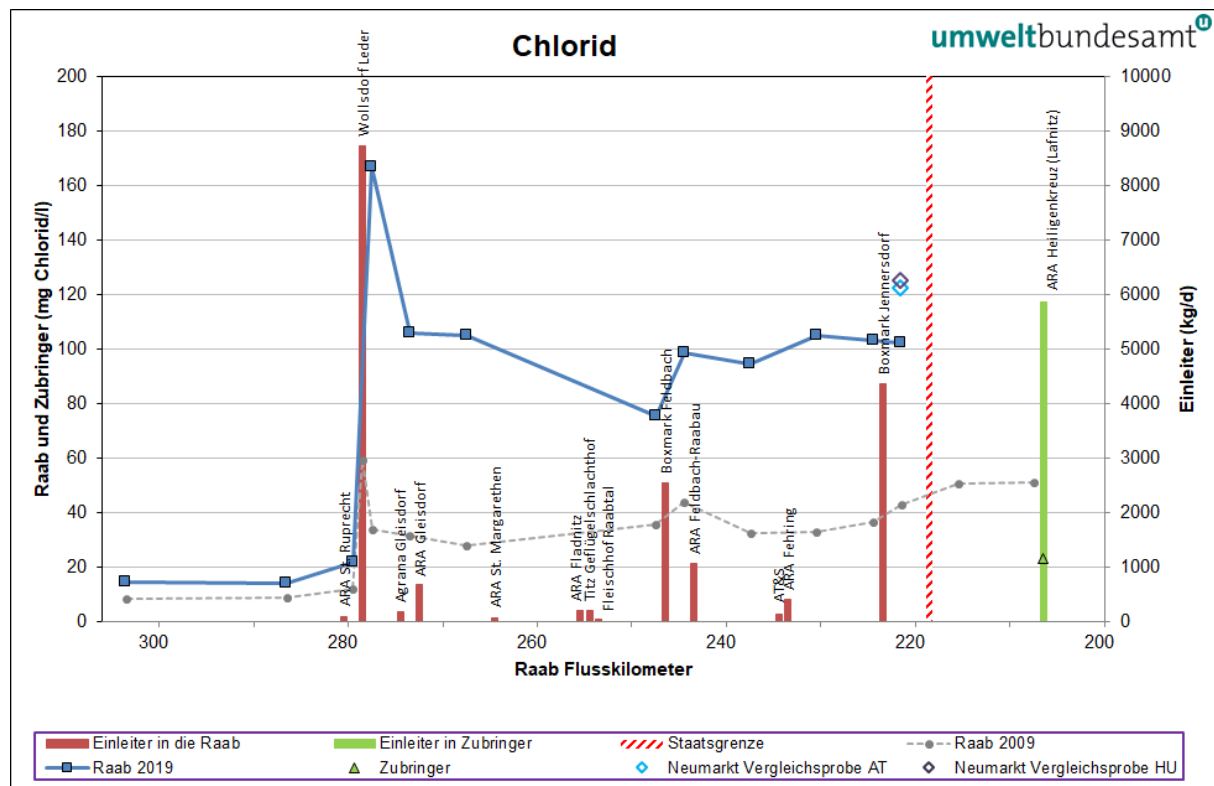


Abbildung 53: Chloridkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Der Verlauf der Chlorid Immissionskonzentrationen folgt im österreichischen Raababschnitt im Wesentlichen jenem der Leitfähigkeit und schwankt zwischen 14 mg/l (bei der *Straßenbrücke Mitterdorf*) und 167 mg/l (ca. 1000 m abwärts der *Lederfabrik Wollsdorf Leder*). Während die Chlorid Immissionskonzentration im Oberlauf um ca. 14 mg/l bis 20 mg/l lag, kam es durch die Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf Leder zu einem deutlichen Anstieg auf 167 mg/l. Danach fiel die Konzentration bis zur nächstliegenden Messstelle wieder steil auf ca. 106 mg/l ab, weshalb der hohe Wert (ca. 1000 m abwärts der Lederfabrik Wollsdorf) zum Teil dadurch zu erklären ist, dass diese Messstelle in der Abwasserfahne der Lederfabrik liegt. Im weiteren Verlauf pendelte sich der Wert bei ca. 100 mg/l ein.

Wie bei der Leitfähigkeit war auch der Anstieg der Chloridkonzentration nach der Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf Leder bei dieser Momentaufnahme viel ausgeprägter als im Jahr 2009. Diese Zunahme ist (bei einer vergleichbaren Abflussmenge und Chloridfracht im Kläranlagenablauf) wieder auf die deutlich geringere Wasserführung der Raab zurückzuführen. So war aufgrund der geringen

Wasserführung der durch die Lederfabrik Wollsdorf Leder verursachte Abwasseranteil an der Abflussführung im Jahr 2019 (mit 0,96 %) ca. 6-mal höher als im Jahr 2009 (mit 0,16 %).

Für die Einleiter erfolgte auf Basis von Tagesabflüssen und den (anhand eines einmaligen Stichprobenereignisses) gemessenen Ablaufkonzentrationen die Berechnung einer stoffspezifischen Einleitetracht. Diese berechneten Frachten lagen bei den Lederfabriken im Bereich von 2546 kg/d bis 8725 kg/d und damit deutlich über jenen der anderen Einleiter. Während jedoch die Chloridfrachten im Ablauf der Lederfabriken Wollsdorf Leder mit 8725 kg/d (6471 kg/d im Jahr 2009) und Boxmark Jennersdorf mit 4362 kg/d (ca. 3000 kg/d im Jahr 2009) über den Werten von 2009 lagen, wurde für Boxmark Feldbach bei dieser Momentaufnahme mit 2546 kg/d nur etwa ein Drittel des Wertes von 2009 (7676 kg/d) berechnet. Wie Kapitel 4.2.1.2 zeigt haben sich generell die Emissionsfrachten aus Punktquellen im Jahr 2019 um fast 3 % gegenüber 2009 verringert, die der Lederfabriken sogar um 8 %.

Bei den Vergleichsmessungen am *Pegel Neumarkt* liegen der österreichische Vergleichswert mit 123 mg/l und der ungarische Vergleichswert mit 125 mg/l nahe beieinander, während die Standardmessung mit 102 mg/l einen deutlich geringeren Wert ergibt. Da anzunehmen ist, dass die Einleitung der Lederfabrik Boxmark Jennersdorf einen messbaren Einfluss auf die Chlorid Immissionskonzentration hat, sind die Ergebnisse der Vergleichsproben plausibler.

4.2.2.1.5 Sulfat

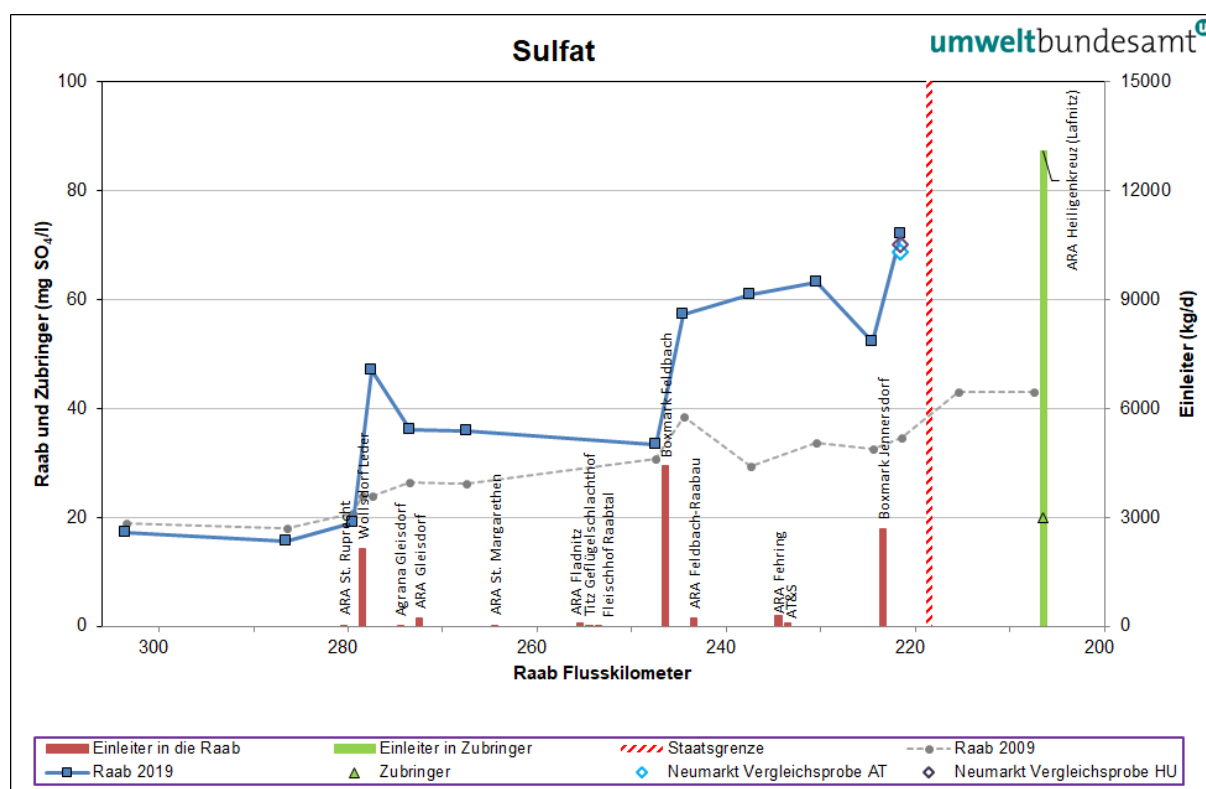


Abbildung 54: Sulfatkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Der Verlauf der Sulfat Immissionskonzentrationen im österreichischen Teil der Raab schwankt zwischen 15,7 mg/l (bei der *Straßenbrücke Mitterdorf*) und 72 mg/l (beim *Pegel Neumarkt*). Während

die Sulfat Immissionskonzentration im Oberlauf um ca. 16 mg/l bis 18 mg/l lag, kam es durch die Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf Leder zu einem deutlichen Anstieg auf 46,9 mg/l. Danach fiel die Konzentration bis zur nächstliegenden Messstelle wieder auf 36 mg/l ab, was wiederum darauf hindeutet, dass der hohe Wert nach der Einleitung von Wollsdorf Leder zum Teil dadurch zu erklären ist, dass diese Messstelle in der Abwasserfahne der Lederfabrik liegt. Auch die Einleitungen der beiden anderen Lederfabriken bewirkten eine deutliche Zunahme der Sulfat Immissionskonzentration (von 33,3 mg/l auf 57,3 mg/l bei Boxmark Feldbach und von 52,3 mg/l auf 72 mg/l bei Boxmark Jennersdorf).

Die Anstiege der Sulfat Immissionskonzentrationen in der Raab nach den Einleitungen der Lederfabriken waren viel ausgeprägter, als im Jahr 2009. Diese Zunahmen sind (bei vergleichbaren Abflussmengen und Konzentrationen in den Kläranlagenabläufen) wieder auf die deutlich geringere Wasserführung der Raab zurückzuführen. So waren aufgrund der geringen Wasserführung die Abwasseranteile an der Abflussführung im Jahr 2019 bei den Lederfabriken um 5- bis 6-mal höher, als im Jahr 2009.

Dabei ist zu erwähnen, dass die Abflussbedingungen der Raab zu den Stichtagen der Probenahmen 2019 eine mittlere jährliche Niederwassersituation einer langjährigen Reihe meist noch unterschreiten. Somit stellen die Verdünnungsbedingungen der Punktquelleneinleitungen durch die Raab annähernd Worst-Case Bedingungen dar. Umgekehrt bedeutet dies, dass die Auswirkungen konstanter Einleitungen auf die Konzentration im Gewässer näherungsweise maximal ausfallen.

Für die Einleiter erfolgte auf Basis von Tagesabflüssen und den (anhand eines einmaligen Stichprobenereignisses) gemessenen Ablaufkonzentrationen die Berechnung einer stoffspezifischen Einleitefracht. Die berechneten Sulfatfrachten lagen bei den Lederfabriken im Bereich von 2150 kg bis 4405 kg/d und damit wieder deutlich über jenen der anderen Einleiter. Im Wesentlichen liegen sie aber in derselben Größenordnung wie bei der Untersuchung 2009 (Wollsdorf Leder: 2019: 2150 kg/d, 2009: 1888 kg/d; Boxmark Jennersdorf: 2019: 2688 kg/d, 2009: 1865 kg/d; Boxmark Feldbach: 2019: 4405 kg/d, 2009: 4541 kg/d).

Die Vergleichsmessungen am *Pegel Neumarkt* zeigten eine relativ geringe Schwankungsbreite von 68,5 bis 72 mg/l, weshalb die Werte als plausibel erachtet werden können.

Bei erhöhten Konzentrationen an der Messstelle „Pegel Neumarkt“ im Jahr 2019 (2009 war der Abfluss der Raab an dieser Stelle fast 6-mal höher) zeigten die Frachtberechnungen deutlich geringere Werte im Jahr 2019 an. Wurde 2009 eine Fracht von 25,3 t/d errechnet, liegt diese 2019 bei 8,9 t/a. Bei leicht gestiegenen Einträgen aus Punktquellen von 9,2 t/d (2009) auf 10,3 t/d (2019) verdeutlicht der hohe Frachtüberschuss 2009 den erhöhten Einfluss diffuser Einträge bei erhöhten Abflüssen, während 2019 (bei geringer Wasserführung) die Retention und die Verluste der Stoffe sich stärker auswirkten.

Bei einer Sulfatfracht von 1,2 t/d beeinflusste die Lafnitz 2019 anders als 2009 die Fracht der Raab in Ungarn nur geringfügig.

4.2.2.1.6 Oberflächenspannung

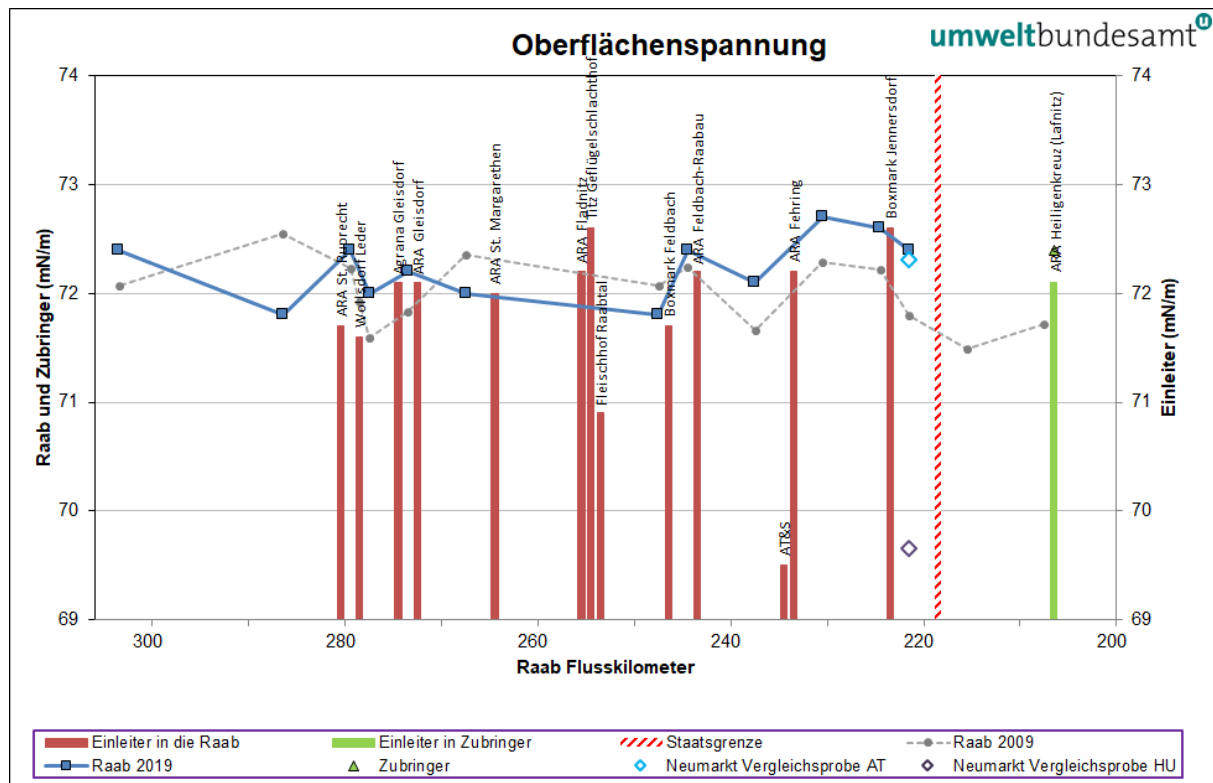


Abbildung 55: Oberflächenspannung in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Die Oberflächenspannungen der Immissionsproben bewegten sich im Bereich von 71,8 mN/m und 72,7 mN/m und damit im gleichen Bereich wie beim Raab Survey 2009 (der Referenzwert von destilliertem Wasser liegt bei 72,22 mN/m).

Die Oberflächenspannungen der Einleiter lagen mit 69,5 mN/m bis 72,6 mN/m nicht wesentlich unter jenen der Immissionsproben. Die geringste Oberflächenspannung wurde bei dieser Momentaufnahme mit 69,5 mN/m in der Einleitung der Firma AT&S, Austria Technologie und Systemtechnik erfasst.

Erwähnenswert sind die gegenüber dem Raab Survey 2009 deutlich besseren Werte in den Abläufen der Lederfabriken. Während bei den Lederfabriken 2009 noch Werte zwischen 55,9 mN/m und 61,1 mN/m gemessen wurden, lagen bei der aktuellen Untersuchung die Werte zwischen 71,6 mN/m und 72,6 mN/m. Bei der Lederfabrik Boxmark Feldbach etwa lag die Oberflächenspannung beim Raab Survey 2009 bei 55,9 mN/m (beim Raab Survey 2008 sogar nur bei 45,3 mN/m), während bei der Untersuchung 2019 ein Wert von 71,7 mN/m gemessen wurde.

4.2.2.2 Sauerstoffhaushalt

4.2.2.2.1 Sauerstoffgehalt

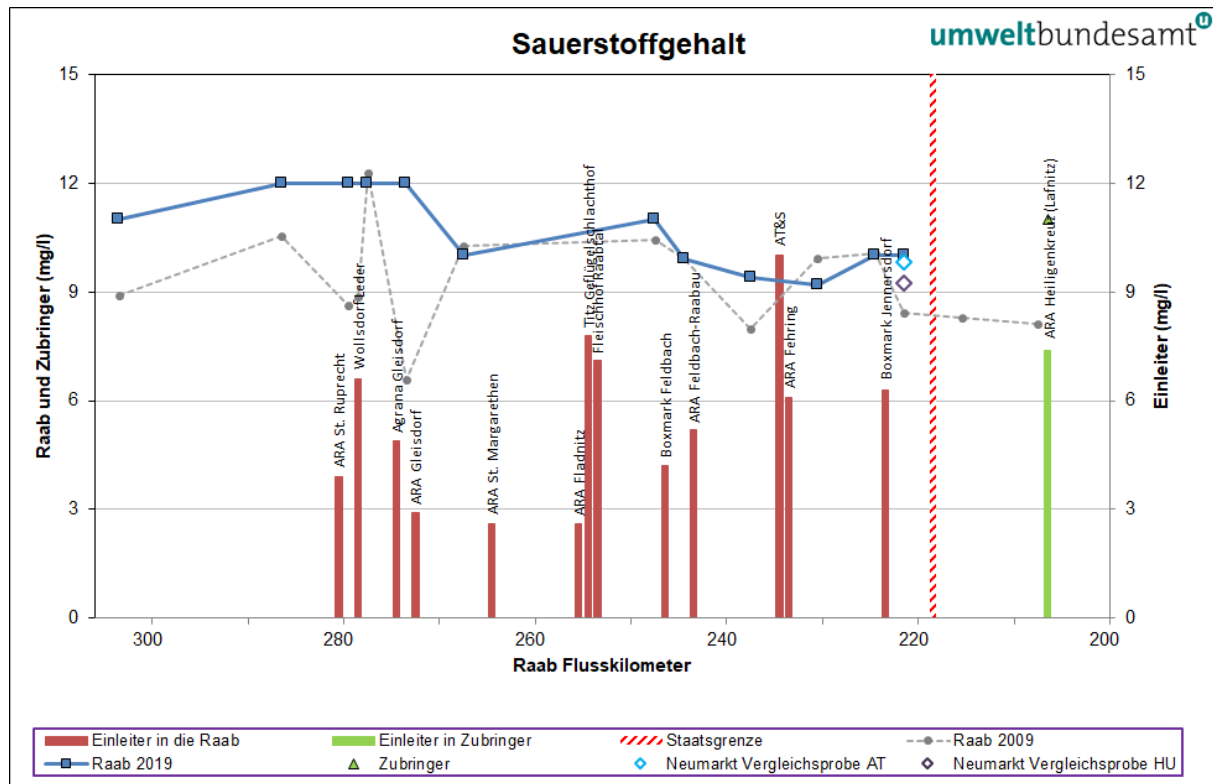


Abbildung 56: Sauerstoffgehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Die Sauerstoffgehalte der Raab bewegten sich im Bereich zwischen 9,2 mg/l und 12 mg/l. Wie schon 2009 wiesen viele Emissionen einen Sauerstoffgehalt < 6 mg/l auf, wobei die niedrigsten Gehalte in den Abläufen kommunaler Kläranlagen gemessen wurden.

Im Vergleich zu 2009 zeigte sich bei dieser Momentaufnahme eine geringere Schwankungstendenz, welche etwa auf einen geringeren Abfluss und die damit veränderten hydrologischen Bedingungen zurückgeführt werden kann.

Im Längsverlauf zeigt sich generell eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes von ca. 12 mg/l auf ca. 10 mg/l. Eine Interpretation ist aber schwierig, da neben dem Einfluss der Einleiter, der Tageschwankungen der Konzentration des gelösten Sauerstoffs, dessen Temperaturabhängigkeit, sowie hydromorphologische Bedingungen (Geflüder, Wehre und Kraftwerke) im Bereich der Messstellen berücksichtigt werden müssten.

4.2.2.2.2 DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)

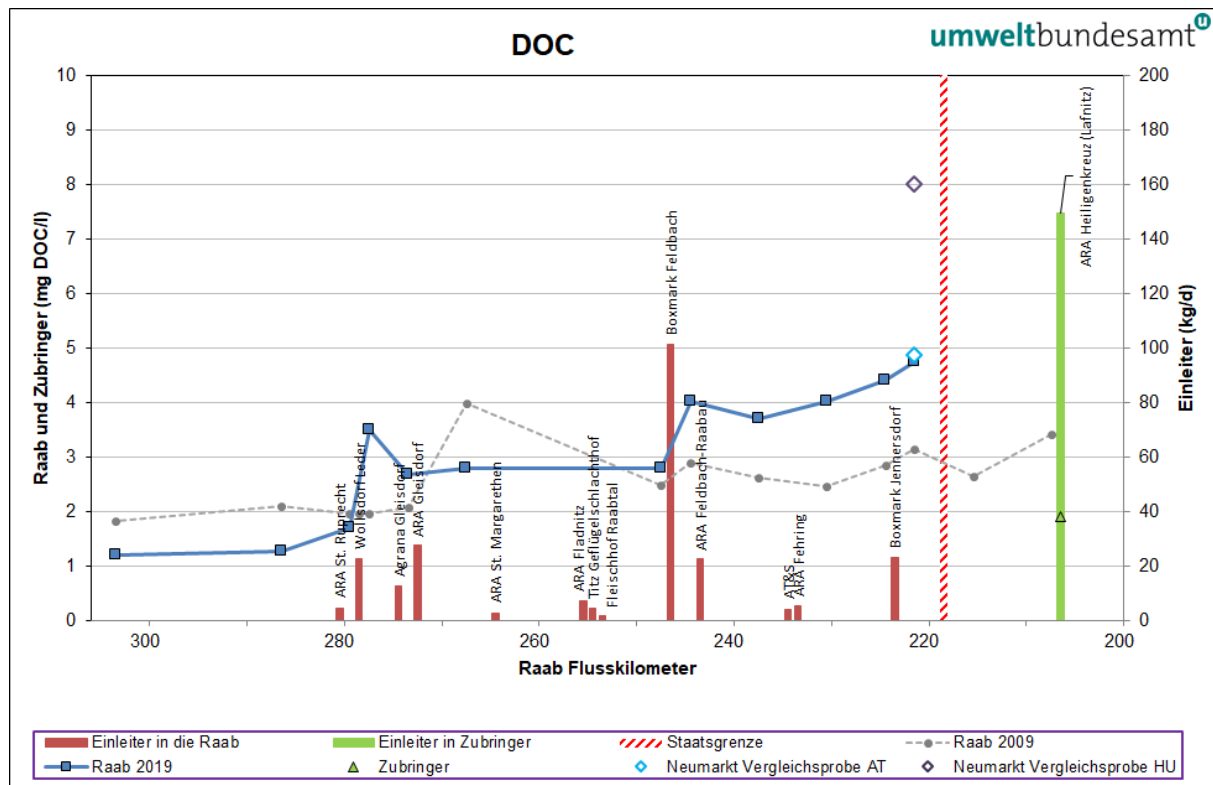


Abbildung 57: DOC-Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab kam es zu einem Anstieg der DOC-Konzentration von 1,1 (Arzberg abw. Moderbachmündung) auf 4,7 mg DOC/l (Pegel Neumarkt).

Die größten Anstiege gab es nach den Einleitungen der beiden Lederfabriken Wollsdorf Leder (von 1,7 auf 3,5 mg DOC/l) und Boxmark Feldbach (von 2,8 auf 4,0 mg DOC/l). Beim ersten Anstieg ist wieder zu berücksichtigen, dass sich die Messstelle in der Abwasserfahne des Einleiters befindet, da bis zur nächsten Messstelle trotz Einleitung der Firma Agrana Gleisdorf der DOC-Wert wieder deutlich auf 2,7 mg DOC/l fällt.

Die höchste Emissionsfracht in die Raab wurde mit 101 kg/d für die Lederfabrik Boxmark Feldbach berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen durchwegs unter 30 kg/d, z. T. auch deutlich darunter. Eine relativ hohe Emissionsfracht wurde mit 150 kg/d auch für die ARA Heiligenkreuz berechnet, welche in die Lafnitz einleitet.

Wie in Kapitel 4.2.1.2 ausgeführt liegen die DOC Emissionsfrachten im Jahr 2019 (240 kg/d) generell deutlich unter jenen von 2009 (369 kg/d). Besonders signifikant sind die Unterschiede bei den drei Lederfabriken (Boxmark Feldbach: 2009: 144 kg/d, 2019: 101 kg/d; Boxmark Jennersdorf: 2009: 94 kg/d, 2019: 23 kg/d; Wollsdorf Leder: 2009: 39 kg/d, 2019: 22 kg/d).

Noch ausgeprägter ist der Unterschied in der transportierten DOC Immissionsfracht am Pegel Neumarkt. 2009 wurden 2,3 t/d berechnet, 2019 waren es nur noch 0,6 t/d. Dieser Unterschied ist großteils nur auf die (aus der höheren Wasserführung resultierenden) höheren diffusen Einträge im Jahr 2009 zurückzuführen.

Am Pegel Neumarkt wurde eine DOC-Konzentration von 4,7 mg/l gemessen, welche durch die österreichische Vergleichsmessung bestätigt wurde. Auffällig ist der mit 8 mg/l deutlich unterschiedliche Wert der ungarischen Vergleichsmessung.

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für den Gewässertyp der österreichischen Raab als Qualitätsziel eine maximale DOC-Konzentration von 6 mg/l definiert, die nie überschritten wurde.

4.2.2.2.3 TOC (gesamter organischer Kohlenstoff)

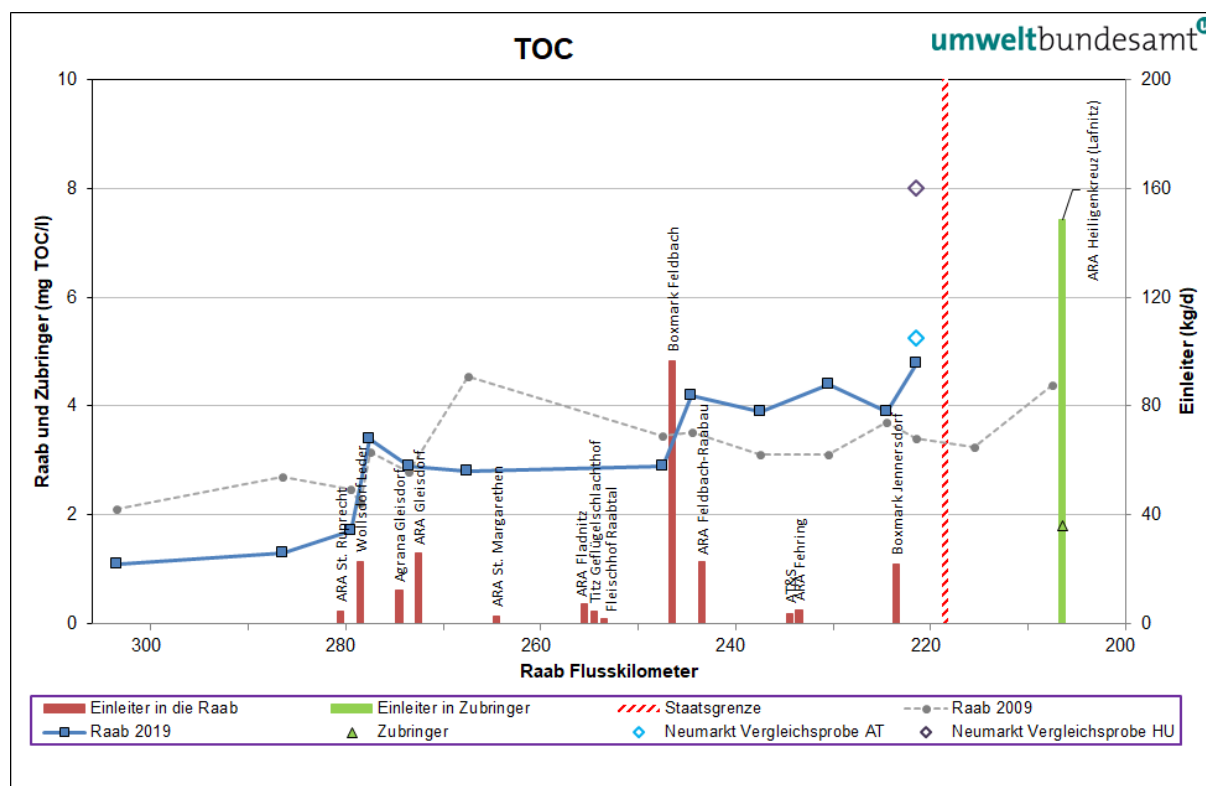


Abbildung 58: TOC-Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Der Kurvenverlauf der TOC-Konzentration folgte weitgehend jenem des DOC mit einem Anstieg im österreichischen Teil der Raab von 1,1 (Arzberg abw. Moderbachmündung) auf 4,8 mg TOC/l (Pegel Neumarkt).

Anstiege wurden nach den Einleitungen der drei Lederfabriken gemessen, wobei bei Wollsdorf Leder wieder zu berücksichtigen ist, dass sich die Messstelle in der Abwasserfahne des Einleiters befindet.

Wie beim DOC wurde die höchste Emissionsfracht in die Raab mit 97 kg/d für die Lederfabrik Boxmark Feldbach berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen durchwegs unter 30 kg/d, z. T. auch deutlich darunter. Eine relativ hohe Emissionsfracht wurde mit 148 kg/d auch für die ARA Heiligenkreuz berechnet, die in die Lafnitz einleitet.

Wie für DOC kam es demnach auch bezüglich TOC zu einer starken Abnahme der aufsummierten Emissionsfrachten im Jahr 2019 gegenüber 2009 (232 kg/d gegenüber 422 kg/d). Bei den Lederfabriken konnte die TOC Emissionsfracht von 310 kg/d auf 141 kg/d sogar mehr als halbiert werden.

Bezüglich der Qualitätssicherung gelten dieselben Aussagen wie für DOC. Am Pegel Neumarkt wurde der gemessene Wert von 4,8 mg/l durch die österreichische Vergleichsmessung (mit 5,2 mg/l) weitgehend bestätigt, während die ungarische Vergleichsmessung mit 8 mg/l wieder deutlich davon abwich.

4.2.2.2.4 BSB₅ - Biochemischer Sauerstoffbedarf ohne Nitrifikationshemmung

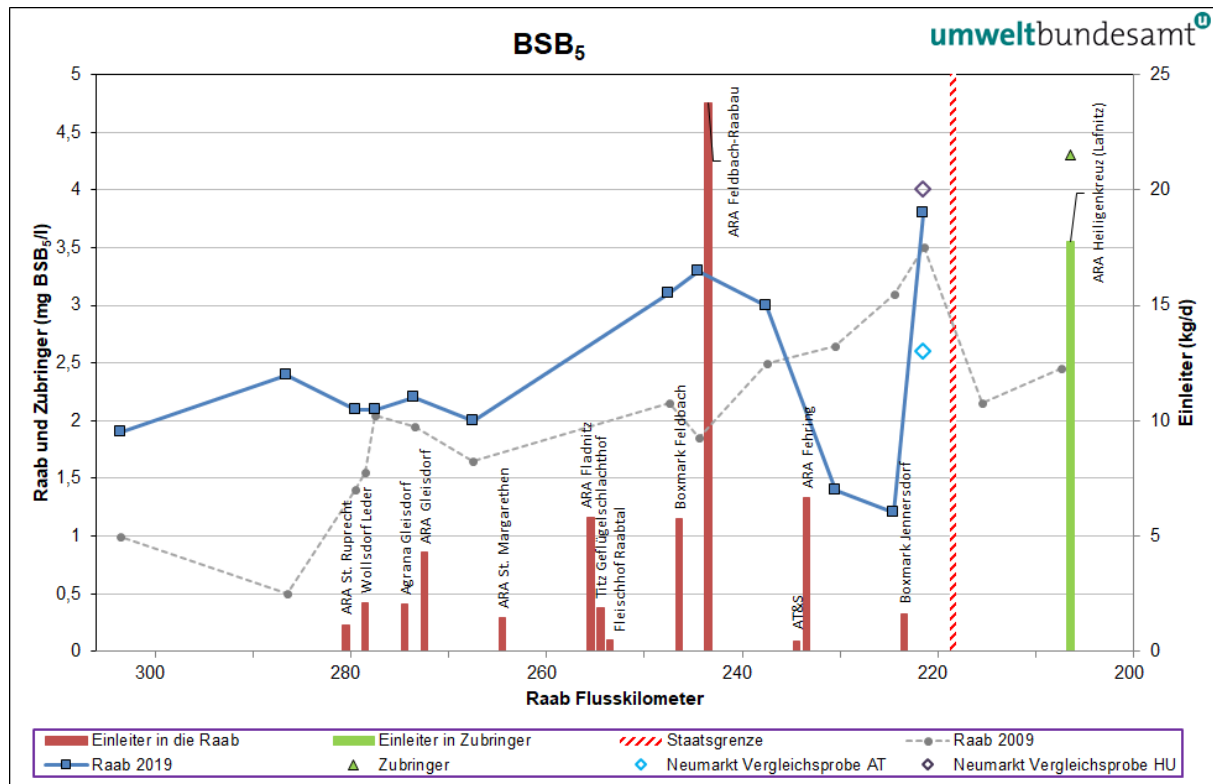


Abbildung 59: Biochemischer Sauerstoffbedarf in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab schwankten die gemessenen BSB₅ Immissionskonzentration zwischen 1,2 mg/l (*St. Martin*) und 3,8 mg/l (*Pegel Neumarkt*). Im Oberlauf bewegen sich die gemessenen Werte relativ konstant um ca. 2 mg/l. Zwischen *Bahnhof Takern I* und *Bahnhof Feldbach* erfolgt ein Anstieg auf 3,1 mg/l. In diesem Abschnitt leiten mehrere Einleiter ein. Der weitere Verlauf wirkt relativ unplausibel. So sollte (trotz der Einleitung der *ARA Fehring* und *AT&S*) der Wert von 3 mg/l auf 1,4 mg/l steil abfallen und nach der Lederfabrik *Boxmark Jennersdorf* (für welche eine sehr geringe Einleitefracht berechnet wurde) wieder steil auf 3,8 mg/l ansteigen.

Die höchste Emissionsfracht in die Raab wurde mit 23,8 kg/d für die *ARA Feldbach-Raabau* berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen fast durchwegs im Bereich von 5 kg/d oder darunter. Für die *ARA Heiligenkreuz*, die in die *Lafnitz* einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 17,7 kg/d berechnet.

Wie bereits ausgeführt konnten generell die BSB₅ Emissionsfrachten in den österreichischen Teil der Raab mit insgesamt 57,6 kg/d gegenüber dem Jahr 2009 mit 191,3 kg/d deutlich reduziert werden. Diese Reduktion geht v. a. auf geringere Einleitemengen der industriellen Direkteinleiter zurück.

Hier sind speziell die Lederfabriken sowie die Firma Agrana Gleisdorf hervorzuheben, deren aktuell erhobene Einleitemengen nur mehr einen Bruchteil jener aus dem Jahr 2009 ausmachen.

Es zeigte sich auch ein deutlicher Unterschied in der transportierten BSB₅ Immissionsfracht am Pegel Neumarkt. 2009 wurden 2,5 t/d berechnet, 2019 waren es nur mehr 0,3 t/d. Dieser Unterschied kann großteils durch die (aus der höheren Wasserführung resultierenden) höheren diffusen Einträge im Jahr 2009 erklärt werden.

Am Pegel Neumarkt wurde eine BSB₅ Konzentration von 3,8 mg/l gemessen, die durch die ungarische Vergleichsmessung mit 4 mg/l weitgehend bestätigt wurde. Davon weicht der österreichische Vergleichswert mit 2,6 mg/l deutlich ab.

Die Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) sieht für den Gewässertyp der österreichischen Raab als Qualitätsziel eine maximale BSB₅ Konzentration von 6 mg/l vor. Dieser Wert wurde immer deutlich unterschritten.

4.2.2.2.5 CSB total - Chemischer Sauerstoffbedarf

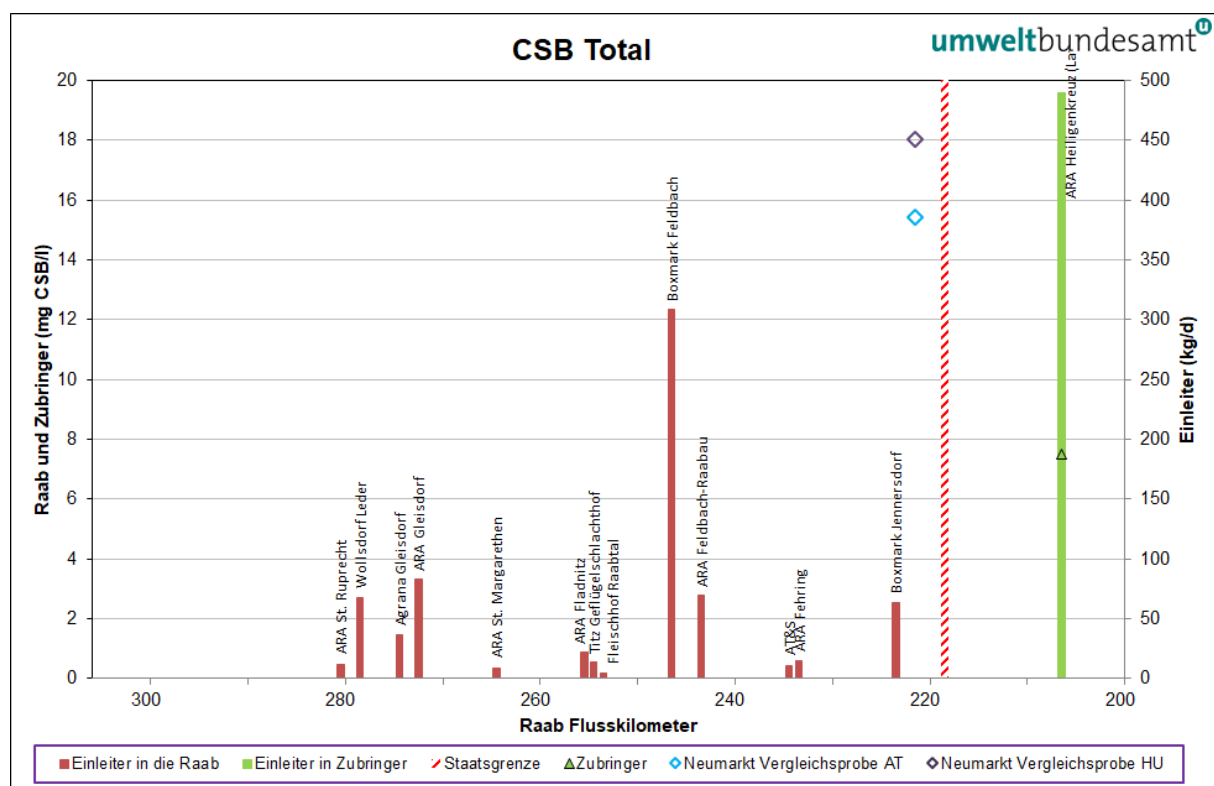


Abbildung 60: Chemischer Sauerstoffbedarf im Längsverlauf

Für den österreichischen Teil der Raab lagen alle CSB Immissionskonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) von 15 mg/l, weshalb sie hier nicht dargestellt werden.

Die höchste Emissionsfracht in die Raab wurde mit 308 kg/d für die Lederfabrik Boxmark Feldbach berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen alle unterhalb 100 kg/d. Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 490 kg/d berechnet.

Wie bereits ausgeführt konnten generell die CSB Emissionsfrachten in den österreichischen Teil der Raab mit insgesamt 720 kg/d gegenüber dem Jahr 2009 mit 1550,7 kg/d mehr als halbiert werden. Diese Reduktionen sind fast ausschließlich auf geringere Einleitemengen der Lederfabriken zurück-

zuführen (Wollsdorf Leder: 2009: 256 mg/l, 2019: 68 mg/l; Boxmark Feldbach: 2009: 569 mg/l, 2019: 308 mg/l; Boxmark Jennersdorf: 2009: 369 mg/l, 2019: 63 mg/l).

4.2.2.3 Nährstoffverhältnisse

4.2.2.3.1 Gesamtstickstoff

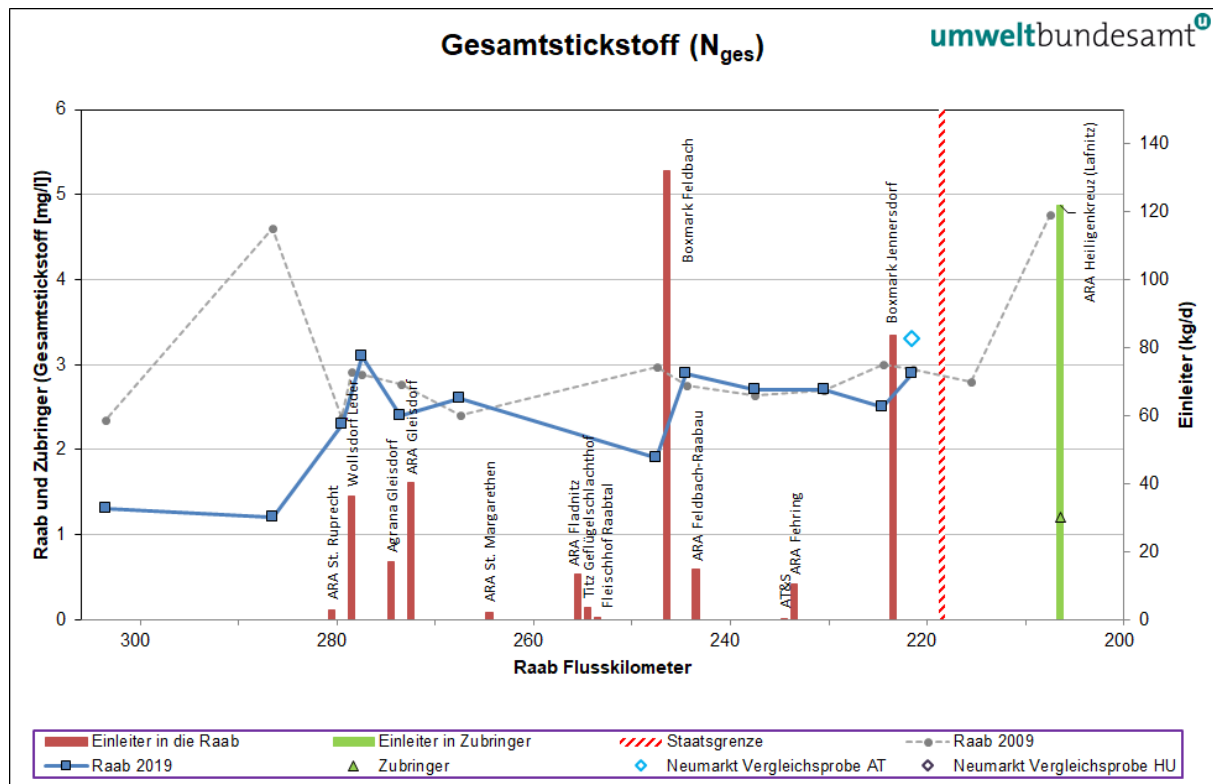


Abbildung 61: Gesamtstickstoffkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab stieg die Gesamtstickstoffkonzentrationen von ca. 1 mg/l auf ca. 3 mg/l an. Der Konzentrationsanstieg oberhalb der Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf kann mit keiner verursachenden Einleitung in Zusammenhang gebracht werden. Durch die Einleitung von Schmidt Wollsdorf kommt es zu einem weiteren Anstieg und gleich danach wieder zu einem Abfallen der Gesamtstickstoffkonzentration, weshalb der Anstieg hauptsächlich darauf zurückgeführt werden kann, dass sich die Messstelle in der Abwasserfahne der Einleitung der Lederfabrik befindet. Die weiteren Anstiege können jeweils mit den einleitenden Lederfabriken in Zusammenhang gebracht werden.

Die höchsten Emissionsfrachten in die Raab wurden mit 132 kg/d bei Boxmark Feldbach und mit 84 kg/d bei Boxmark Jennersdorf berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen alle (z. T. deutlich) unterhalb von 40 kg/d. Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 121 kg/d berechnet. Wie bereits ausgeführt waren die Gesamtstickstoff Emissionsfrachten 2019 mit 357 kg/d geringer als 2009 mit 417 kg/d.

4.2.2.3.2 Nitrat-N

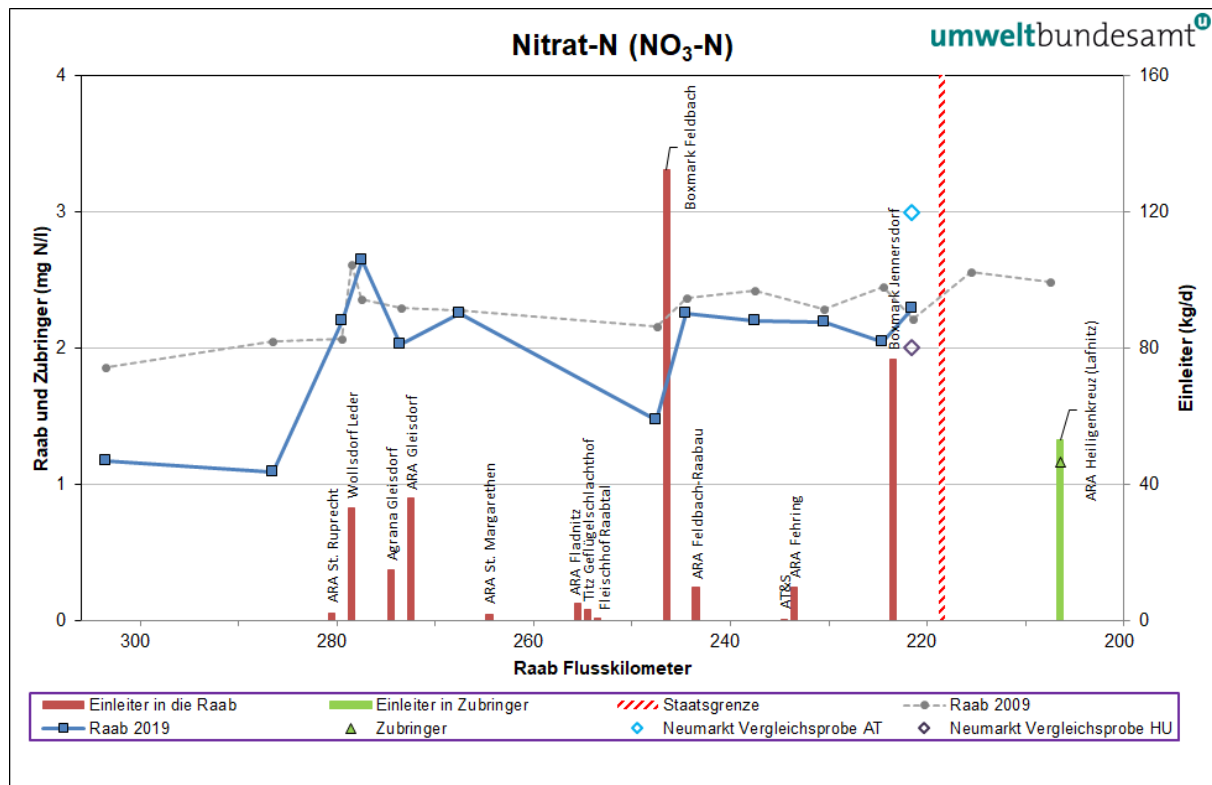


Abbildung 62: Nitrat-N Konzentration in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Der Verlauf der Nitrat-N Konzentrationen im österreichischen Teil der Raab folgte jenem von Gesamtstickstoff und schwankte zwischen 1 mg/l und 2,7 mg/l. Wie schon für Gesamtstickstoff ausgeführt, kann der erste große Anstieg nicht mit einer verursachenden Einleitung in Zusammenhang gebracht werden, während die Einleitung von Boxmark Feldbach einen deutlichen Einfluss auf die Nitrat-N Immissionskonzentration der Raab hat (Anstieg von 1,5 mg/l auf 2,3 mg/l).

Die höchsten Emissionsfrachten in die Raab wurden (wie für Gesamtstickstoff) mit 132 kg/d bei Boxmark Feldbach und mit 77 kg/d bei Boxmark Jennersdorf berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen alle (z. T. deutlich) unterhalb von 40 kg/d. Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 52 kg/d berechnet. Wie bereits ausgeführt, haben (im Gegensatz zu den Gesamtstickstoff-Emissionsfrachten) die Nitrat-N Emissionsfrachten von 267 kg/d (im Jahr 2009) auf 324 kg/d (im Jahr 2019) zugenommen.

Trotz dieser Zunahme zeigte sich eine deutliche Abnahme der transportierten Nitrat-N Immissionsfracht am Pegel Neumarkt (von 1,6 t/d im Jahr 2009 auf 0,3 t/d im Jahr 2019). Dieser Unterschied kann wieder nur durch die (aus der höheren Wasserführung resultierenden) höheren diffusen Einträge im Jahr 2009 erklärt werden.

Am Pegel Neumarkt wurde der gemessene Wert von 2,3 mg/l Nitrat-N Konzentration durch die ungarische Vergleichsmessung (2 mg/l) weitgehend bestätigt, während die österreichische Vergleichsmessung mit 3 mg/l deutlich darüber lag.

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für den Gewässertyp der österreichischen Raab als Qualitätsziel eine maximale Nitrat-N Konzentration von 5,5 mg/l definiert. Dieser Grenzwert wurde immer deutlich unterschritten.

4.2.2.3.3 Ammonium-N

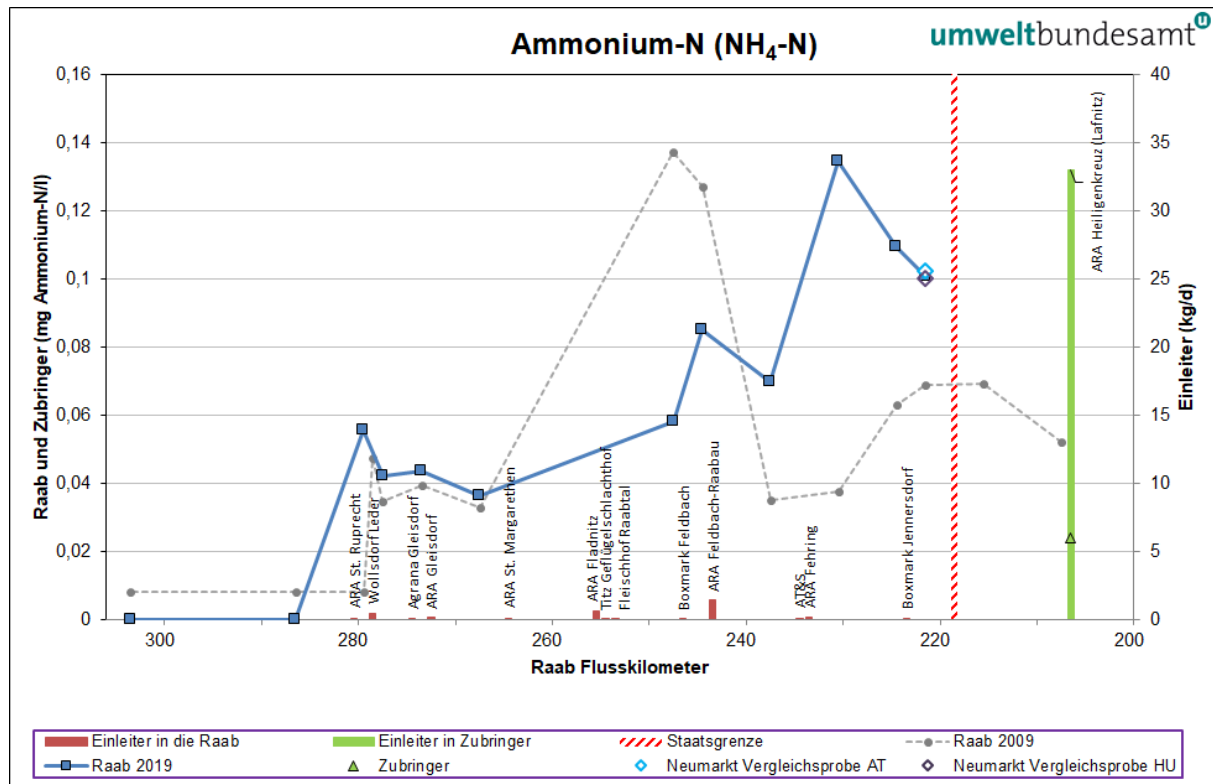


Abbildung 63: Ammonium-N Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab stieg die Ammonium-N Konzentration von ca. 0,004 mg/l (Straßenbrücke Mitterdorf) bis maximal 0,135 mg/l (Straßenbrücke Hohenbrugg) an. Ein direkter Zusammenhang zwischen der Zunahme der Ammonium-N Immissionskonzentration und verursachenden Einleitern kann nicht ausgemacht werden.

Dazu passen auch die Ausführungen in Kapitel 4.2.1.2, wonach die Ammonium-N Emissionsfrachten (sowohl bei kommunalen Kläranlagen als auch bei industriellen Einleitern) signifikant von insgesamt 51 kg/d im Jahr 2009 auf 3 kg/d im Jahr 2019 abnahmen. Diese Abnahme ist zur Hälfte auf die ARA Fladnitz im Raabtal zurückzuführen, für welche 2009 eine Emissionsfracht von 27 kg/d errechnet wurde, im Jahr 2019 waren es nur mehr 0,6 kg/d.

Die höchste Emissionsfracht machte somit 2019 nur noch 1,4 kg/d aus (ARA Feldbach-Raabau). Die Frachten der meisten anderen Einleiter lagen unter 0,1 kg/d. Eine mit 33 kg/d vergleichbar relativ hohe Emissionsfracht wurde hingegen für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, berechnet.

Auch bei der Ammonium-N Immissionsfracht zeigte sich beim Pegel Neumarkt eine Abnahme von 50 kg/d (2009) auf 11 kg/d (2019).

In der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für Ammonium-N eine vom pH-Wert und der Temperatur abhängige UQN definiert. Der errechnete Grenzwert wurde bei keiner Messstelle überschritten.

Die beiden Vergleichsmessungen am Pegel Neumarkt zeigten eine sehr gute Übereinstimmung.

4.2.2.3.4 Nitrit-N

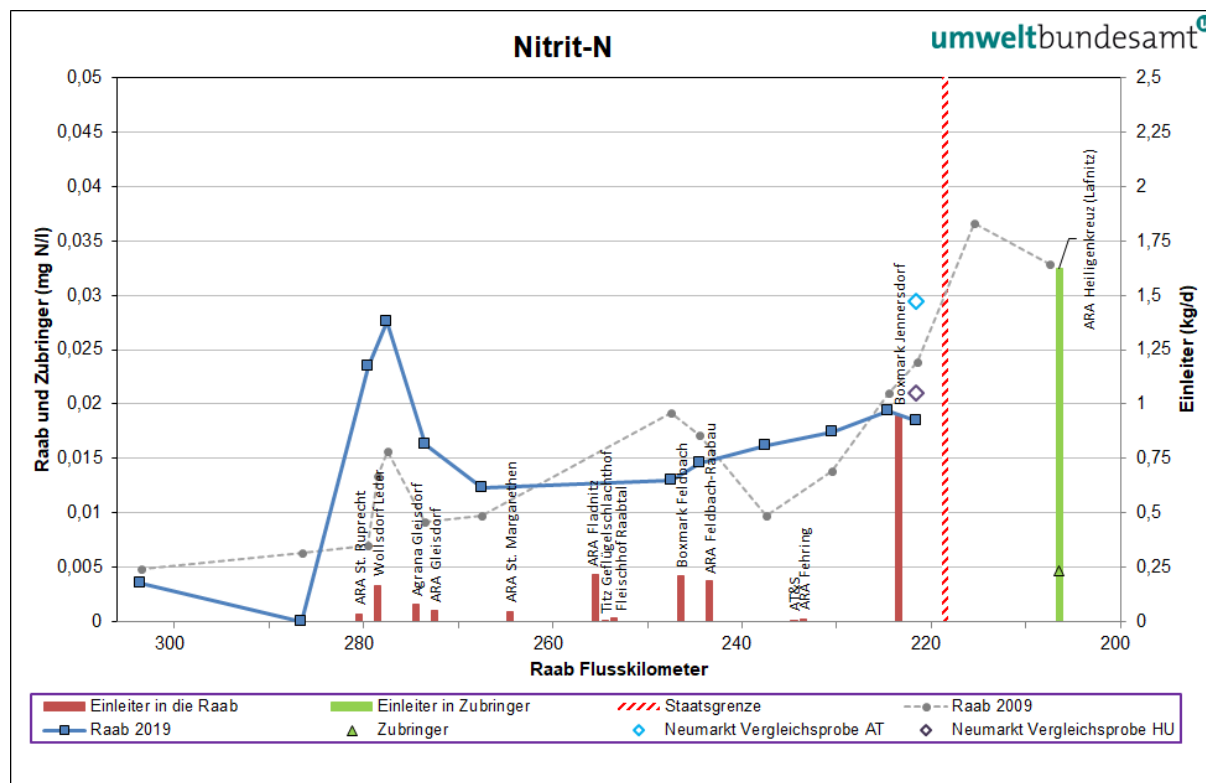


Abbildung 64: Nitrit-N Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Die Nitrit-N Immissionskonzentrationen stiegen im Längsverlauf der österreichischen Raab von ca. 0,002 mg/l auf ca. 0,02 mg/l an. Der erste große Anstieg vor der Lederfabrik Wollsdorf ist nicht erklärbar, da in diesem Bereich sehr gute Sauerstoffverhältnisse vorliegen.

Die höchste Emissionsfracht wurde mit 0,95 kg/d für Boxmark Jennersdorf berechnet. Die Frachten der meisten anderen Einleiter lagen unter 0,02 kg/d. Eine mit 1,63 kg/d vergleichbar relativ hohe Emissionsfracht wurde hingegen für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, berechnet.

Die Nitrit-N Emissionsfrachten nahmen von insgesamt 2,9 kg/d im Jahr 2009 auf 2 kg/d im Jahr 2019 ab. Diese Abnahme ist überwiegend auf Wollsdorf Leder zurückzuführen, wo die Nitrit Emissionsfracht von 1,98 kg/d auf 0,17 kg/d reduziert werden konnte.

Sowie für die anderen Stickstoffparameter zeigte sich auch für die Nitrit-N Immissionsfracht eine deutliche Abnahme am Pegel Neumarkt von 17,4 kg/d (2009) auf 2 kg/d (2019).

Für Nitrit wurde in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) eine vom Cl-Gehalt abhängige UQN definiert. Der errechnete Grenzwert wurde bei keiner Messstelle überschritten.

4.2.2.3.5 Gesamtposphor-P

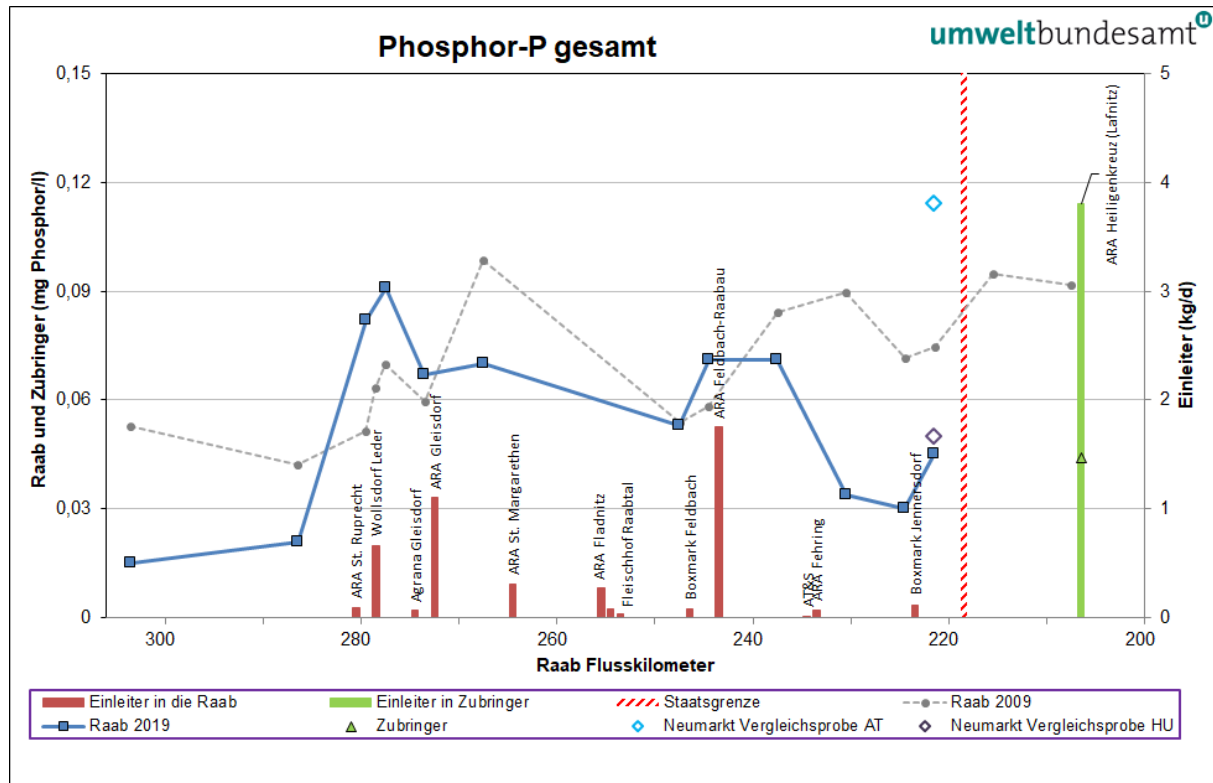


Abbildung 65: Phosphorkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab schwankten die filtrierte Phosphorkonzentrationen zwischen 0,02 mg/l (*Arzberg abw. Moderbachmündung*) und 0,09 mg/l (1000 m abwärts der *Lederfabrik Wollsdorf Leder*). Ein direkter Zusammenhang zwischen den Phosphorkonzentrationen der Raab und den untersuchten Einleitern kann in dieser Momentaufnahme nicht ausgemacht werden. Dies gilt insbesondere für den größten Konzentrationsanstieg oberhalb der Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf.

Die höchste Emissionsfracht in die Raab wurde mit 1,75 kg/d für die ARA Feldbach-Raabau berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen fast immer unter 1 kg/d (z. T. deutlich darunter). Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 3,8 kg/d berechnet.

Auch für den Parameter Gesamtphosphor filtrierte konnten die Emissionsfrachten in den österreichischen Teil der Raab von 13,8 kg/d im Jahr 2009 auf 4,7 kg/d im Jahr 2019 deutlich reduziert werden. Die größten Reduktionen sind auf die ARA Feldbach-Raabau (2009: 4,8 kg/d; 2019: 1,8 kg/d), Agrana Gleisdorf (2009: 2,4 kg/d; 2019: 0,07 kg/d) und Boxmark Jennersdorf (2009: 2,3 kg/d; 2019: 0,12 kg/d) zurückzuführen.

Auch für Gesamtphosphor filtrierte zeigte sich ein deutlicher Unterschied in der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neumarkt. 2009 wurden 54,6 kg/d berechnet, 2019 waren es nur mehr 14,3 kg/d. Dieser Unterschied kann großteils wieder nur durch die höhere Wasserführung und den daraus resultierenden höheren diffusen Einträgen im Jahr 2009 erklärt werden.

Am Pegel Neumarkt wurde eine Konzentration von 0,05 mg/l gemessen, welcher durch die ungarische Vergleichsmessung bestätigt wurde. Davon weicht aber der österreichische Vergleichswert mit 0,11 mg/l deutlich ab.

4.2.2.3.6 Orthophosphat-P (oPO₄-P)

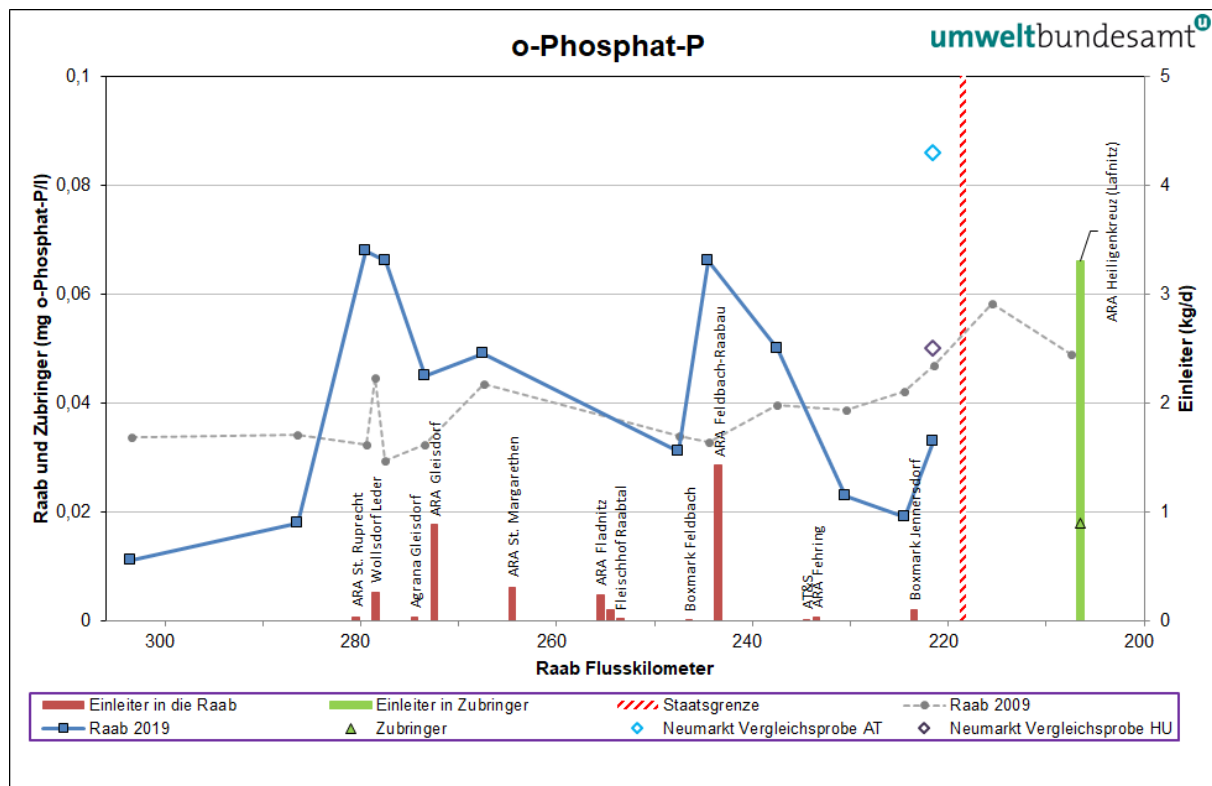


Abbildung 66: Orthophosphat-P-Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab schwankten die oPO₄-P Immissionskonzentrationen zwischen 0,01 mg/l und 0,07 mg/l. Der Konzentrationsverlauf folgt im Wesentlichen jenem von Gesamtphosphor filtrierte. Demnach kann hier auch dieselbe Aussage getroffen werden, wonach kein direkter Zusammenhang zwischen den PO₄-P Konzentrationen der Raab und den untersuchten Einleitern bei dieser Momentaufnahme festgestellt werden kann.

Die höchste Emissionsfracht in die Raab wurde mit 1,4 kg/d für die ARA Feldbach-Raabau berechnet. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen alle unter 1 kg/d (z. T. deutlich darunter). Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 3,3 kg/d berechnet.

Die Emissionsfrachten in den österreichischen Teil der Raab konnten von 8,2 kg/d im Jahr 2009 auf 3,4 kg/d im Jahr 2019 deutlich reduziert werden. Die größten Reduktionen sind (wie für den Parameter Gesamtphosphor filtrierte bereits dargestellt) bei den Einleitern ARA Feldbach-Raabau, Agrana Gleisdorf und Boxmark Jennersdorf festzustellen.

Der Unterschied in der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neumarkt fiel für den Parameter Orthophosphat-P mit 34 kg/d im Jahr 2009 und 1 kg/d im Jahr 2019 besonders deutlich aus. Wie bei den anderen Parametern bereits angemerkt ist dieser Unterschied hauptsächlich auf die höhere

Wasserführung und den daraus resultierenden höheren diffusen Einträgen im Jahr 2009 zurückzuführen.

Am Pegel Neumarkt wurde eine Konzentration von 0,03 mg/l gemessen. Die gemessenen Werte der Vergleichsproben lagen mit 0,05 mg/l (ungarische Vergleichsprobe) und 0,086 mg/l (österreichische Vergleichsprobe) deutlich darüber.

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für den Gewässertyp der Raab in diesem Abschnitt als Qualitätsziel eine maximale o-Phosphat-P Konzentration von 0,2 mg/l definiert. Dieser Grenzwert wurde immer deutlich unterschritten.

4.2.2.4 Wasserhärte

4.2.2.4.1 Gesamthärte

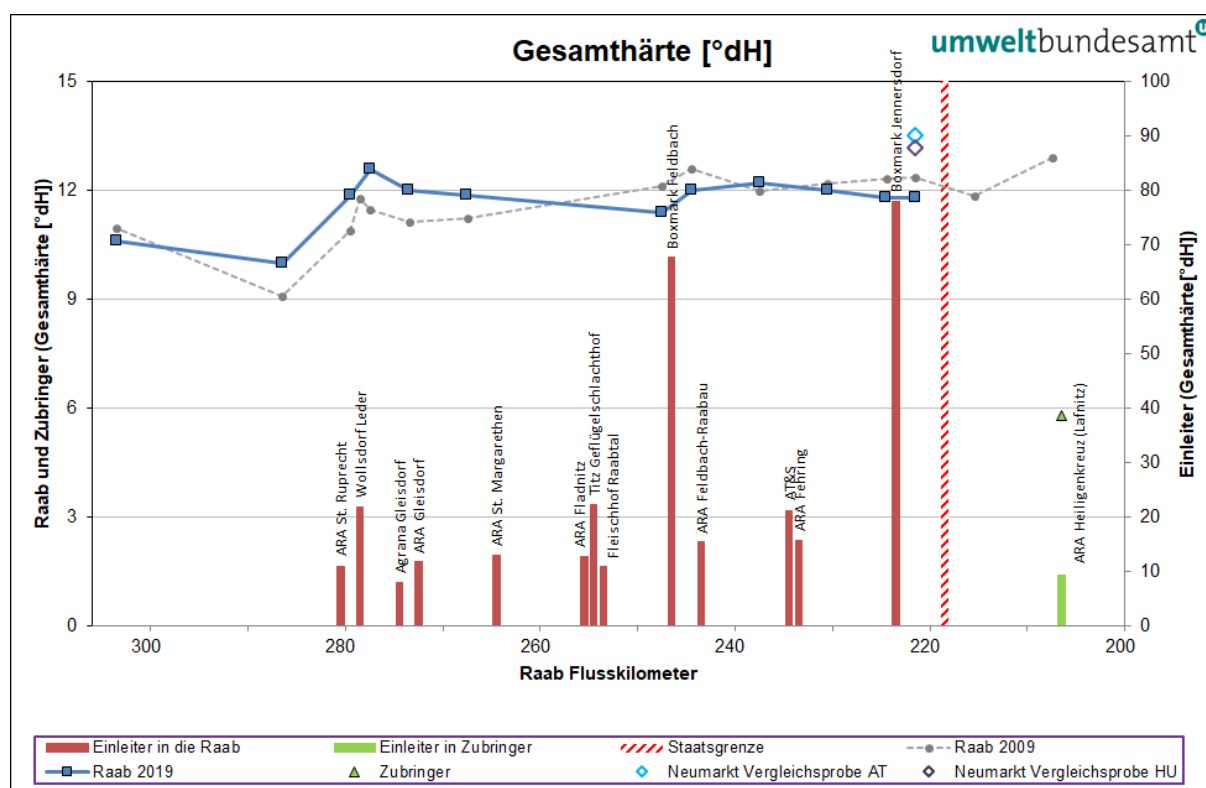


Abbildung 67: Gesamthärte (in °dH) in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Im österreichischen Teil der Raab schwankte die Gesamthärte im Jahr 2019 im Bereich zwischen 10°dH und 13°dH und ist damit vergleichbar mit der Untersuchung von 2009.

Bei den Einleitern wurden die höchsten Werte bei Boxmark Jennersdorf (78°dH) und Boxmark Feldbach (68°dH) gemessen. Diese Werte sind bei geringen Anteilen der Karbonathärte (siehe Karbonathärte) vor allem auf hohe Anteile der permanenten Härte zurückzuführen.

4.2.2.4.2 Karbonathärte

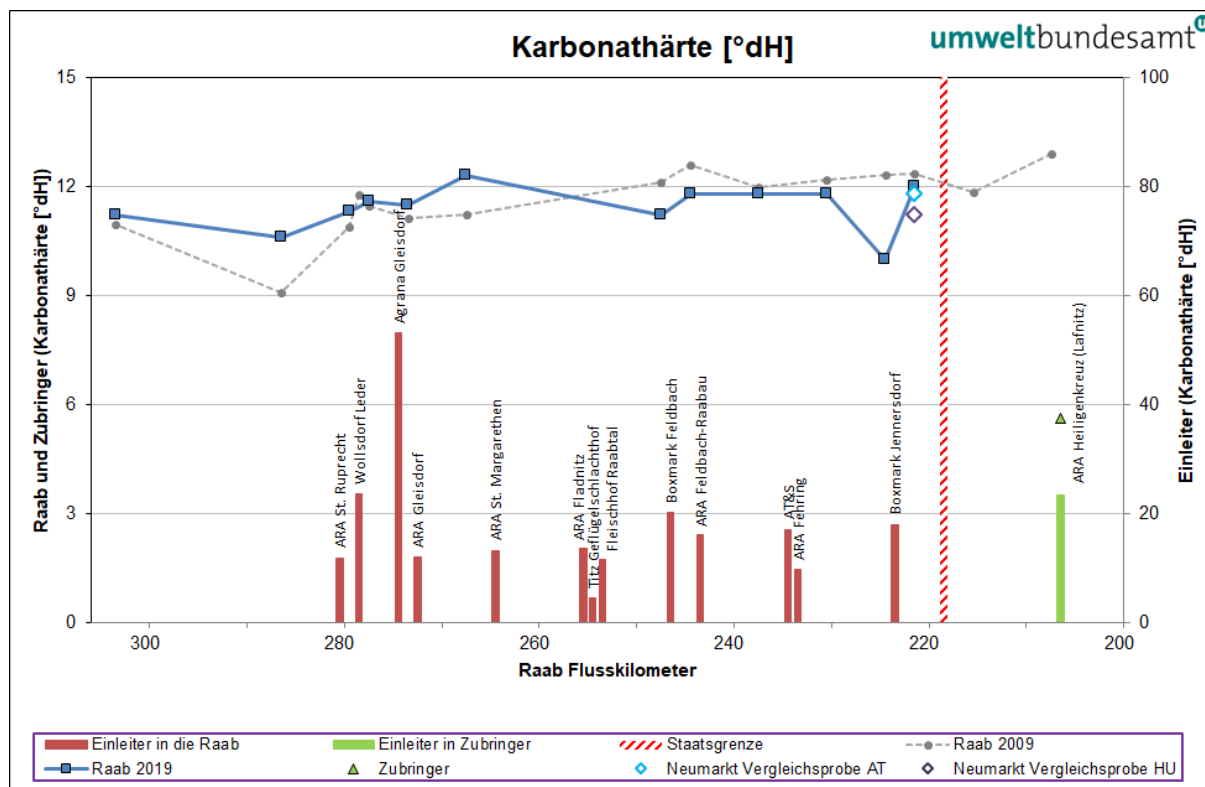


Abbildung 68: Karbonathärte (in °dH) in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Bei der Karbonathärte zeigte sich derselbe Trend wie bei der Gesamthärte. In Österreich bewegte sich die Karbonathärte im Jahr 2019 hauptsächlich im Bereich von 10° dH und 12° dH und ist damit vergleichbar mit der Untersuchung von 2009.

Die Karbonathärten der Einleiter in die Raab liegen mit Ausnahme von Agrana Gleisdorf (mit 53° dH) überwiegend im Bereich unter 20° dH und sind damit nicht wesentlich höher als die Immissionswerte.

4.2.2.4.3 Säurebindungsvermögen (SBV-Wert)

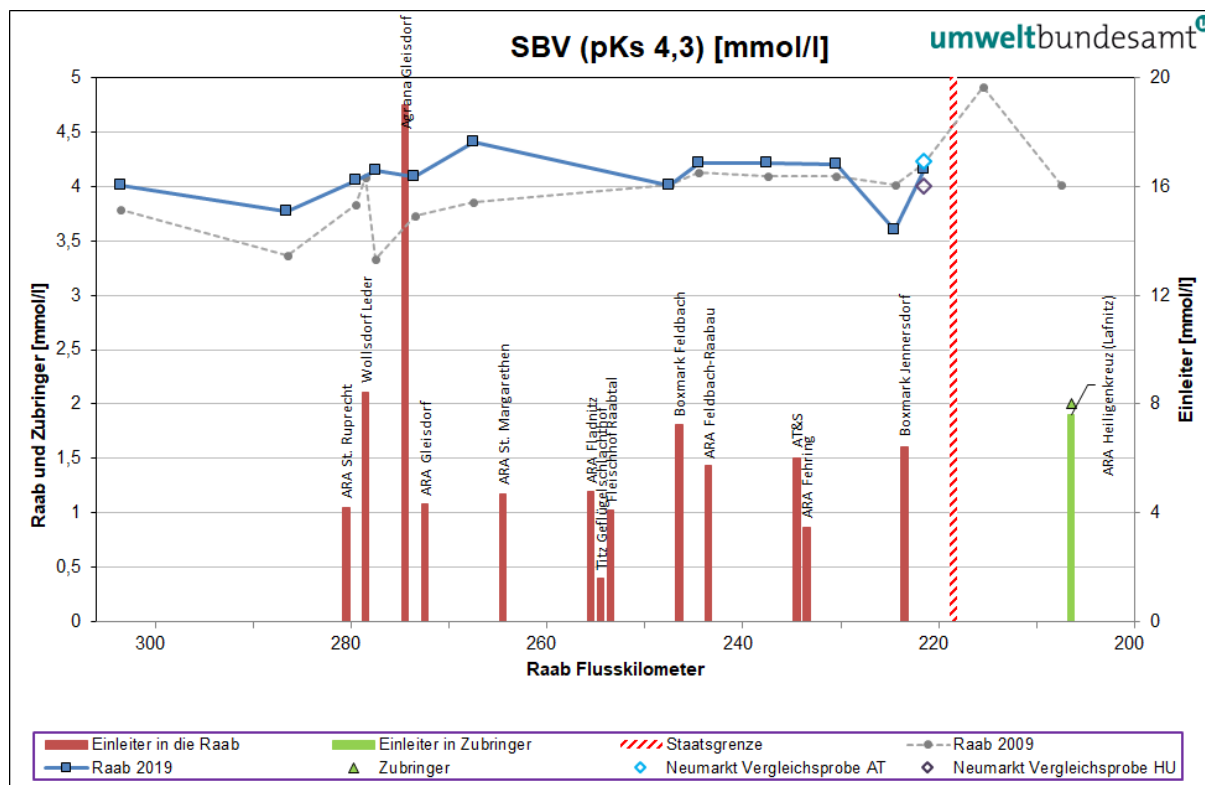


Abbildung 69: Säurebindungsvermögen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf

Da der SBV-Wert hauptsächlich vom Karbonatgehalt abhängig ist folgt der Kurvenverlauf im Wesentlichen jenem von Hydrogenkarbonat. Im österreichischen Teil der Raab bewegte er sich zwischen 3,6 mmol/l und 4,4 mmol/l.

Bei den Einleitern war aufgrund des erhöhten Karbonatgehaltes im Abwasser von Agrana Gleisdorf auch der SBV-Wert mit 19 mmol/l erhöht.

4.2.2.5 Alkali- u. Erdalkalimetalle

4.2.2.5.1 Calcium

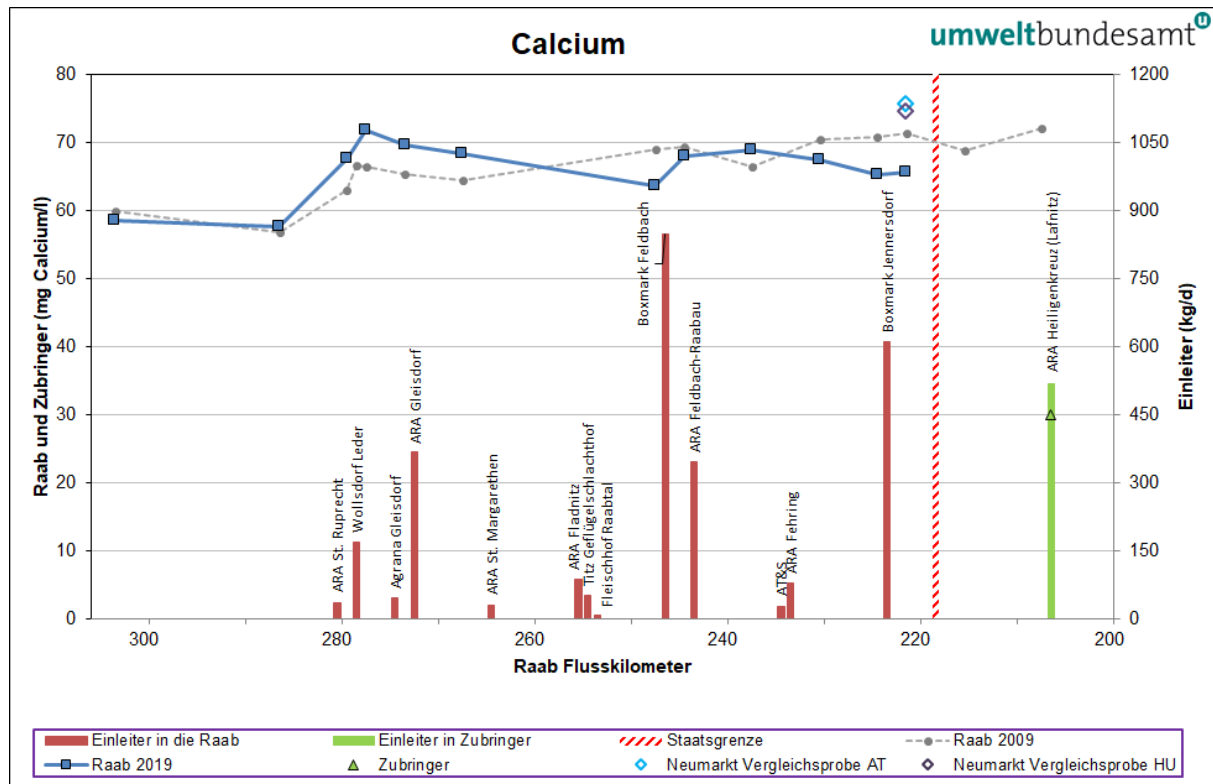


Abbildung 70: Calciumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im österreichischen Teil der Raab schwankten die Calcium Immissionskonzentrationen im Jahr 2019 hauptsächlich im Bereich zwischen 60 mg/l und 70 mg/l und ist damit vergleichbar mit den gemessenen Werten im Jahr 2009.

Mit Ausnahme von Boxmark Feldbach (848 kg/d) und Boxmark Jennersdorf (611 kg/d) lagen die Einleitefrachten im Bereich von 300 kg/d, bzw. zum Teil auch deutlich darunter. Bezüglich transportierter Calcium Immissionsfrachten am Pegel Neumarkt war 2019 mit 2,7 t/d kein nennenswerter Unterschied zu 2009 mit 2,6 t/d zu verzeichnen.

4.2.2.5.2 Magnesium

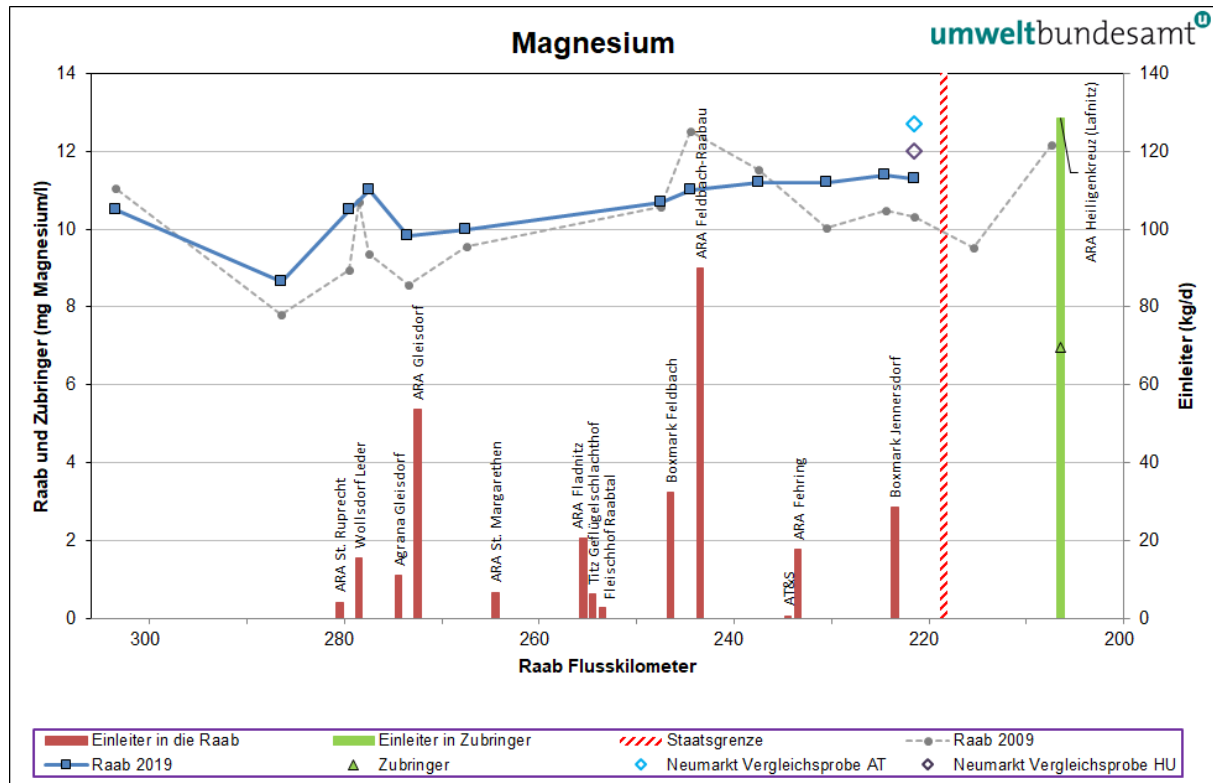


Abbildung 71: Magnesiumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Die Magnesium Immissionskonzentrationen schwankten hauptsächlich im Bereich zwischen 10 mg/l und 11,5 mg/l und ist damit ebenfalls vergleichbar mit den gemessenen Werten von 2009.

Die höchsten, berechneten Einträge in die Raab aus Punktquellen stammten aus ARA Feldbach-Raabau mit 90 kg/d und ARA Gleisdorf mit 54 kg/d. Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 128 kg/d berechnet.

Während die Emissionsfrachten mit 350 kg/t im Jahr 2009 und 290 kg/t im Jahr 2019 in derselben Größenordnung lagen, ist der deutliche Unterschied der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neumarkt (2009: 7,5 t/d; 2019: 1,6 t/d) wieder auf unterschiedliche hydrologische Bedingungen und den damit zusammenhängenden höheren diffusen Einträgen im Jahr 2009 zurückzuführen.

4.2.2.5.3 Natrium

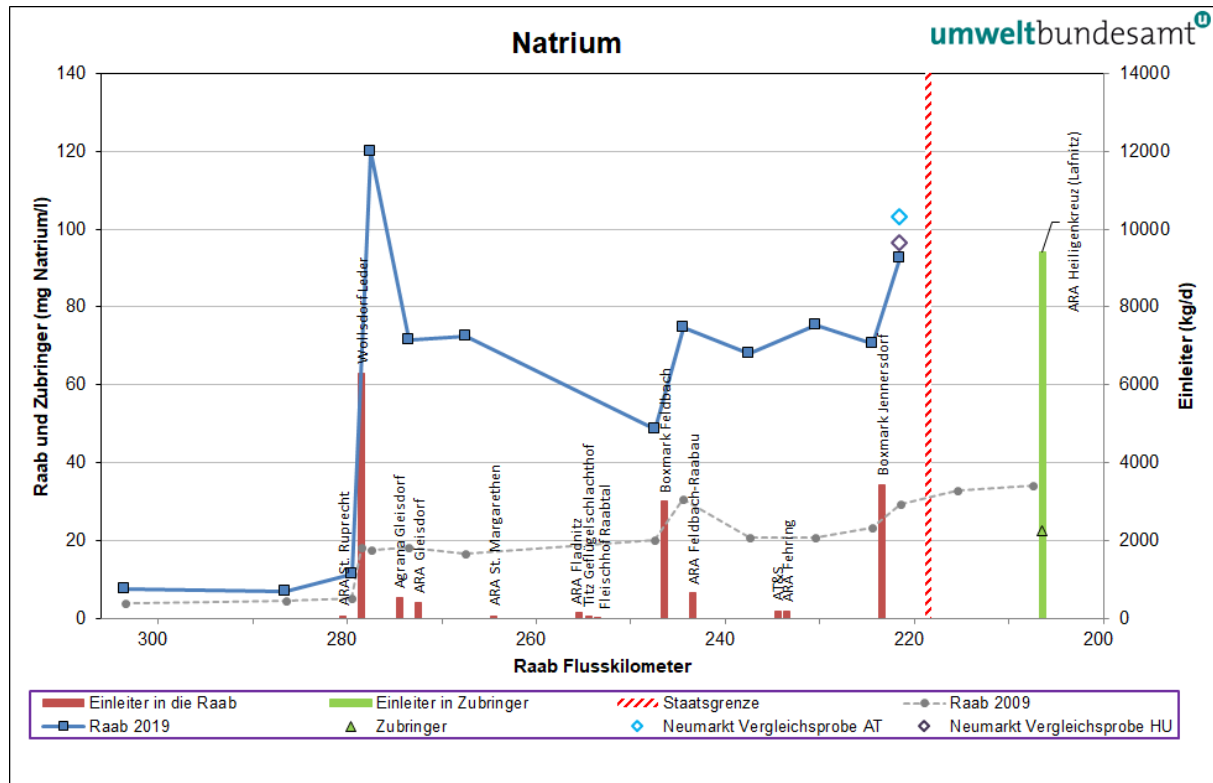


Abbildung 72: Natriumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Der Verlauf der Natrium Immissionskonzentration folgte im österreichischen Raababschnitt im Wesentlichen jenen der Chloridkonzentration und der Leitfähigkeit. Während im Oberlauf die Natriumkonzentration im Bereich von 10 mg/l lag, kam es durch die Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf Leder zu einem deutlichen Anstieg auf ca. 120 mg/l. Danach fiel die Konzentration bis zur nächstgelegenen Messstelle wieder steil auf ca. 71 mg/l ab, weshalb der hohe Wert (ca. 1000 m abwärts der Lederfabrik Wollsdorf) zum Teil dadurch zu erklären ist, dass diese Messstelle in der Abwasserfahne der Lederfabrik liegt. Im weiteren Verlauf schwankt der Wert hauptsächlich im Bereich von 70 mg/l, während durch die Einleitungen der anderen beiden Lederfabriken (Boxmark Feldbach und Boxmark Jennersdorf) jeweils ein Anstieg zu verzeichnen ist.

Wie bei der Leitfähigkeit und der Chloridkonzentration war auch der Anstieg der Natriumkonzentration nach der Einleitung der Lederfabrik Wollsdorf Leder bei der Momentaufnahme 2019 viel ausgeprägter als im Jahr 2009. Diese Zunahme ist (bei einer vergleichbaren Abflussmenge und Natriumkonzentration im Kläranlagenablauf) wieder auf die deutlich geringere Wasserführung der Raab zurückzuführen. So war aufgrund der geringen Wasserführung der durch die Lederfabrik Wollsdorf Leder verursachte Abwasseranteil an der Abflussführung im Jahr 2019 (mit 0,96 %) ca. 6-mal höher als im Jahr 2009 (mit 0,16 %).

Die berechneten Emissionsfrachten der Lederfabriken lagen zwischen ca. 3000 und 6300 kg/d und damit deutlich über jenen der anderen Einleiter. Während die Natriumfracht im Ablauf der Lederfabrik Wollsdorf Leder mit 6300 kg/d über dem Wert von 2009 von ca. 4300 kg/d lag, wurde für

Boxmark Feldbach bei dieser Momentaufnahme mit ca. 3000 kg/d nur etwa die Hälfte des Wertes von 2009 (ca. 6400 kg/d) berechnet.

Obwohl bezüglich der Summe der Emissionsfrachten kein nennenswerter Unterschied zwischen 2009 und 2019 festzustellen ist, kam es bezüglich der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neu- markt wieder zu einer deutlichen Abnahme von 21,4 t/d im Jahr 2009 auf 10,4 t/d im Jahr 2019, welche wiederum auf den höheren Abfluss (und den damit zusammenhängenden höheren, diffusen Einträgen) im Jahr 2009 zurückzuführen ist.

4.2.2.5.4 Kalium

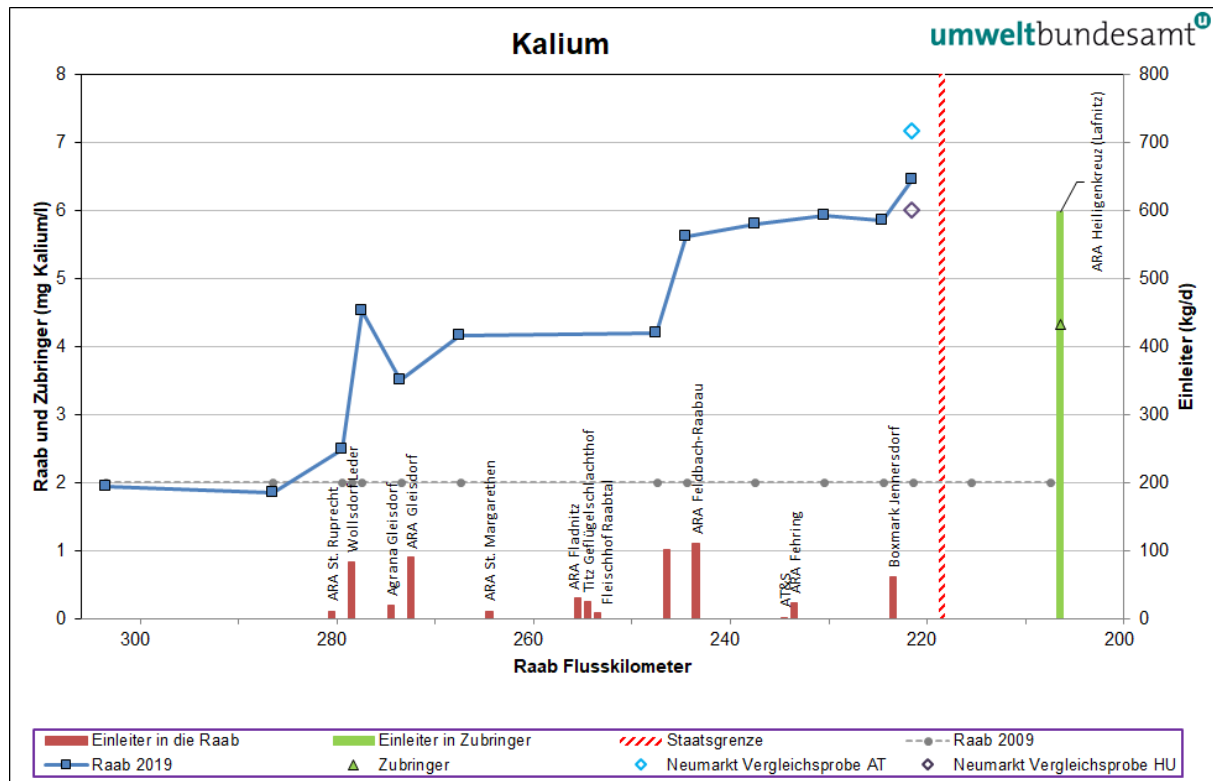


Abbildung 73: Kaliumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf der österreichischen Raab stieg der Kaliumgehalt von rund 2 mg/l auf ca. 6,5 mg/l an. Ein Vergleich mit 2009 ist nicht möglich, da damals die Bestimmungsgrenze mit 4 mg/l relativ hoch lag und deshalb nur Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurden. Zum anderen ist auch das geringere Verdünnungspotenzial aufgrund des deutlich geringeren Abflusses bei der Untersuchung im Jahr 2019 zu berücksichtigen.

Die Emissionsfrachten der Einleiter lagen überwiegend im Bereich unter 100 kg/d. Insgesamt kam es bei den emittierten Kaliumfrachten zwischen den beiden Momentaufnahmen zu einem Anstieg von 455 kg/d im Jahr 2009 auf 577 kg/d im Jahr 2019.

4.2.2.6 Metalle

4.2.2.6.1 Quecksilber

Quecksilber konnte in keiner Immissionsprobe nachgewiesen werden (Nachweisgrenze bei 0,0005 µg/l), weshalb hier keine grafische Darstellung erfolgt.

In der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für Quecksilber eine ZHK-UQN (Zulässige Höchstkonzentrations-Umweltqualitätsnorm) von 0,07 µg/l festgelegt. Dieser Wert wird immer deutlich unterschritten.

4.2.2.6.2 Nickel

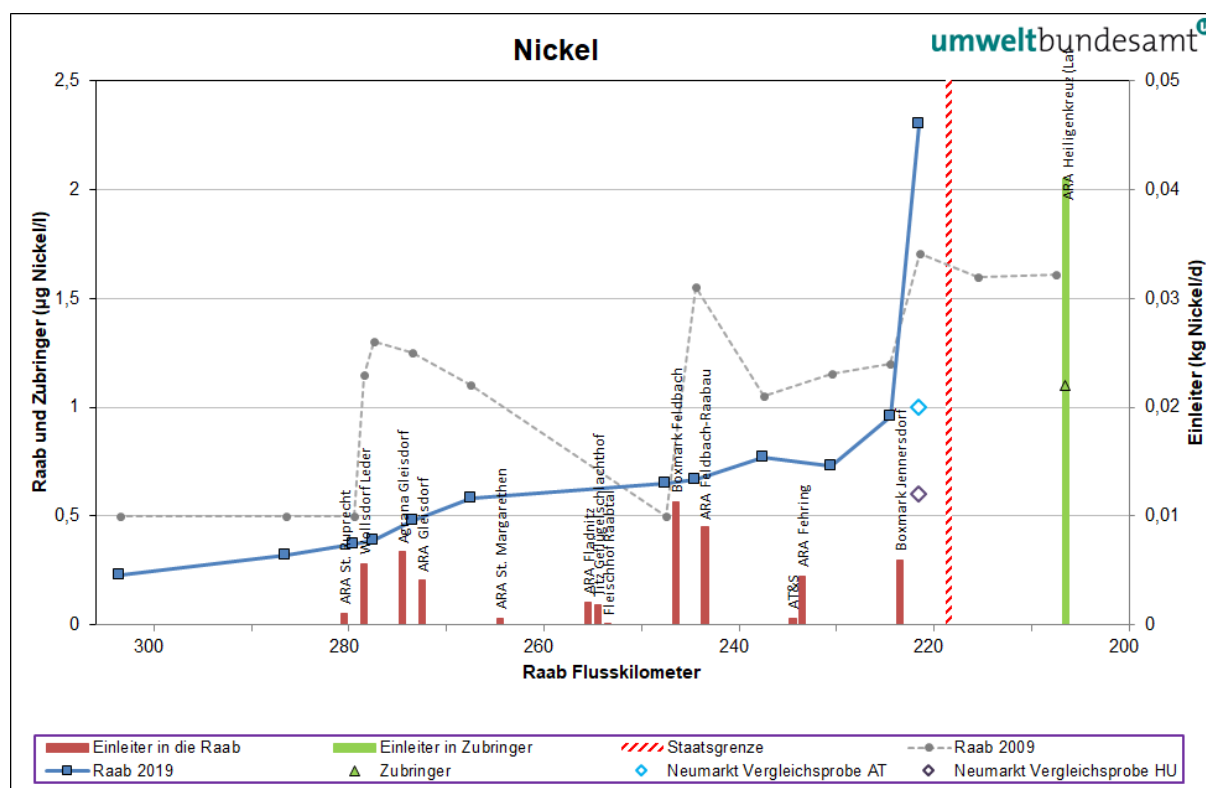


Abbildung 74: Nickelkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab stiegen die filtrierte Nickelkonzentrationen von 0,23 µg/l (Arzberg abw. Moderbachmündung) auf 0,96 µg/l (St. Martin) schwach an. Die gemessene Konzentration von 2,3 µg/l beim Pegel Neumarkt kann u. a. aufgrund der Vergleichsproben als unplausibel eingestuft werden.

Die Emissionsfrachten in die Raab lagen alle im Bereich von 0,01 kg/d oder darunter. Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von 0,04 kg/d berechnet. Ein Vergleich mit der Untersuchung 2009 ist nicht möglich, da damals nur die Immissionsproben auf Nickel untersucht wurden.

Auch für Nickel filtrierte zeigte sich ein deutlicher Unterschied in der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neumarkt. 2009 wurden 1,2 kg/d berechnet, 2019 waren es nur noch 0,3 kg/d.

4.2.2.6.3 Cadmium

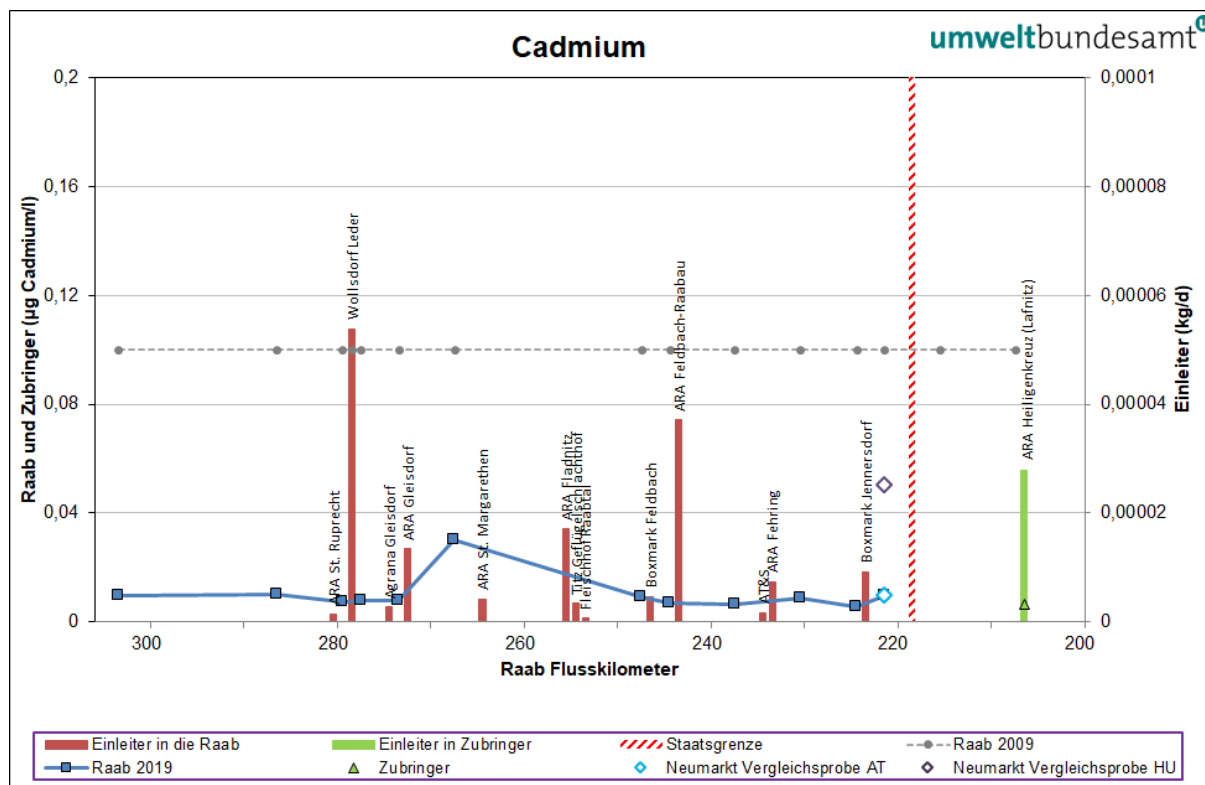


Abbildung 75: Cadmiumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im österreichischen Teil der Raab schwankten die Cadmiumkonzentrationen im Bereich zwischen 0,006 µg/l und 0,03 µg/l (*Bahnhof Takern I*). Ein Vergleich mit der Untersuchung von 2009 ist nicht möglich, da damals die Bestimmungsgrenze (BG) mit 0,2 µg/l höher lag und deshalb nur Werte < BG gemessen wurden.

Die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) sieht für Cadmium und Cadmiumverbindungen eine von der Wasserhärteklasse abhängige JD-UQN und ZHK-UQN vor. Die gemessenen Werte waren immer deutlich niedriger als die errechneten Grenzwerte.

4.2.2.6.4 Blei

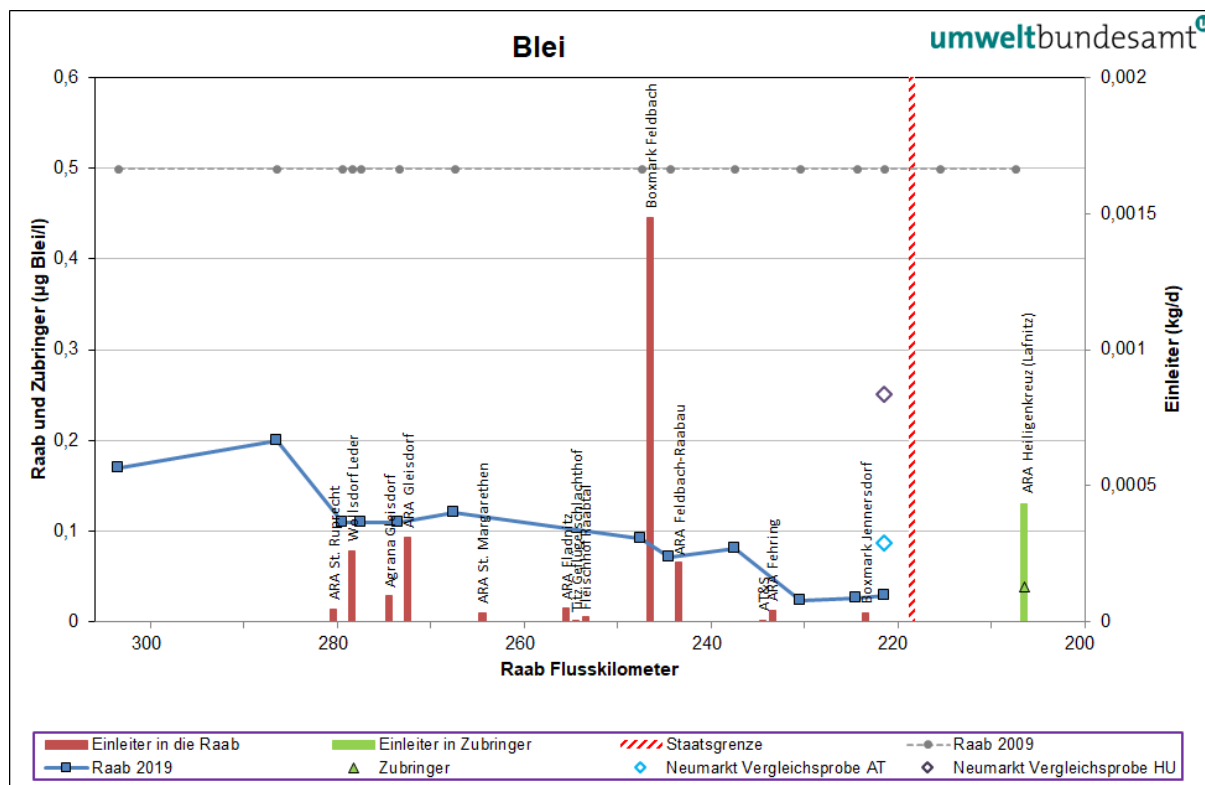


Abbildung 76: Bleikonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

In dieser Momentaufnahme nahm die filtrierte Bleikonzentration im Längsverlauf des österreichischen Teils der Raab von 0,2 µg/l auf ca. 0,025 µg/l ab. Ein Vergleich mit der Untersuchung von 2009 ist nicht möglich, da damals die Bestimmungsgrenze (BG) mit 1 µg/l höher lag und deshalb nur Werte < BG gemessen wurden.

Mit Ausnahme von Boxmark Feldbach (0,0015 kg/d) lagen die Emissionsfrachten immer unter 0,0005 kg/d.

4.2.2.6.5 Kupfer

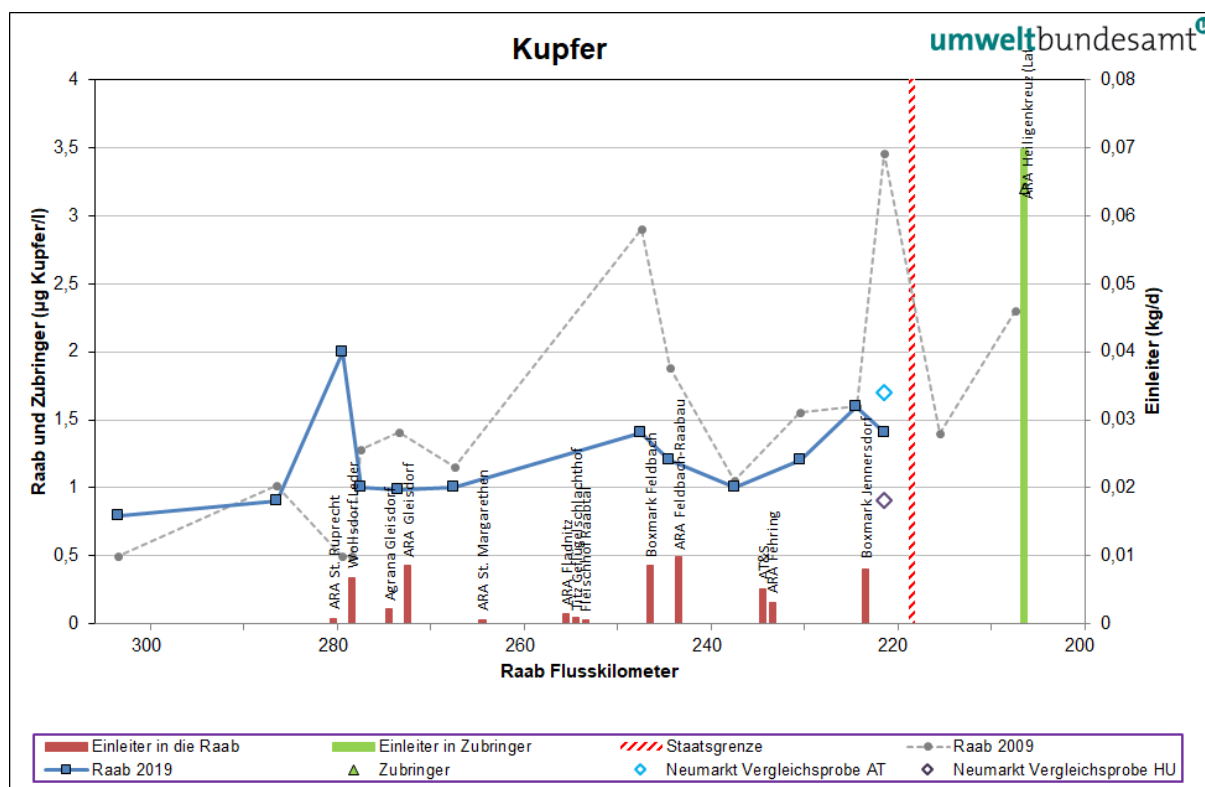


Abbildung 77: Kupferkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im österreichischen Teil der Raab schwankten die gelösten Kupferkonzentrationen zwischen 0,8 µg/l und 2 µg/l (*oberhalb Wollsdorf Leder*).

Die Emissionsfrachten der Einleiter in die Raab lagen alle unter 0,01 kg/d und damit in derselben Größenordnung wie bei der Untersuchung 2009. Für die ARA Heiligenkreuz, die in die Lafnitz einleitet, wurde eine Emissionsfracht von ca. 0,07 kg/d berechnet.

Auch für Kupfer zeigte sich ein deutlicher Unterschied in der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neumarkt. 2009 wurden 2,5 kg/d berechnet, 2019 waren es nur noch 0,2 kg/d. Dieser Unterschied kann bei vergleichbaren Emissionsfrachten wieder nur durch die (aus der höheren Wasserführung resultierenden) höheren diffusen Einträge im Jahr 2009 erklärt werden.

In der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) wurde für Kupfer eine von der Wasserhärte abhängige UQN definiert. Der errechnete Grenzwert wurde bei keiner Messstelle überschritten.

4.2.2.6.6 Chrom

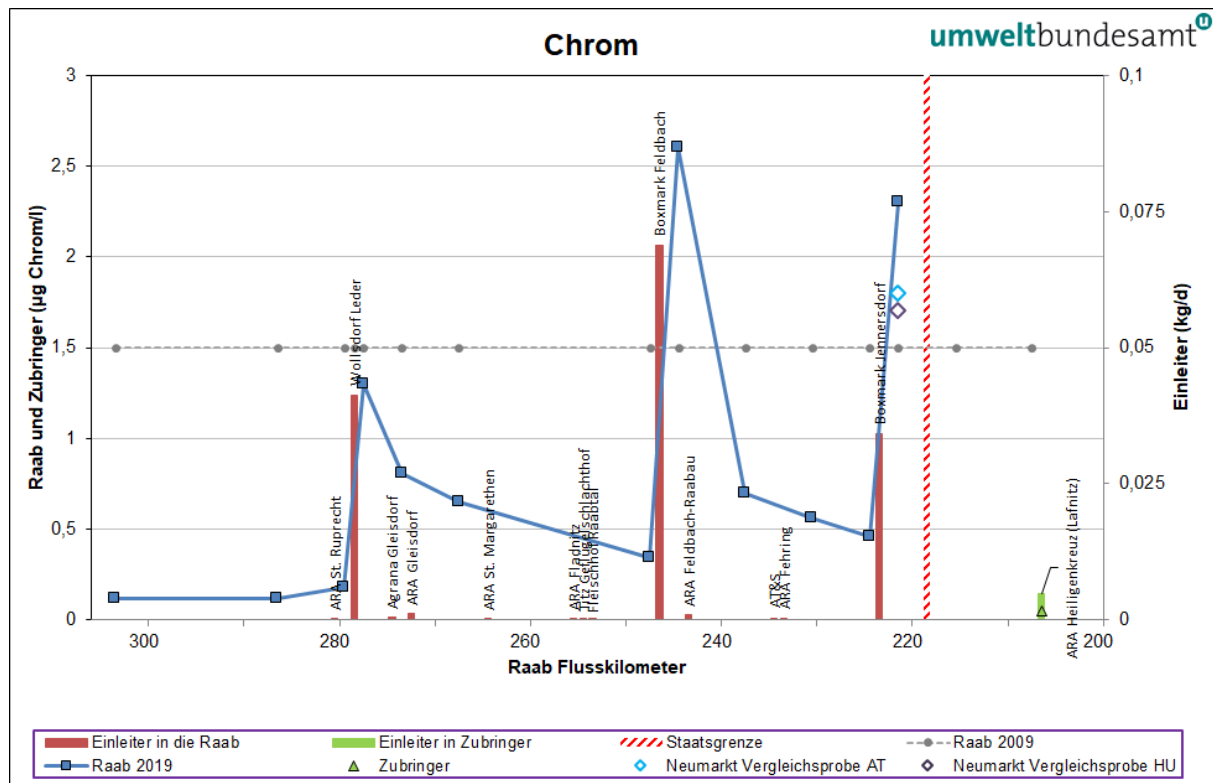


Abbildung 78: Chromkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Die Chromkonzentrationen bewegten sich im österreichischen Teil der Raab zwischen 0,12 µg/l und 2,6 µg/l (*Ertlermühle*). Die Einleitungen der drei Lederfabriken führten immer zu einem deutlichen Konzentrationsanstieg, danach kam es wieder zu einer Verdünnung. Ein Vergleich mit der Untersuchung von 2009 ist nicht möglich, da damals die Bestimmungsgrenze (BG) mit 3 µg/l höher lag und deshalb nur Werte < BG gemessen wurden.

Die höchsten Emissionsfrachten lagen mit ca. 0,07 kg/d bei Boxmark Feldbach, 0,04 kg/d bei Wollsdorf Leder und 0,034 kg/d bei Boxmark Jennersdorf vor. Die Emissionsfrachten der anderen Einleiter lagen fast alle unter 0,001 kg/d. Gegenüber 2009 konnten die Emissionen aus Lederfabriken von ca. 0,2 kg/d auf 0,14 kg/d reduziert werden.

Die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) sieht für Chrom eine UQN von 9 µg/l vor. Dieser Wert wurde immer deutlich unterschritten.

4.2.2.6.7 Eisen

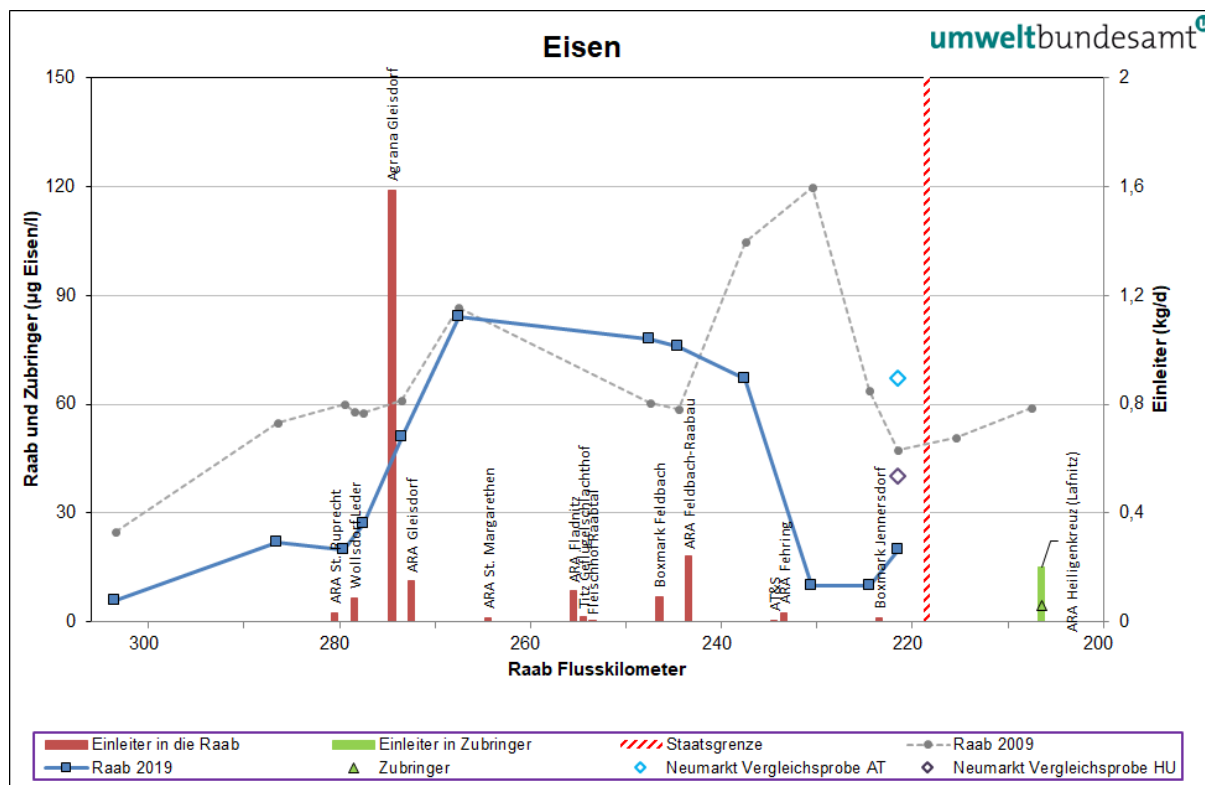


Abbildung 79: Eisenkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Die Eisenkonzentrationen schwankten im österreichischen Teil der Raab zwischen ca. 6 µg/l und 84 µg/l. Wie schon im Raab Survey 2009 kam es im Oberlauf bis *Bahnhof Takern I* zu einem Konzentrationsanstieg. Im Gegensatz zur Untersuchung von 2009 kam es aber im unteren Teil zu einer deutlichen Abnahme der Immissionskonzentration.

Die größte Emissionsfracht wurde mit ca. 1,6 kg/d bei der Firma Agrana Gleisdorf gemessen. Die Frachten der anderen Einleiter lagen durchwegs unter 0,4 kg/d (z. T. deutlich darunter).

Auch für Eisen zeigte sich ein deutlicher Unterschied in der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neumarkt. 2009 wurden 34,6 kg/d berechnet, 2019 war es mit 2,2 kg/d nur noch ein Bruchteil. Dieser deutliche Unterschied kann nur durch die höhere Wasserführung und die damit verbundenen höheren diffusen Einträge im Jahr 2009 erklärt werden.

4.2.2.7 Sonstige Summen- und Gruppenparameter

4.2.2.7.1 AOX

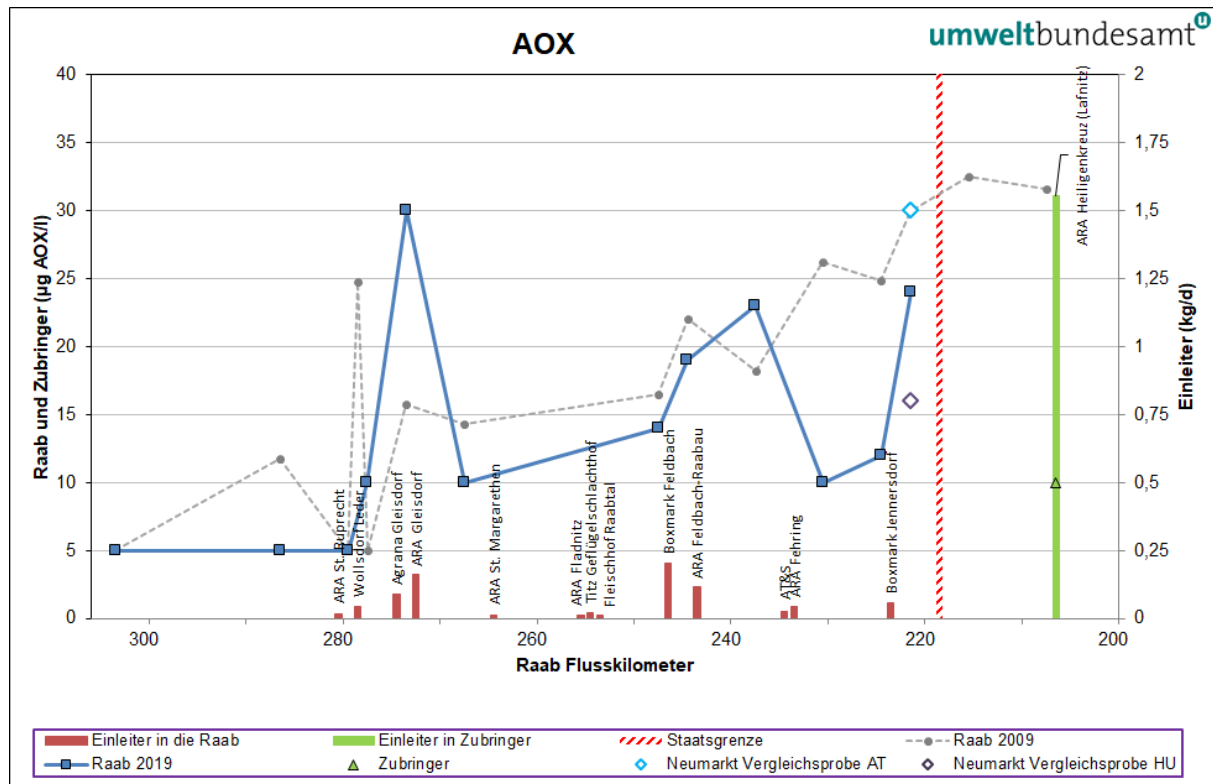


Abbildung 80: AOX in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Im österreichischen Raababschnitt schwankten die AOX Immissionskonzentrationen zwischen 5 µg/l und 30 µg/l. Ein Zusammenhang zwischen den untersuchten Einleitern und dem AOX-Konzentrationsverlauf in der Raab ist nicht klar ersichtlich.

Die Emissionsfrachten der untersuchten Einleiter lagen fast durchwegs unterhalb von 0,2 kg/d und waren in Summe mit 0,8 kg/d deutlich niedriger als im Jahr 2009 mit 3 kg/d. Der Rückgang ist vor allem auf Reduktionen der drei Lederfabriken zurückzuführen, die in Summe alleine 2 kg/d ausmachten.

Bezüglich der transportierten Immissionsfracht am Pegel Neumarkt zeigte sich auch für AOX ein deutlicher Unterschied zwischen 2009 mit 21,9 kg/d und 2019 mit 2,7 kg/d, welcher wiederum nur durch die höhere Wasserführung und den damit verbundenen höheren, diffusen Einträgen im Jahr 2009 erklärt werden kann.

Die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II 2006/96 i.d.g.F.) sieht für AOX eine UQN von 50 µg/l vor, welche immer unterschritten wurde.

4.2.2.7.2 Methylenblau-aktive Substanzen, anionische Tenside (MBAS)

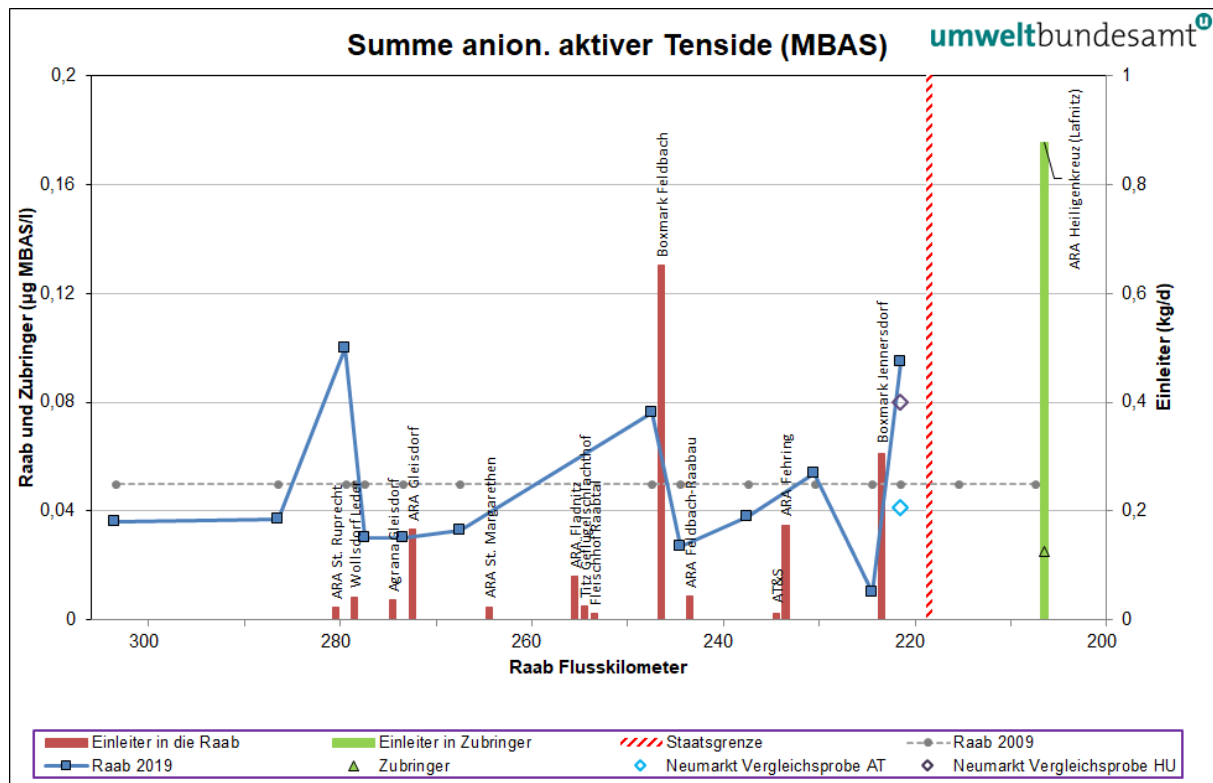


Abbildung 81: MBAS-Konzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Im österreichischen Raababschnitt schwankten die MBAS Immissionskonzentrationen zwischen 0,01 mg/l und 0,1 mg/l. Ein Zusammenhang zwischen den untersuchten Einleitern und dem MBAS Konzentrationsverlauf in der Raab ist nicht klar ersichtlich. Ein Vergleich mit der Untersuchung von 2009 ist auch nicht möglich, da damals die Bestimmungsgrenze (BG) mit 1 mg/l höher lag und deshalb nur Werte < BG gemessen wurden.

Die höchsten Emissionsfrachten lagen mit 0,65 mg/l bei Boxmark Feldbach und mit 0,31 mg/l bei Boxmark Jennersdorf vor. Mit 1,6 mg/l lag die Summe der Emissionsfrachten gering unter dem Wert von 2009 mit 1,8 mg/l.

4.2.2.8 Endokrine Disruptoren

4.2.2.8.1 Nonylphenol

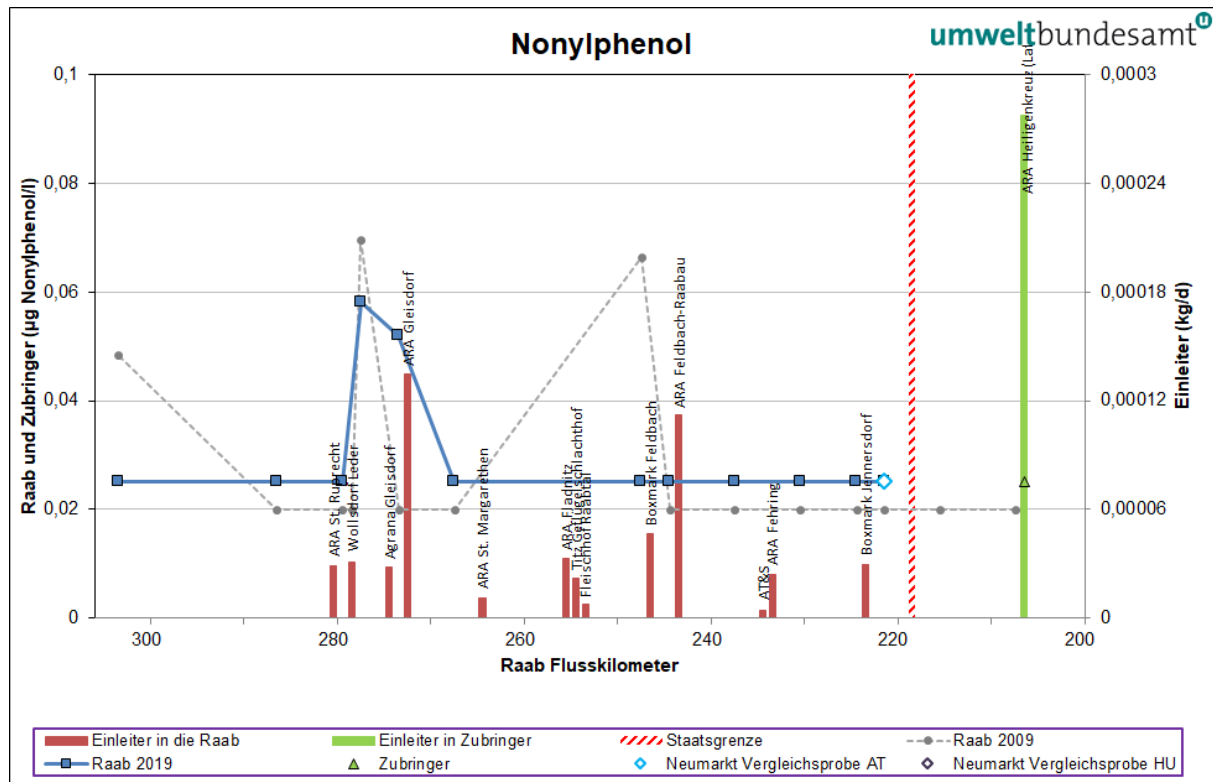


Abbildung 82: Nonylphenol-Konzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf der Raab konnten 2019 immissionsseitig zwei Messwerte ermittelt werden, die leicht oberhalb der BG (0,05 µg/l) lagen. Diese traten an der Messstelle Raab, ca. 1000 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf mit 0,058 µg/l und an der Messstelle Raab, aufw. Gleisbachmündung mit 0,052 µg/l auf. Ähnliche Konzentrationen (bis 0,07 µg/l) wurden 2009 bei einer BG von 0,03 µg/l ebenfalls ermittelt. Auch 2019 kann kein direkter Zusammenhang zwischen den Einleitetrachten und den Immissionskonzentrationen hergestellt werden. Die höchste Einleitetracht wurde mit 0,00013 kg/d im Ablauf der ARA Gleisbach ermittelt.

In der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBL. II 2006/96 i.d.g.F.) ist für Nonylphenol eine JD-UQN von 0,3 µg/l festgelegt. Die ZHK-UQN liegt bei 2,0 µg/l. Die Grenzwerte wurden immer unterschritten.

4.2.2.8.2 Nonylphenol-1-ethoxylat (NP1EO) und Nonylphenol-2-ethoxylat (NP2EO)

Im Längsverlauf der Raab konnte in den Stichbeprobungen von 2019 keine Immissionskonzentration für NP1EO > BG (0,05 µg/l) ermittelt werden. Da NP1EO nicht Gegenstand der Untersuchungen von 2009 war und 2019 keine Messwerte > BG ermittelt worden sind, werden die Ergebnisse an dieser Stelle nicht dargestellt.

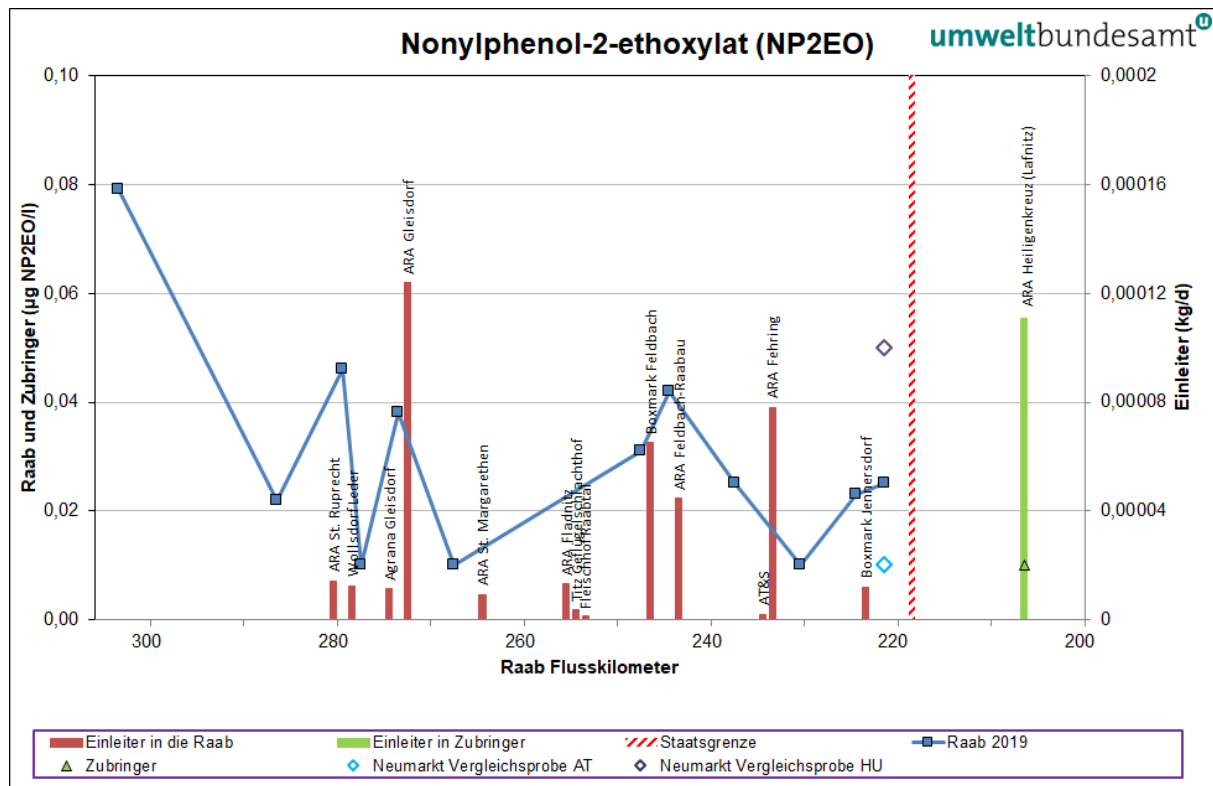


Abbildung 83: NP2EO-Konzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Für NP2EO lassen sich dagegen in den Stichproben von 2019 an neun Messstellen Konzentrationen > BG (0,02 µg/l) ermitteln. Der Höchstwert von 0,079 µg/l wurde dabei im Oberlauf der Raab Messstelle „Raab, Arzberg abw. Moderbachmündung“ ermittelt. Die übrigen Konzentrationen schwankten zwischen 0,022 µg/l und 0,046 µg/l zeigten aber keine direkte Abhängigkeit zu den ermittelten Einleitefrachten. Diese zeigten ein Maximum im Ablauf der ARA Gleisdorf, mit Einleitefrachten von 0,00012 kg/d.

Die Vergleichsmessungen in Neumarkt vom 08.10.2019 lagen in Österreich unter der Nachweisgrenze und werden mit ½ BG dargestellt.

4.2.2.8.3 Octylphenol

Für Octylphenol kam bei der Analyse der Proben in RaabSTAT 2019 eine Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l zur Anwendung. Diese liegt um eine Größenordnung über der BG von 2009 (0,005 µg/l). Tatsächlich wurden im Jahr 2009 vereinzelt Konzentrationen in den Immissionsproben gemessen, die bei 0,02 µg/l bis 0,035 µg/l lagen und somit die BG von 2019 unterschreiten. Im Jahr 2019 lagen alle Immissionskonzentrationen unterhalb der NG. Die Nachweisgrenze liegt bei 0,025 µg/l. In den Abläufen der Beprobten Einleiter konnten ebenfalls ausschließlich Konzentrationen < Nachweisgrenze

ermittelt werden. Ein Vergleich der Messwerte 2009 und 2019 und eine Darstellung in einer Grafik ist aus den genannten Gründen nicht sinnvoll.

Anzumerken ist aber, dass die ermittelten Immissionskonzentrationen die in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II 2006/96 i.d.g.F.) verordnete JD-UQN für Octylphenol von 0,1 µg/l allesamt unterschreiten.

4.2.2.8.4 Octylphenol 1-ethoxylat und Octylphenol 2-ethoxylat

Von einer differenzierten Darstellung der Konzentrationsverläufe im Längsverlauf der Raab für Octylphenol 1-ethoxylat und Octylphenol 2-ethoxylat wird ebenfalls abgesehen. In allen Immissionsseitigen Proben wurden Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze ermittelt. Diese liegen für Octylphenol 1-ethoxylat bei 0,025 µg/l und für Octylphenol 2-ethoxylat bei 0,02 µg/l. Dasselbe gilt für sämtliche untersuchte Einleitungen aus Punktquellen.

4.2.2.8.5 Bisphenol A (BPA)

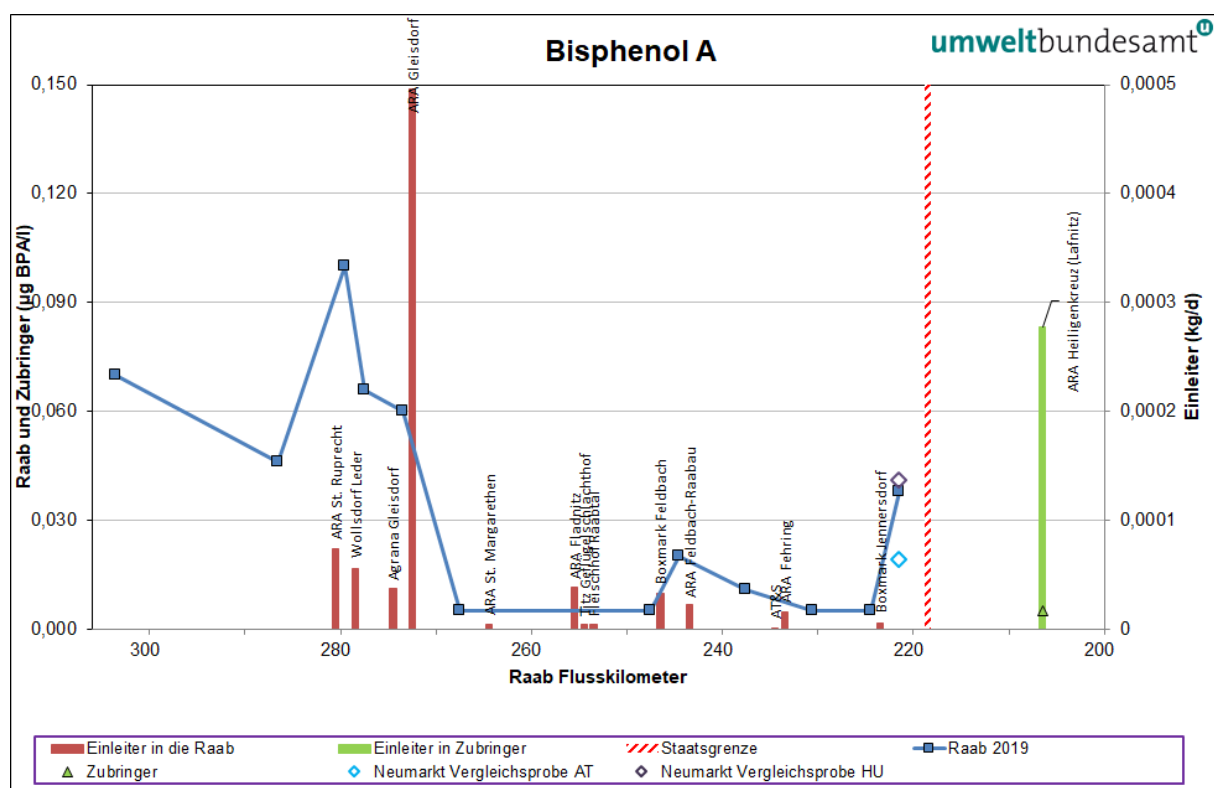


Abbildung 84: Bisphenol A in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Bisphenol A wurde 2009 nicht gemessen. Ein Vergleich der RaabSTAT Messungen von 2019 mit den Daten von 2009 ist daher nicht möglich. Es zeigt sich, dass die 2019 gemessenen Immissionskonzentrationen für Bisphenol A an acht Messstellen die Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l überschreiten. Die ermittelten Konzentrationen variieren zwischen 0,011 µg/l und 0,07 µg/l. Die höchste Konzentration im Gewässer wird im Oberlauf der Raab an der Messstelle „Raab, Arzberg abw. Moderbachmündung“ ermittelt. Tendenziell nehmen die Konzentrationen im Längsverlauf der Raab ab.

Die jeweils vom österreichischen und ungarischen Labor gemessenen Vergleichswerte an der Messstelle „Pegel Neumarkt“ weichen voneinander ab. Die Messungen durch das Labor in Österreich ergab eine Konzentration von 0,019 µg/l, die im ungarischen Labor 0,041 µg/l.

Die ermittelten Immissionskonzentrationen unterschritten allesamt die in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II 2006/96 i.d.g.F.) verordnete UQN für Bisphenol A von 1,6 µg/l deutlich.

4.2.2.9 Weitere synthetische Schadstoffe

4.2.2.9.1 Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

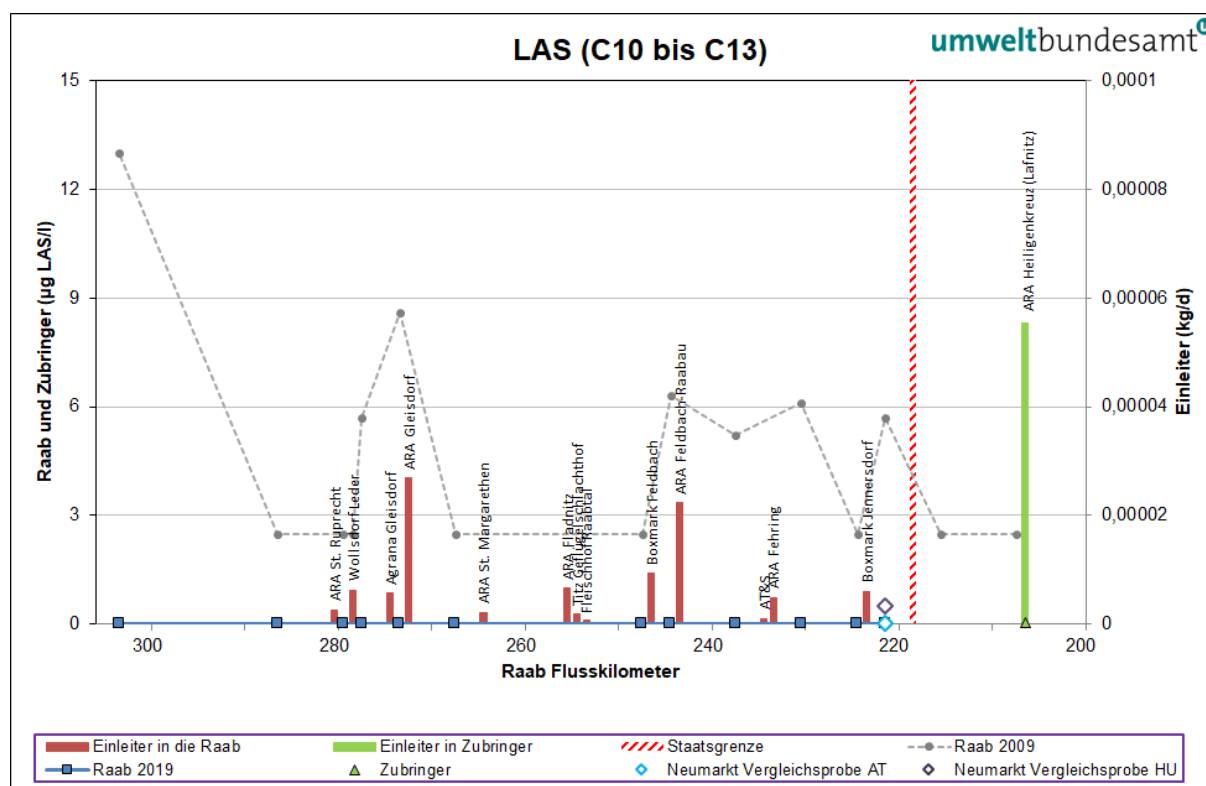


Abbildung 85: LAS in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Während sich die Konzentrationen der LAS im Längsverlauf der Raab im österreichischen Einzugsgebiet 2009 zwischen < BG (5 µg/l) und 6 µg/l bewegten und höhere Werte mit 13 µg/l bei der Messstelle *Arzberg abw. Moderbachmündung* und mit 8,6 µg/l bei der Messstelle *8 aufw. Gleisbachmündung* gemessen wurden, lagen die immissionsseitigen Messungen im Jahr 2019 allesamt unter der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l.

Trotz erheblicher Verbesserung der analytischen Bestimmungsgrenze in den Untersuchungen 2019 und bei sehr geringem Verdünnungspotenzial der Raab durch die geringen Abflüsse während der Stichprobenahme konnten somit keine Konzentrationen von LAS im Gewässer ermittelt werden. 2019 lagen alle Messwerte in den Abläufen der beprobten Einleiter ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l. Die Erhebungen weisen somit auf eine weitere Verbesserung der Gewässergüte Situation an der Raab im Jahr 2019 hin, die auch 2009 bei einem UQN-Wert von 270 µg/l

gemäß Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBL. II 2006/96 i.d.g.F.) bereits als unkritisch zu bewerten war.

4.2.2.9.2 Naphthalin 1-sulfonat (1-NSA) und Naphthalin 2-sulfonat (2-NSA)

Sowohl 2009 als auch 2019 konnten im Längsverlauf der Raab keine Immissionskonzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze (von 0,18 µg/l für 1-NSA und 0,08 µg/l für 2-NSA) ermittelt werden, weshalb sie an dieser Stelle nicht dargestellt werden. Für 1-NSA konnten emissionsseitig lediglich zwei Messwerte > BG ermittelt werden, für 2-NSA konnten acht Messwerte > BG ermittelt werden.

Wurden für 1-NSA 2009 noch die höchsten Emissionsfrachten in den Lederfabriken *Schmidt Wollsdorf* und *Boxmark Feldbach* mit jeweils 0,0091 kg/d nachgewiesen, wurden 2019 die höchsten Emissionen mit 0,015 kg/d im Ablauf der *ARA Fladnitz* ermittelt. Für 2-NSA wurden 2009 die höchsten Emissionen bei der Lederfabrik *Schmidt Wollsdorf* ermittelt (0,0039 kg/d). 2019 ließen sich die höchsten Emissionen mit 0,017 kg/d erneut im Ablauf der *ARA Fladnitz* berechnen.

4.2.2.9.3 Naphthalin 1,5-disulfonat (1,5-NDSA)

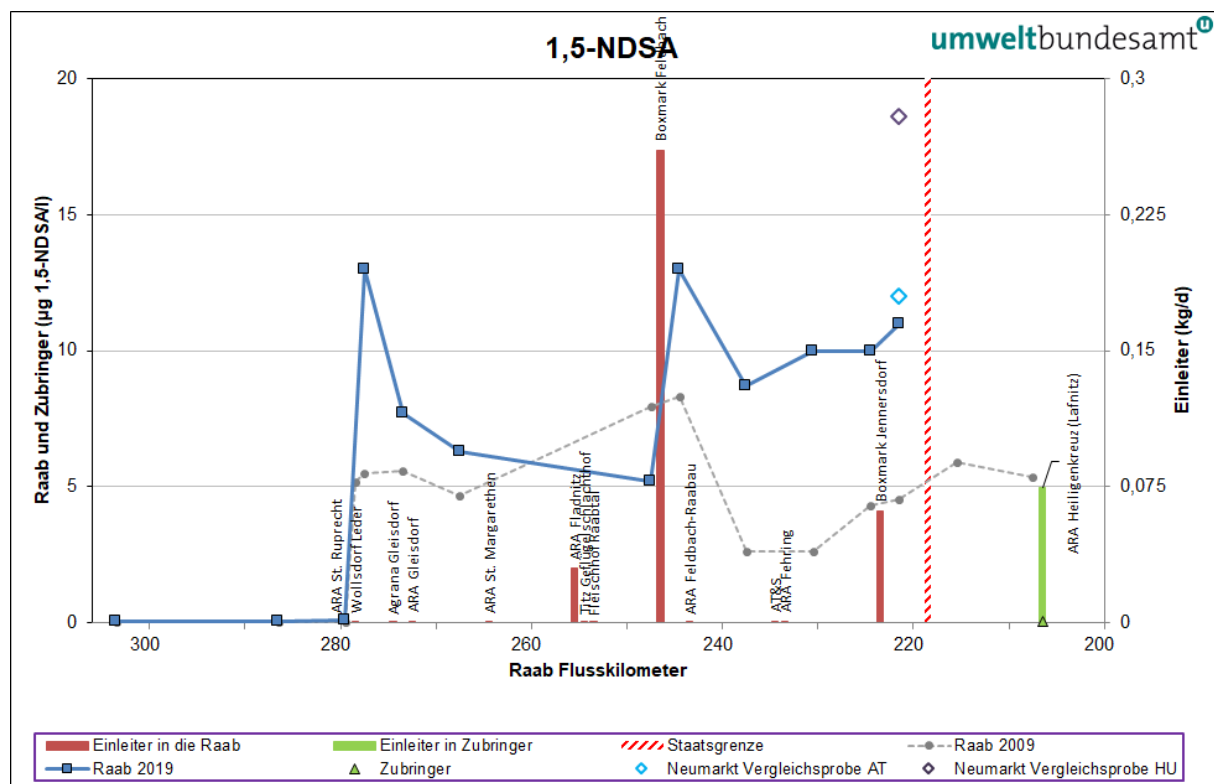


Abbildung 86: 1,5-NDSA in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf der Raab stieg die Konzentration 2019 nach der Einleitung der Lederfabrik *Schmidt Wollsdorf* von 0,1 µg/l auf 13 µg/l an und war damit etwa doppelt so hoch, wie 2009. Im weiteren Verlauf sank die Gewässerkonzentration auf 5 µg/l ab und stieg unterhalb der Einleitung der Lederfabrik *Boxmark Feldbach* erneut auf 13 µg/l an. Am Pegel Neumarkt lag die Konzentration bei 11 µg/l.

Während der zweite Anstieg durch eine Einleitung aus der Lederfabrik Boxmark Feldbach von 0,26 kg/d verursacht wird, konnte für den Anstieg unterhalb der Firma Schmidt Wollsdorf keine Fracht ermittelt werden, die diesen Anstieg bewirken würde. Tatsächlich wurden für Schmidt Wollsdorf Abauffrachten von nur 0,000075 kg/d berechnet, da die Konzentrationen im Ablauf bei der Stichprobe < BG (0,12 µg/l) lagen. Der gemessene Anstieg in der Raab hätte aber auf Einleitungsfracht in der Größenordnung von etwa 1 kg/d hingedeutet. 2009 wurden an der Einleitung von Schmidt Wollsdorf noch Frachten von 1,6 kg/d bei Ablaufkonzentrationen von 1390 µg/l ermittelt. Grundsätzlich zeigten die Konzentrationen von 2019 im Längsverlauf einen ähnlichen Verlauf wie 2009, sind aber etwa doppelt so hoch, was bei 4- bis 6-mal niedrigeren Wasserführungen als 2009 noch immer auf eine deutliche Verbesserung der Situation hinsichtlich des Auftretens von 1,5 NDSA hindeutet.

Die österreichische Vergleichsmessung an der Messstelle „Pegel Neumarkt“ vom 08.10.2019 stimmt gut mit der österreichischen Messung vom 11.10.2019 überein. Der Vergleichswert in Ungarn (vom 08.10.2019) lag dagegen mit 18,6 µg/l über dem Wert aus dem österreichischen Labor (12 µg/l).

4.2.2.9.4 Naphthalin 1,6-disulfonat (1,6-NDSA)

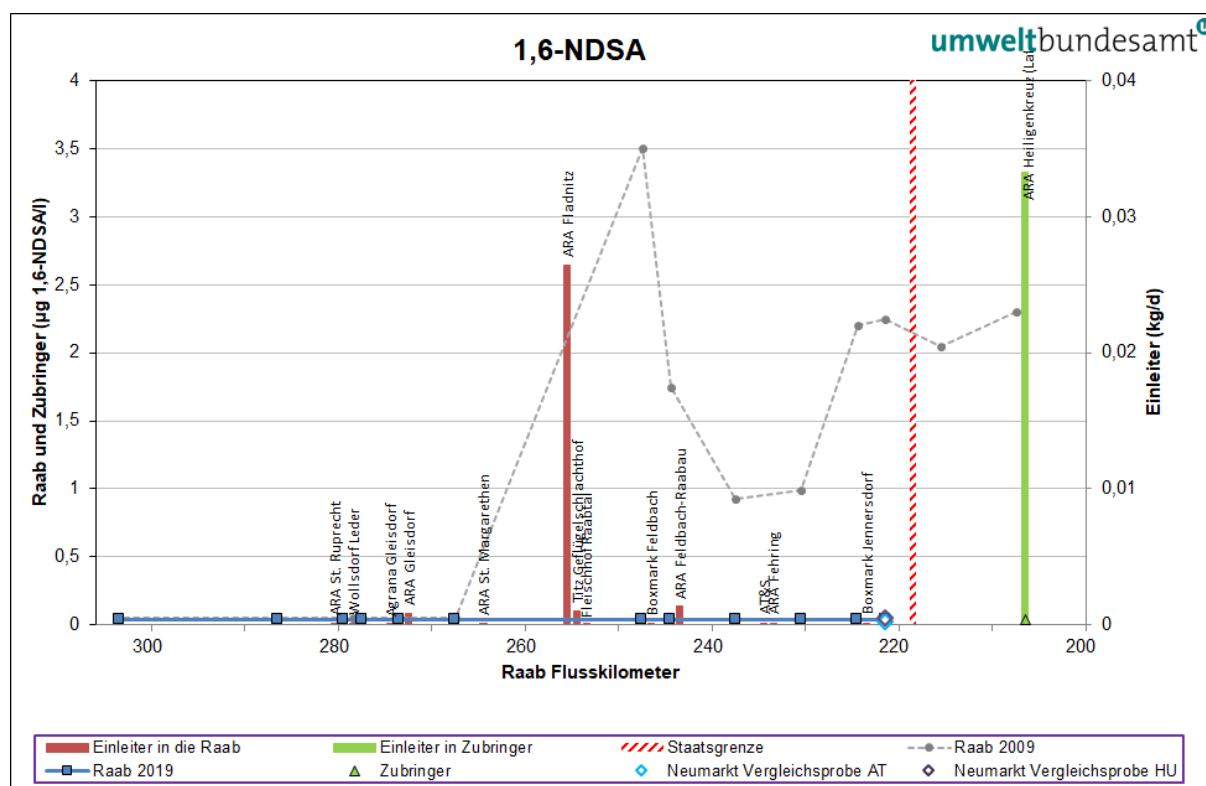


Abbildung 87: 1,6-NDSA in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf der Raab konnten 2019 keine Immissionskonzentrationen von 1,6-NDSA > BG (0,08 µg/l) ermittelt werden. Ausschließlich im Ablauf der ARA Fladnitz führen gemessene Konzentrationen von 20 µg/l zu einer Fracht von 0,026 kg/d, die aber in der unterhalb liegenden Messstelle „Raab, Bahnhof Feldbach“ zu keinem Konzentrationsanstieg > BG führt. Da die Probenahme 2019 bei sehr niedrigen Abflüssen durchgeführt wurde, kann man davon ausgehen, dass es im Vergleich zu 2009 an der Raab zu einer deutlichen Verbesserung der Belastungssituation durch 1,6-NDSA auf österreichischer Seite kam.

4.2.2.9.5 Naphthalin 2,6-disulfonat (2,6-NDSA)

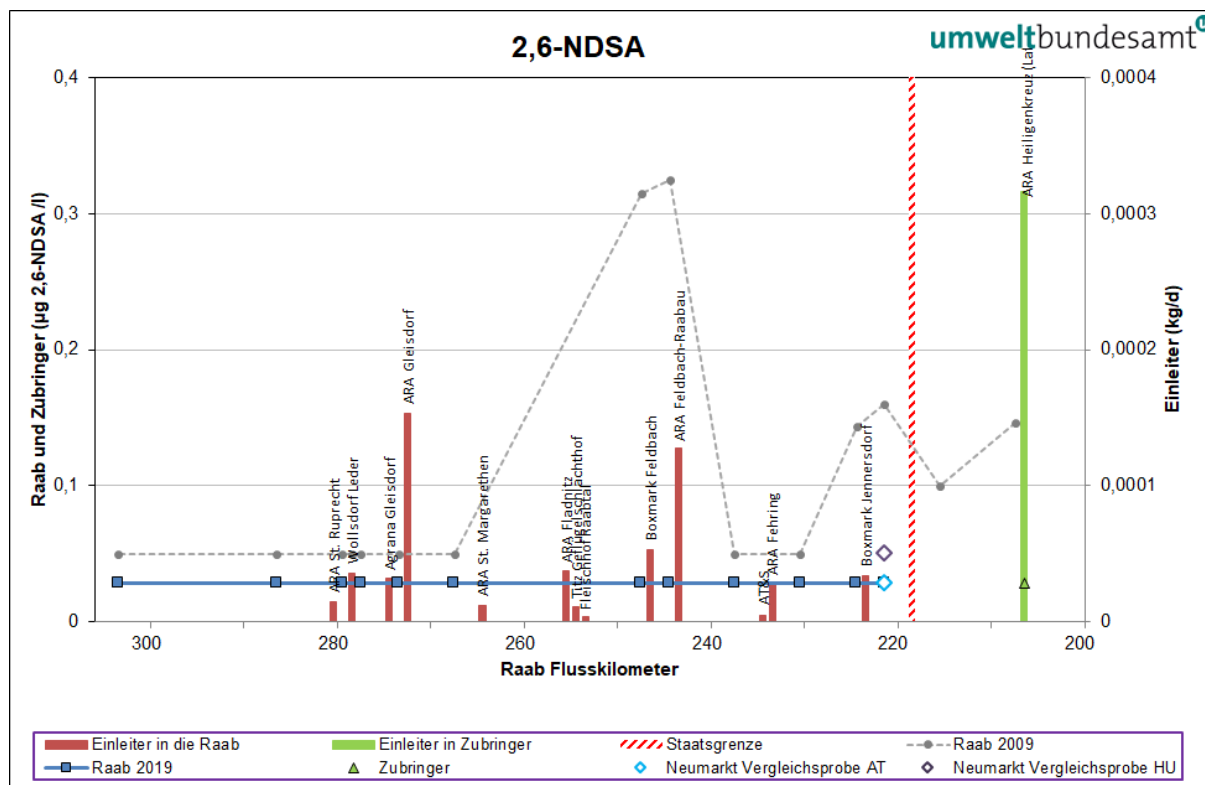


Abbildung 88: 2,6-NDSA in den untersuchten Fließgewässern und Einleitetrachten im Längsverlauf

Für 2,6-NDSA zeigte sich dasselbe Bild wie für 1,6-NDSA. Im gesamten Längsverlauf der Raab ließen sich auf österreichischer Seite keine Immissionskonzentrationen > BG (0,057 µg/l) ermitteln. Die geringen berechneten Emissionen der Einleiter < 0,00015 kg/d führten an keiner Fließgewässermessstelle zu einer Überschreitung der Bestimmungsgrenze.

4.2.2.9.6 Naphthalin 1,3,6-Trisulfonat (1,3,6-NTSA)

Der Parameter 1,3,6-NTSA wurde in der Erhebung von 2009 nicht ermittelt. Damit ist kein Vergleich möglich. Da 2019 in keiner immissionsseitigen Probe eine Konzentration > BG (0,6 µg/l) ermittelt werden konnte, wird an dieser Stelle auf eine Darstellung verzichtet.

4.2.2.9.7 Diethylhexylphthalat (DEHP)

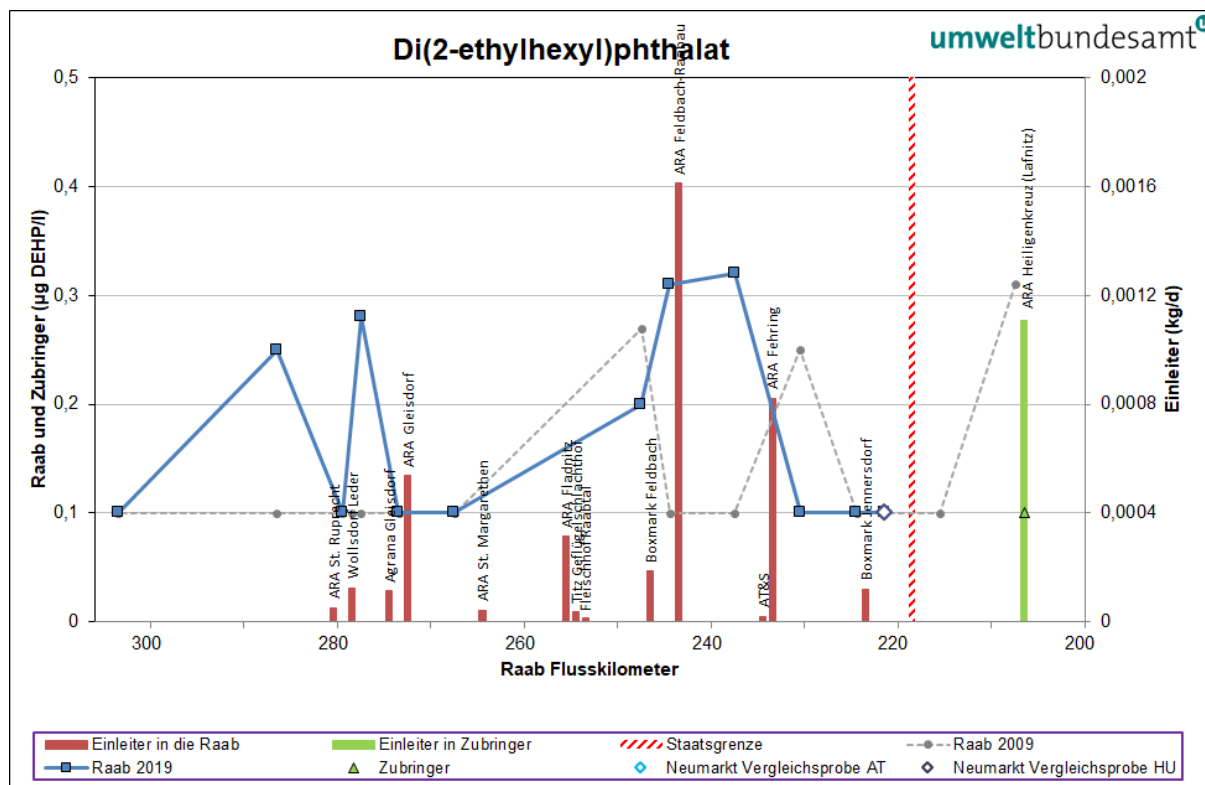


Abbildung 89: DEHP in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf

Im Längsverlauf der Raab konnten im österreichischen Einzugsgebiet an fünf Messstellen Immissionskonzentrationen ermittelt werden, die > BG waren. In allen anderen Immissionsproben lagen die Konzentrationen < BG (0,2 µg/l) oder waren nicht nachweisbar (NG: 0,1 µg/l). Ähnlich wie 2009 weisen die Befunde mit Werten oberhalb der Bestimmungsgrenze kein konsistentes Bild auf und sind nicht eindeutig mit den ermittelten Einleitefrachten assoziiert. Die gemessenen Konzentrationen variieren zwischen 0,2 µg/l und 0,32 µg/l und sind somit mit den wenigen ermittelten Konzentrationen von 2009 vergleichbar.

Die höchste Emission aus Punktquellen wurde im Ablauf der ARA Feldbach-Raabau mit 0,0016 kg/d ermittelt.

Die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II 2006/96 i.d.g.F.) sieht für DEHP eine JD-UQN von 1,3 µg/l vor. Die gemessenen Werte lagen immer unterhalb dieses Grenzwertes.

4.2.3 Darstellung der Frachtsituation an der Messstelle Neumarkt

Ein exemplarischer Vergleich der Stofffrachten am Pegel Neumarkt vermittelt einen ersten Gesamtüberblick über die Belastungssituation der Raab (österreichisches Einzugsgebiet) zum Zeitpunkt der jeweiligen Probenahmetage. Dieser Vergleich wird für Stoffe durchgeführt, für die in beiden Messkampagnen ausschließlich Messwerte > BG ermittelt werden konnten, da ansonsten die Bestimmungsgrenze der analytischen Methode die Frachthöhe deutlich beeinflussen würde.

Neben den bereits dargestellten Frachten aus Punktquellen beeinflussen diffuse Stoffeinträge über das Grundwasser, Drainagen, Erosion, Oberflächenabfluss sowie Regenüberläufe für eine Vielzahl an Stoffen die in das Gewässer eingetragenen Stofffrachten wesentlich.

Aufgrund eines deutlich erhöhten Abflusses, der in Neumarkt am Stichtag des Jahres 2009 $8,45 \text{ m}^3/\text{s}$ betrug (im Vergleich dazu lagen die Abflüsse im Jahr 2019 bei nur $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ am 8.10.2019 und $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ am 11.10.2019) ist mit einer deutlichen Frachtabnahme im Jahr 2019 zu rechnen. Diese ergibt sich aus der bereits dargestellten Reduktion der Einträge aus Punktquellen zum Stichtag im Jahr 2019, aber auch aus deutlich geringeren diffusen Einträgen während der Probenahme 2019.

Tatsächlich repräsentieren die Zeitpunkte der Probenahme im Jahr 2019 Bedingungen, bei denen die diffusen Stoffeinträge minimal sein dürften. Sind an den Probenahmezeitpunkten von 2009 und 2019 Einflüsse durch Erosion, Oberflächenabfluss und Regenüberläufe weitgehend auszuschließen, da es zu keinen nennenswerten Regenfällen während der Probenahmen kam, dürften insbesondere diffuse Einträge aus dem Untergrund, also über Drainagen, Interflow (Stoffeinträge aus der ungesättigten Zone) und Grundwasserabfluss (Stoffeinträge aus der gesättigten Zone) im Jahr 2009 einen deutlich stärkeren Einfluss auf die Fließgewässerfrachten haben, als im Jahr 2019.

Trotz dieser Einschränkung ist ein Frachtvergleich der Jahre 2009 und 2019 sinnvoll und zeigt im Wesentlichen auf, dass trotz teilweise erhöhter, abflussbedingter Gewässerkonzentrationen die transportierten Stofffrachten der Raab im Jahr 2009 deutlich geringer ausfallen.

Tabelle 25 zeigt die aus der Stichprobe berechnete Tagesfrachten [kg/d] für Parameter, deren Messwerte in beiden Surveys oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Eine detaillierte Interpretation der Frachten scheint jedoch nicht sinnvoll, da die Bedingungen der Stichtage sehr große Unterschiede aufweisen. Es soll an dieser Stelle lediglich festgehalten werden, dass die für den jeweiligen Probenahmetag des Jahres 2019 berechneten Frachten allesamt deutlich (in der Regel um ein Vielfaches) unter den Frachten des Stichtages im Jahr 2009 liegen. Aufgrund der sehr geringen Abflüsse kann es aber am jeweiligen Probenahmetag des Jahres 2019 dennoch zu erhöhten Konzentrationen im Fließgewässer kommen (siehe Kapitel 4.2.2).

Tabelle 25: Tagesfrachten jener Parameter mit Werten > BG (Untersuchungen 2009 und 2019)

Parameter	2009 Fracht [kg/d]	2019 Fracht_08.10.2019 [kg/d]	2019 Fracht_11.10.2019 [kg/d]
BSB ₅	2555,3	337,0	426,8
TOC	2493,2	673,9	539,1
DOC	2296,1	635,0	527,9
o-PO ₄ -P	34,2	1,0	0,9
P _{ges}	54,6	14,3	4,7
NH ₄ -N	50,2	13,0	11,2
NO ₂ -N	17,4	3,8	2,0
NO ₃ -N	1612,1	388,8	258,3
TN	2150,1	427,7	325,7
Ca	52059,8	9797,8	7413,1
Mg	7545,4	1645,9	1235,5
Na	21422,0	13348,8	10445,8
Cl	31378,5	15552,0	11232,0
SO ₄	25337,1	8942,4	8087,0
Fe	34,6	8,7	2,2
Cu	2,5	0,2	0,2
Ni	1,2	0,1	0,3
1,5 NDSA	3,3	1,6	1,2
AOX	21,9	3,9	2,7

4.2.3.1 Abschätzung diffuser Stoffeinträge im Einzugsgebiet der Raab

Um sich der Fragestellung der unterschiedlichen Anteile von Punktquelleneinleitungen und diffusen Einträgen anzunähern, können für verschiedene Stoffe exemplarisch Messergebnissen der Kampagnen 2009 und 2019 verglichen werden. Dabei werden vereinfachend die ermittelten Frachten der Punktquelleneinträge von der ermittelten Gesamtfracht am Pegel Neumarkt (Kapitel 4.2.3) abgezogen. Die Differenz aus Gesamtfracht minus Punktquelleneinträgen wird als der Anteil der Einträge aus diffusen Quellen bewertet. Beide Anteile, jene aus Punktquellen und jene aus diffusen Quellen, werden prozentual dargestellt.

Der beschriebene Weg einer ersten Abschätzung von Anteilen diffuser Einträge für verschiedene Stoffe lehnt sich somit an dem CIS WFD (2000/60/EC) Guidance Document No. 28 und dem darin beschriebenen „Riverine load approach“ an.

Die näher betrachteten Stoffe sind hier BSB₅ und DOC, die Nährstoffe Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff sowie Calcium und Chlorid, letzteres als weitgehend inerte Stoff, der im Gewässer keinen nennenswerten weiteren biogeochemischen Abbauprozessen unterliegt und diese Fehlerquelle somit ausschließt.

Es zeigt sich, dass die Einträge aus diffusen Quellen auch im Einzugsgebiet der Raab bedeutend sind und am Stichtag der Probenahme im Jahr 2009 in der Regel deutlich höher ausfielen als am Stichtag der Probenahme im Jahr 2019.

Vertieftere Aussagen als diese aus Stichproben abgeleitete einfache Bilanzierung der Anteile aus Punkt- und aus diffusen Quellen, ermöglichen die österreichweit durchgeführten einzugsgebietsbezogenen Emissionsmodellierungen. Im vom BMLRT geförderten Projekt „STOBIMO Spurenstoffe“ (BMNT, 2019) wurden für die Jahre 2009-2014 in 754 österreichischen Einzugsgebieten für eine Auswahl anorganischer und organischer ubiquitärer, persistenter, bioakkumulierender und toxischer Stoffe Modellierungen erstellt, die es ermöglichen, spezifische Frachtanteile aus verschiedenen Eintragungspfaden auszuweisen. Dabei überschneiden sich die Modellierungen mit dem aufliegenden Projekt in Bezug auf die untersuchten Substanzen im Fall der Schwermetalle und für die PAKs Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Naphtalin.

Es konnte gezeigt werden, dass der Einfluss diffuser Einträge für alle genannten Stoffe eine hohe Relevanz aufweist.

4.2.4 Plausibilisierung und Einordnung der Messergebnisse

Neben einer Darstellung der Konzentrationen in der Raab zu den Beprobungstagen des Projekts RaabSTAT werden langjährige Konzentrationsmessungen des Bundes und der Länder (2011-2018) an den zehn verfügbaren Messstellen herangezogen, die den Längsverlauf der Raab in Österreich sehr gut repräsentieren. Ein Vergleich der Messwerte 2009 und 2019 mit Konzentrationen aus dem Standardmonitoring soll helfen, die Ergebnisse des RaabSTAT 2019 mithilfe eines größeren Datenpools einzuordnen. Sie ermöglicht auch eine bessere Einordnung der Einleitungs- und Verdünnungssituation zu den jeweiligen Stichtagen und zeigt die Häufigkeit der resultierenden Konzentrationen an. Diese Vorgangsweise wird exemplarisch für jene Stoffe durchgeführt, für die eine Risikoabschätzung anhand von verordneten (typspezifischen) Richtwerten für allgemein physikalisch-chemische Parameter durchgeführt wird. Damit beschränkt sich die Darstellung auf O₂, BSB₅, DOC, den Stickstofffraktionen NO₂-N, NH₄-N und NO₃-N, auf PO₄-P und Pges sowie Cl.

Auf der y-Achse der Abbildungen sind von oben nach unten die Messstellen an der Raab dargestellt (vom Oberlauf bis zur Staatsgrenze), auf der x-Achse sind sämtliche Messwerte der Jahre 2011 bis 2018, die von den Bundesländern Burgenland und Steiermark zur Verfügung gestellt wurden, als Boxplots dargestellt. Untere und obere Begrenzung der Boxen repräsentieren die 25er- und 75er Perzentile, der Querstrich in der Mitte den Mittelwert, der untere und obere Querstrich außerhalb der Boxen das 5er- und 95er Perzentil. Einzelne Punkte jenseits der Querstriche sind als Einzelwerte oder Extremwerte dargestellt und sind dem 0er- bis 5er Perzentil und dem 95er- bis 100er Perzentil zuzuordnen. Zudem ist für jede Messstelle die Konzentration der Stichprobe von 2009 und 2019 angeführt.

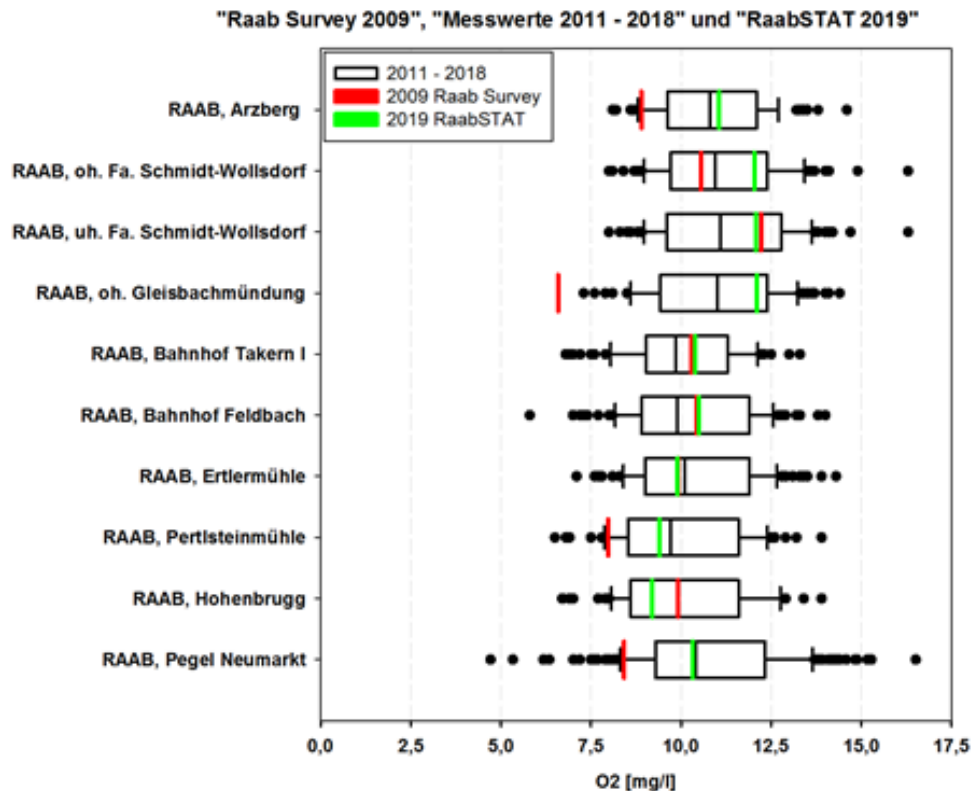


Abbildung 90: Vergleich der Messwerte des Sauerstoffgehalts in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Die zwischen 2011 und 2018 ermittelten Sauerstoffkonzentrationen liegen zwischen 4,8 mg/l und 16,5 mg/l. Niedrige Konzentrationen unter 6 mg/l werden in der Regel nur an der Messstelle „Pegel Neumarkt“ ermittelt. Im Längsverlauf ist ein nur geringer Rückgang der mittleren Konzentrationen von rund 11 mg/l zu verzeichnen. Entsprechend unterschiedlicher Wassertemperaturen und Turbulenzen im Gewässer entsprechend der Abflussbedingungen sowie möglichen sauerstoffzehrenden und -produzierenden Prozessen, zeigt sich an jeder Messstelle ein großer Schwankungsbereich. Zum Zeitpunkt der Stichprobenahme 2009 lagen die Gewässertemperaturen mit 12°C bis 14,4°C etwa um 3mal höher als jene 2019 und unterschreiten damit deutlich, den für diesen Flusstyp in der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG; BGBl. II Nr.99/2010 i.d.g.F.) festgelegten Grenzwert von 26°C. Das ist eine Erklärung für die 2009 fast an allen Messstellen ermittelten geringeren Sauerstoffkonzentrationen im Vergleich zu 2019. Zudem sind die Schwankungen der Messungen von 2009 höher als 2019, was auf lokal auftretende, sauerstoffzehrende Prozesse im Gewässer (etwa durch massive Einträge von leicht abbaubarem organischen Material) hindeutet. Grundsätzlich befinden sich die Sauerstoffkonzentrationen zu den Stichtagen der Beprobung im Jahr 2009 eher im unteren 25 Perzentilbereich und liegen zwischen 6,6 mg/l und 12,2 mg/l. Im Jahr 2019 werden deutlich geringere Minimalwerte ermittelt. Die Werte schwanken im Längsverlauf nur zwischen 9,1 mg/l und 12,1 mg/l.

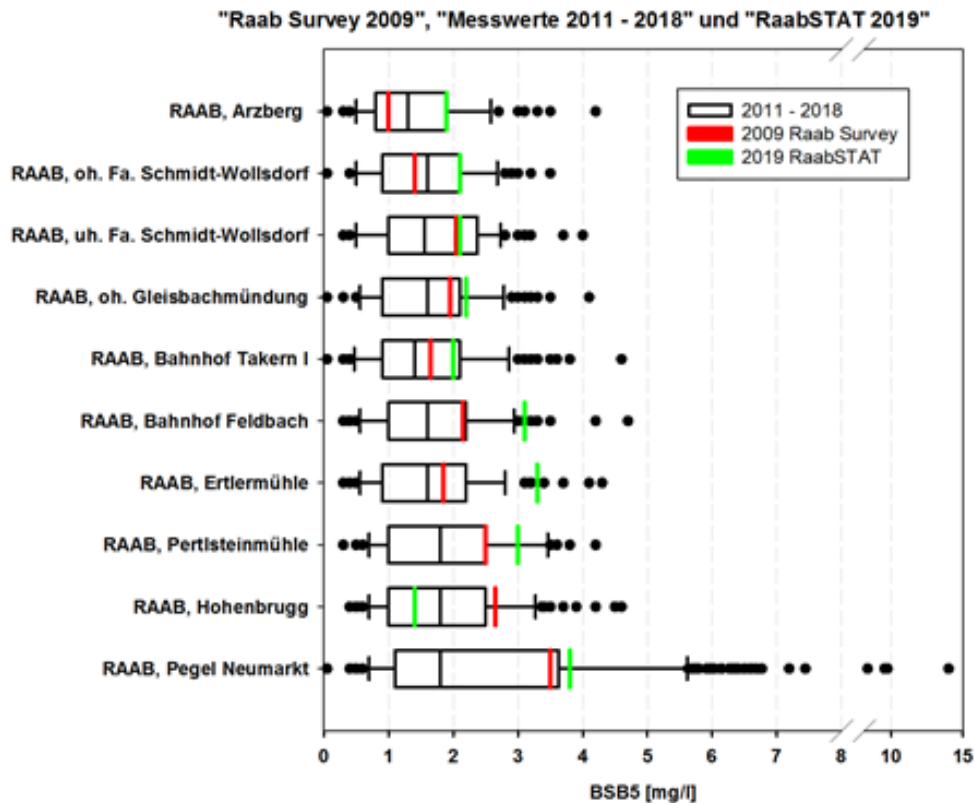


Abbildung 91: Vergleich der Messwerte des biochemischen Sauerstoffbedarfs in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Die BSB₅ Werte liegen in den Jahren 2011 bis 2018 zwischen 0,05 mg/l und 14 mg/l. Werte über 5 mg/l werden fast ausschließlich an der Messstelle „Pegel Neumarkt“ ermittelt, wo sich der bei weitem größte Schwankungsbereich zeigt. Im Längsverlauf nehmen die mittleren BSB₅ Konzentrationen von 1,5 mg/l auf 2,0 mg/l zu und schwanken im 5er bis 95er Perzentil mit Ausnahme der bereits angeführten Messstelle „Pegel Neumarkt“ nur um maximal 2 mg/l. Die zu den Stichtagen ermittelten BSB₅ Konzentrationen schwanken 2009 von 1,0 mg/l bis 3,5 mg/l und im Jahr 2019 von 1,7 mg/l bis 3,8 mg/l und sind trotz unterschiedlicher Abfluss- und somit Verdünnungsbedingungen in etwa vergleichbar. Grundsätzlich liegen die Werte im Jahr 2019 eher im Bereich der 75er bis 95er Perzentile der achtjährigen Messreihe, was die geringen Abflussbedingungen widerspiegelt und bei den Messungen im Jahr 2009 eher im Bereich der Mittelwerte - im Oberlauf darunter, mit zunehmender Fließstrecke dann aber auch eher im Bereich des 75er Perzentils.

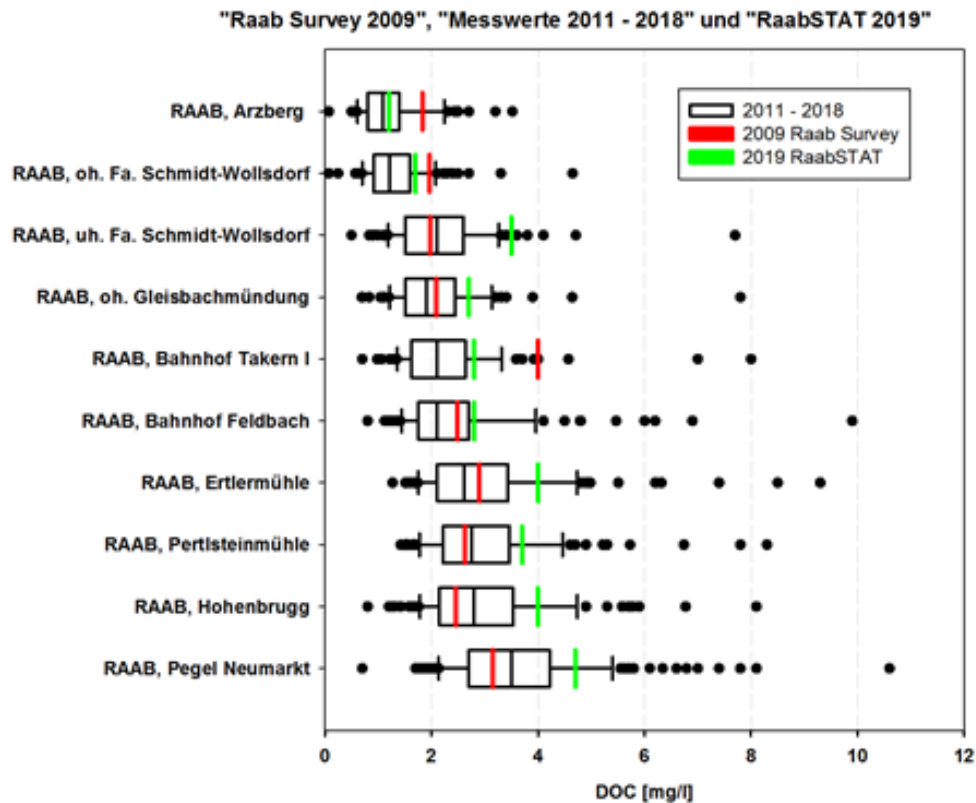


Abbildung 92: Vergleich der Messwerte des DOC in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Die DOC-Konzentrationen der Jahre 2011 bis 2018 zeigen einen großen Schwankungsbereich von 0,1 mg/l bis annähernd 11 mg/l. Die hohen Konzentrationen werden dabei erreicht, wenn durch Niederschlagsereignisse die diffusen Einträge stark ansteigen oder wenn aufgrund extremer Niedrigwasserbedingungen die Verdünnung der punktuellen Einträge sehr gering wird. Entsprechend zeigen sich an den Messstellen eine Vielzahl von stark streuenden Extremwerten oberhalb des 95er Perzentils. Grundsätzlich steigen die DOC-Konzentrationen im Längsverlauf an und erreichen mittlere Konzentrationen von 1,2 mg/l im Oberlauf und 3,4 mg/l an der Messstelle Pegel Neumarkt. Die Konzentrationen der Stichproben im Jahr 2009 schwanken von 1,2 mg/l bis 3,2 mg/l und nehmen in der Regel im Verlauf der Raab zu. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Konzentrationen im Jahr 2019. Hier lässt sich allerdings ein sprunghafter Anstieg der DOC-Konzentrationen zwischen der Messstelle „Bahnhof Feldbach“ und „Ertlermühle“ von 2,8 mg/l auf 4,0 mg/l feststellen. Die ermittelten Konzentrationen der Stichproben liegen in der Datengesamtheit von 2011 bis 2018 eher zwischen dem 75er und 95er Perzentil, die von 2009 eher im Bereich der Mittelwerte und sind nur im Oberlauf, oberhalb Wollsdorf sowie in „Takern I“ deutlich höher.

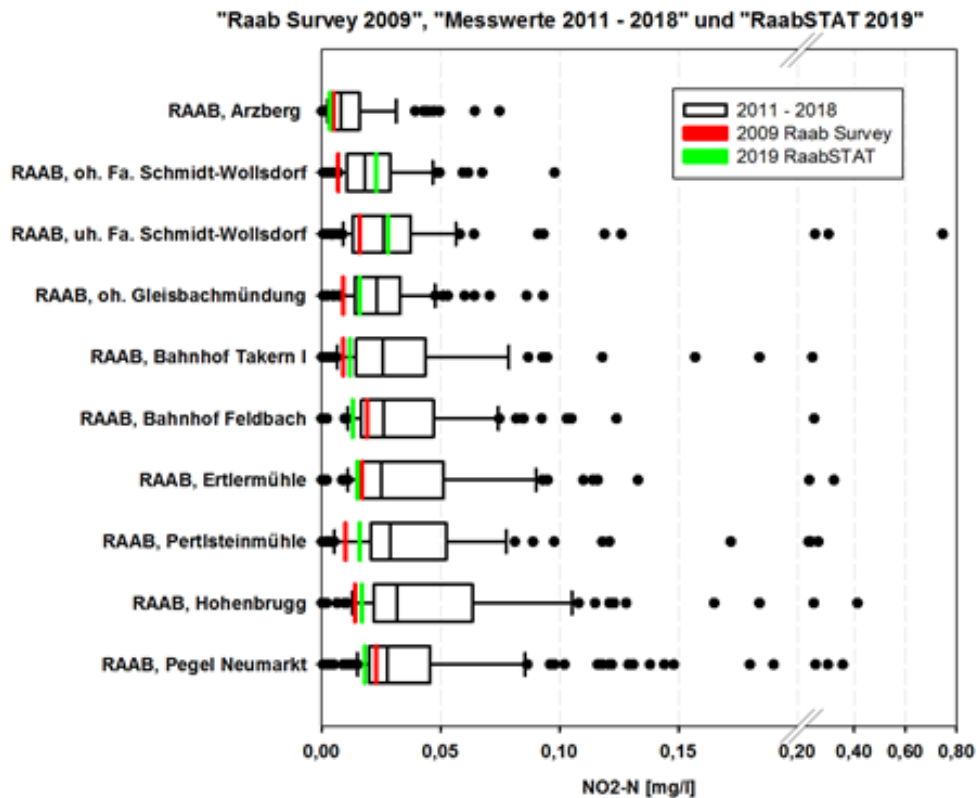


Abbildung 93: Vergleich der Messwerte von NO₂-N in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Die NO₂-N Konzentrationen von 2011 bis 2018 schwanken stark. Im Mittel liegen sie bei 0,03 mg/l, können aber auch an jeder Messstelle im 95er bis 100er Perzentil (Extremwerte oder Ausreißer) 0,1 mg übersteigen und noch deutlich darüber liegen bis > 0,4 mg/l. Ein maximaler Wert wurde mit 0,75 mg/l an der Messstelle „uh. Fa. Schmidt-Wollsdorf“ im Dezember 2016 ermittelt. Es ist damit zu rechnen, dass bei dieser Probe, wie bei den Abflussverhältnissen der Stichproben von 2019 an dieser Messstelle keine vollständige Einmischung der Einleitung über den Gewässerquerschnitt vorlag. Der Wert führt zu einer deutlichen Überschreitung des Richtwertes. Grundsätzlich werden Überschreitungen des Richtwertes für Einzelproben aber kaum festgestellt. Die NO₂-N Konzentration steigt im Längsverlauf grundsätzlich leicht an. Die ermittelten NO₂-N Konzentrationen an den Stichtagsbeprobungen von 2009 und 2019 liegen meist im Bereich des 25er bis 50er Perzentils.

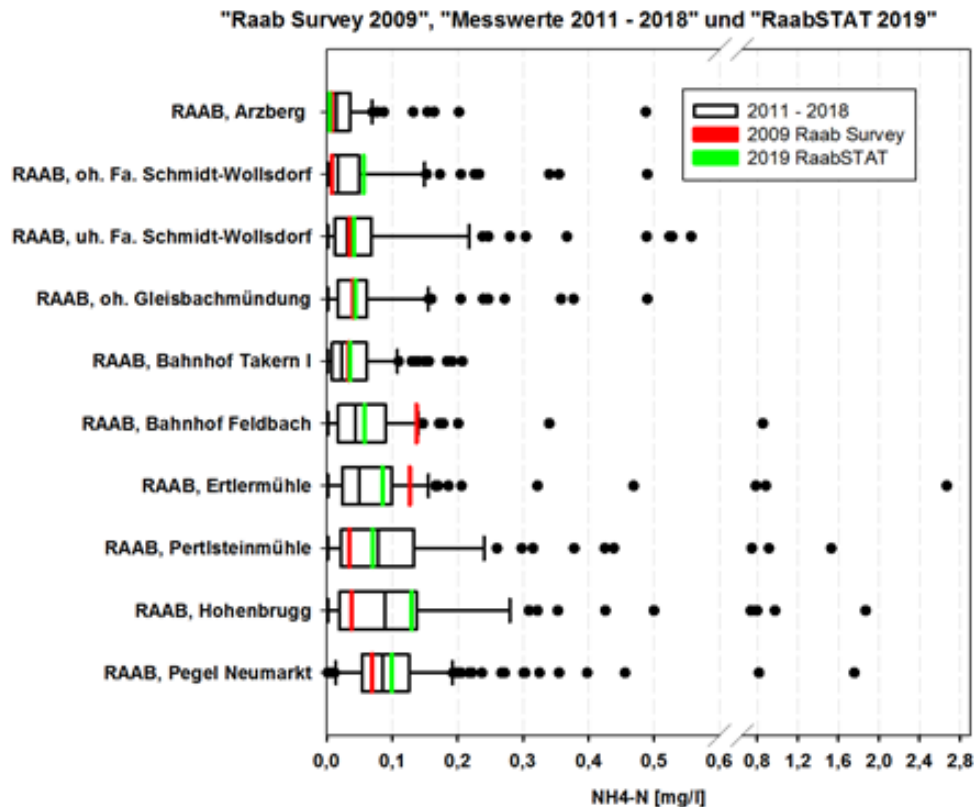


Abbildung 94: Vergleich der Messwerte von NH₄-N in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Die NH₄-N Konzentrationen steigen im Längsverlauf der Raab auf österreichischer Seite an und liegen als 5er bis 95er Perzentil in etwa zwischen 0,05 mg/l und 0,3 mg/l. Die größte Schwankungsbreite mit Ausreißern, die teilweise sehr hohe einzelne NH₄-N Konzentrationen erreichen, finden sich ab der Messstelle „Raab Ertlermühle“ und unterhalb. An diesen Messstellen lassen sich Einzelwerte von > 1 mg/l feststellen. Der Maximalwert wurde an der Messstelle „Raab Ertlermühle“ mit > 2,6 mg/l gemessen. Die Maximalwerte an den beschriebenen Messstellen wurden im Jänner 2016 gemessen. Andere Maximalwerte liegen bei 1 mg/l und deutlich darunter. Die 2009 und 2019 in Stichproben gemessenen Konzentrationen liegen im Bereich der 25er bis 75er Perzentile der Reihe 2010-2018, dabei unterschreiten die 2019er Werte trotz signifikant geringerem Verdünnungspotenzials teilweise die Stichproben von 2009. Bei den NH₄-N Konzentrationen zeigen sich vereinzelt Überschreitungen der Richtwerte, die sich häufig in den Gewässermessstellen unterhalb fortsetzen. Sie weisen auf erhöhte Punktquelleneinträge hin, die durch Störungen oder den Ausbau von Kläranlagen und den Reinigungsstufen verursacht sein könnten. Eine weitere Erklärung wären erhöhte diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, etwa nach Gülleaufbringung auf landwirtschaftliche Nutzflächen.

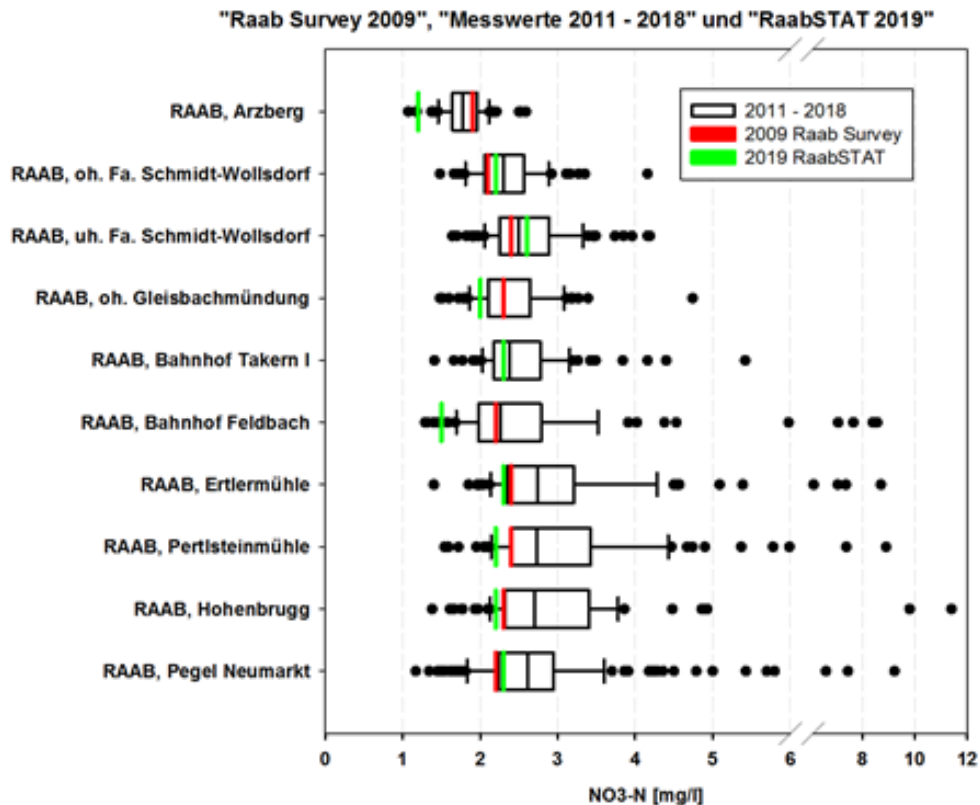


Abbildung 95: Vergleich der Messwerte von NO₃-N in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Die NO₃-N Konzentrationen nehmen im Längsverlauf der Raab zu. Die 25er bis 75er Perzentile liegen zwischen 1,7 mg/l und 3,5 mg/l. Die größten Schwankungsbreiten der 5er bis 95er Perzentile finden sich an den Messstellen Raab „Ertlermühle“ und „Raab Pertlsteinmühle“. Hier steigen die 95er Perzentile auf bis zu 4,5 mg/l NO₃-N an. Der typspezifische Richtwert für NO₃-N (guter Zustand) liegt an der Raab bei 5,5 mg/l und ist als 90er Perzentil geregelt. Es zeigt sich, dass ab der Messstelle „Bahnhof Feldbach“ Einzelwerte den Richtwert überschreiten können.

Die in den stichprobenartigen Erhebungen festgestellten Konzentrationen liegen 2009 im 25er bis 50er Perzentil der Reihe 2011-2018 und im Jahr 2019 noch einmal deutlich darunter, im 5er bis 25er Perzentil. Die niedrigen Konzentrationen sowohl bei erhöhten Punktquelleneinträgen während sehr niedriger Abflussbedingungen, weisen darauf hin, dass Punktquelleneinträge bei Normalbetrieb der Anlagen zu keinen signifikant hohen Belastungen der Raab führen dürften. Situationen, in denen diffuse Einträge (z. B. aus der Landwirtschaft) stark forciert werden, können dagegen vereinzelt zu deutlich erhöhten Belastungen der Raab führen.

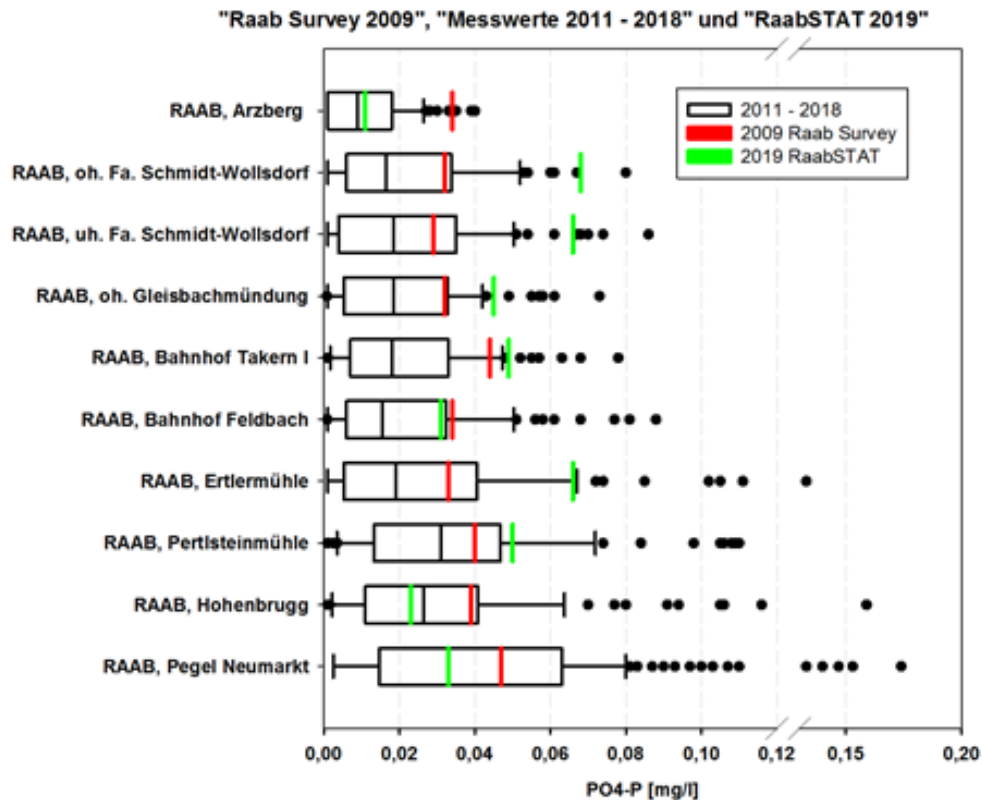


Abbildung 96: Vergleich der Messwerte von PO₄-P in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Der Richtwert für den guten Zustand für PO₄-P liegt (geregelt als 90er Perzentil) an allen Messstellen der Raab auf österreichischer Seite bei 0,2 mg/l. Es zeigt sich, dass dieser Werte auch in Einzel- und Extremwerten in den Jahren 2011 bis 2018 nicht überschritten wurde. Der ermittelte Maximalwert liegt in diesem Zeitraum bei 0,174 mg/l.

Grundsätzlich bleiben die ermittelten PO₄-P Konzentrationen zwischen der Messstelle „Raab oh. Firma Schmidt-Wollsdorf“ bis „Raab, Bahnhof Feldbach“ sehr konstant und liegen im 25er bis 75er Perzentil von 0,006 mg/l bis 0,035 mg/l. Ab „Raab, Ertlermühle“ steigen die Konzentrationen deutlich an und die Werte des 75er bis 95er Perzentil nehmen deutlich zu. Am klarsten ausgeprägt ist dies an der Messstelle, „Raab, Pegel Neumarkt“. Hier steigt das 95er Perzentil auf 0,08 mg/l an.

Die Konzentrationen der Stichproben aus dem Jahr 2019 liegen häufig oberhalb des 95er Perzentils und somit im obersten Wertebereich (jedoch alle < 0,08 mg/l), sind also noch nicht den Maximalwerten zuzuordnen. Die Stichproben von 2009 liegen eher im Bereich des 50er bis 75er Perzentils.

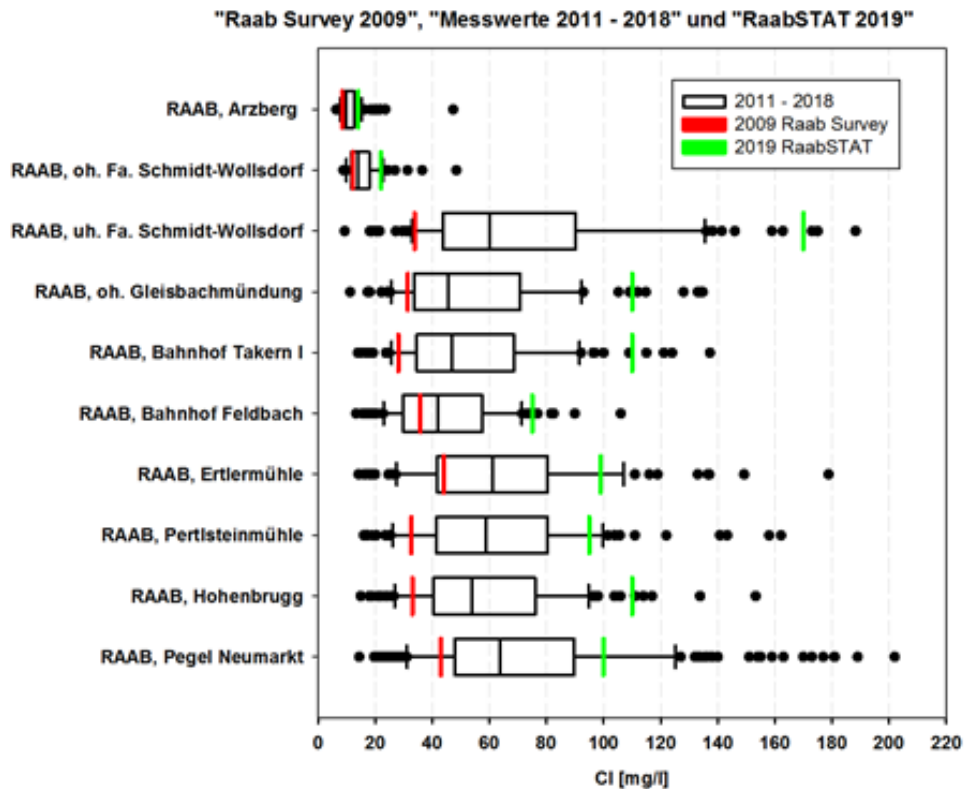


Abbildung 97: Vergleich der Messwerte von Chlorid in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018

Abbildung 97 verdeutlicht die statistische Verteilung der erfassten Chloridkonzentrationen im Längsprofil der Raab und die entsprechenden Konzentrationen der Stichtage von 2009 und 2019.

Es zeigt sich, dass sich die Chloridkonzentrationen im Jahr 2009 abflussbedingt meist im Bereich des 5er- und 25er Perzentils befinden. Bei Abflüssen deutlich über Mittelwasser entsprechen die Konzentrationen von 2009 den Erwartungen. Sie repräsentieren in der Daten-Stichmenge verhältnismäßig niedrige, aber keine extrem niedrigen Konzentrationen. Die Konzentrationen von 2019 repräsentieren dagegen bei Abflüssen, die häufig niedriger als ein mittleres jährliches Niederwasser liegen, bereits Extrembedingungen. Dementsprechend liegen sie häufig oberhalb des 95er Perzentils. Bei den weiter flussabwärts gelegenen Messstellen (ab Raab, Ertlermühle) liegen die Werte zwischen 95er- und 75er Perzentil, meist aber noch nahe am 95er Perzentil.

Die Darstellung verdeutlicht, dass es bei den stichprobenartigen Erhebungen im Jahr 2009 aufgrund der günstigen Abflusssituation (hohes Verdünnungspotenzial ohne akute hohe Beeinflussung durch Regenfälle und diffuse Stoffeinträge) im mehrjährigen Vergleich zur Entwicklung geringer Chloridkonzentrationen kommt. Im Jahr 2019 dagegen führen die sehr geringen Abflüsse (trotz im Vergleich zu 2009 abnehmender Frachten von Punktquellen für Chlorid sowie annähernd halbierten Gewässertagesfrachten) und bei zu vermutenden sehr geringen Einflüsse aus diffusen Quellen zu sehr hohen Konzentrationen.

4.3 Biologische Untersuchungen

4.3.1 Ergebnisse Phytobenthos

4.3.1.1 Allgemeine Charakteristik des Algenaufwuchses

Insgesamt wurden an den elf Untersuchungsstellen 186 Taxa festgestellt, wobei die Klasse der Kieselalgen (Bacillariophyceae) mit 157 Taxa bei Weitem die artenreichste Gruppe darstellte. Weiters traten 16 Blaualgen- (Cyanoprokaryota), sieben Grünalgen- (Chlorophyceae), vier Rotalgen- (Rhodophyceae) sowie je ein Gelbgrünalgen- (Xanthophyceae) und Jochalgen-Taxon (Zygnematophyceae) auf. Die Zahl der Taxa pro Probenstelle lag zwischen 50 und 73, wobei an den vier oberen Stellen der Raab (Arzberg bis Wollsdorf uh. Schmidt) jeweils 50-53 Taxa bestimmt wurden. Die übrigen Untersuchungsstellen an der Raab sowie die Lafnitz-Stelle wiesen jeweils 64-73 Taxa auf. Das Maximum wurde in der Raab bei St. Martin festgestellt.

Beinahe alle untersuchten Bereiche waren durch eine hohe Gesamtalgendeckung gekennzeichnet (65-95 %), lediglich an der Stelle Raab Mogersdorf war die Sohle nur zu 37 % mit Phytobenthos bewachsen. Hinsichtlich der Deckung war die Sammelgruppe der Nicht-Kieselalgen stärker vertreten als die Kieselalgen. Die Deckung der Nicht-Kieselalgen erreichte 50-75 % (Mogersdorf 22 %), jene der Kieselalgen 15-30 %. Ein Trend im Längsverlauf der Raab war dabei nicht zu beobachten.

Unter den Nicht-Kieselalgen sind folgende Taxa hervorzuheben:

Grünalgen: In der Raab bei Arzberg erreichte die weit verbreitete Fadenalge *Cladophora glomerata* einen Häufigkeitsanteil von fast 70 %. Auch im weiteren Verlauf der Raab zählte sie zu den häufigsten Algen, wobei ein tendenzieller Rückgang festzustellen war. So lag der Anteil dieser Art bei Mitterdorf bei ca. 50 %, an den fünf Stellen zwischen Wollsdorf und Ertlermühle bei ca. 20-40 % und bei St. Martin und Neumarkt bei 15 %. Bei Mogersdorf konnte sie nicht mehr gefunden werden. An der Untersuchungsstelle Lafnitz Eltendorf kam *Cladophora glomerata* etwa in dem Ausmaß wie bei St. Martin und Neumarkt vor (13 %). Die kalkinkrustierende Grünalge *Gongrosira incrustans* erreichte deutlich geringere Anteile und hatte ihren Schwerpunkt mit 25 % bei Mitterdorf. Beide genannten Arten sind keine guten Indikatoren für stoffliche Belastungen. Sie zeigen mäßige bis starke organische Verunreinigungen an und gelten als meso-eutraphent bzw. schwach eutraphent.

Blaualgen: *Pleurocapsa minor* trat als wichtiger Bestandteil in diversen Mischbeständen besonders häufig an den Raab-Standorten Wollsdorf uh. Schmidt, Bahnhof Takern I und Gniebing auf, wo Häufigkeitsanteile von 25-32 % unter den Nicht-Kieselalgen erreicht wurden. Auch an den anderen Stellen (mit Ausnahme der beiden oberen Raab-Untersuchungsstellen) war diese Art regelmäßig und stark vertreten (4-12 %). *Hydrococcus cesatii* (5-14 % ab Ertlermühle) und *Chroococcopsis gigantea* (3-8 % ab Ertlermühle) waren vor allem im Epipotamal der Raab und Lafnitz zu finden. Die genannten Arten sind als saprophil und meso-eutraphent eingestuft. Im Gegensatz dazu kamen die kalkinkrustierenden Blaualgen *Phormidium incrustatum* und *Homoeothrix crustacea* vermehrt im Meta- und Hyporhithral vor. *Phormidium incrustatum* erreichte hier Anteile von 5-14 %, *Homoeothrix crustacea* war bei Mitterdorf mit 15 % besonders häufig zu finden. Diese beiden Arten zeigen geringe bis mäßige organische Verunreinigungen an und gelten als meso-eutraphent. Deutliche Belastungszeiger unter den Blaualgen waren wesentlich seltener und wurden nur im unteren Bereich der österreichischen Raab und in der Lafnitz gefunden. Hier sind die eu-polytraphenten *Lyngbya martensiana*

und *Phormidium cf. aerugineo-caeruleum* zu nennen, die bei St. Martin, Neumarkt und Mogersdorf sowie in der Lafnitz bei Eltendorf auftraten.

Rotalgen: Als bedeutende Bestandteile von meist dunklen Mischbeständen kamen die Rotalgen *Audouinella chalybea* und *A. pygmaea* sehr verbreitet vor. Während sie an den beiden obersten Raab-Standorten Arzberg und Mitterdorf noch fehlten bzw. kaum vorhanden waren, betrug ihre Anteile in der Raab ab Wollsdorf und in der Lafnitz in Summe zwischen 16 % und 82 %. Dabei ist eine tendenzielle Zunahme im Längsverlauf zu beobachten: Wollsdorf uh. Schmidt und Bahnhof Takern I 16 %, Gniebing bis Neumarkt 42-49 %, Mogersdorf 82 %; Lafnitz Eltendorf 60 %. Die beiden *Audouinella*-Arten sind als stark abwassertolerant bis saprophil und eutraphent/schwach eu-polytraphent beschrieben.

Insgesamt zeigte die Verteilung der Nicht-Kieselalgen im Längsverlauf der Raab eine deutliche Zunahme der Indikatoren saprobieller und trophischer Belastungen.

Kieselalgen: Auch innerhalb der Kieselalgenzönosen traten longitudinale Verschiebungen in der Dominanzstruktur in Erscheinung. Bei Arzberg und Mitterdorf dominierten vergleichsweise geringe bzw. mäßige Belastungen anzeigende Taxa wie *Achnanthydium delmontii*, *A. minutissimum* Gruppe, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cymbella excisa*, *Navicula capitatoradiata*, *N. reichardtiana* und *N. tripunctata*. Im weiteren Verlauf der Raab-Fließstrecke (Wollsdorf oh. und uh. Schmidt, Bahnhof Takern I) erhöhte sich der Anteil der Nährstoffzeiger etwas. Als häufigste Taxa wurden *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Fallacia subhamulata*, *Navicula cryptotenella* und *N. tripunctata* festgestellt. Im oberen Bereich des Epipotamals (Gniebing, Ertlermühle) wurden verstärkt deutlichere Belastungsindikatoren gefunden. Als dominante Taxa erwiesen sich *Eolimna minima*, *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua* und *N. palea* var. *palea*. Schließlich gehörten im unteren Bereich der österreichischen Raab (St. Martin, Neumarkt, Mogersdorf) mit *Luticula goeppertiana* (nur bei Neumarkt), *Melosira varians*, *Navicula germainii*, *Nitzschia constricta* oder *N. sociabilis* erneut starke Belastungszeiger zu den dominanten Arten.

Die Lafnitz bei Eltendorf unterschied sich in ihrer Taxazusammensetzung von den Zönosen der Raab. Hier dominierte *Gomphonema minutum*, welche mäßige organische Verunreinigungen und mittlere bis höhere Nährstoffgehalte indiziert.

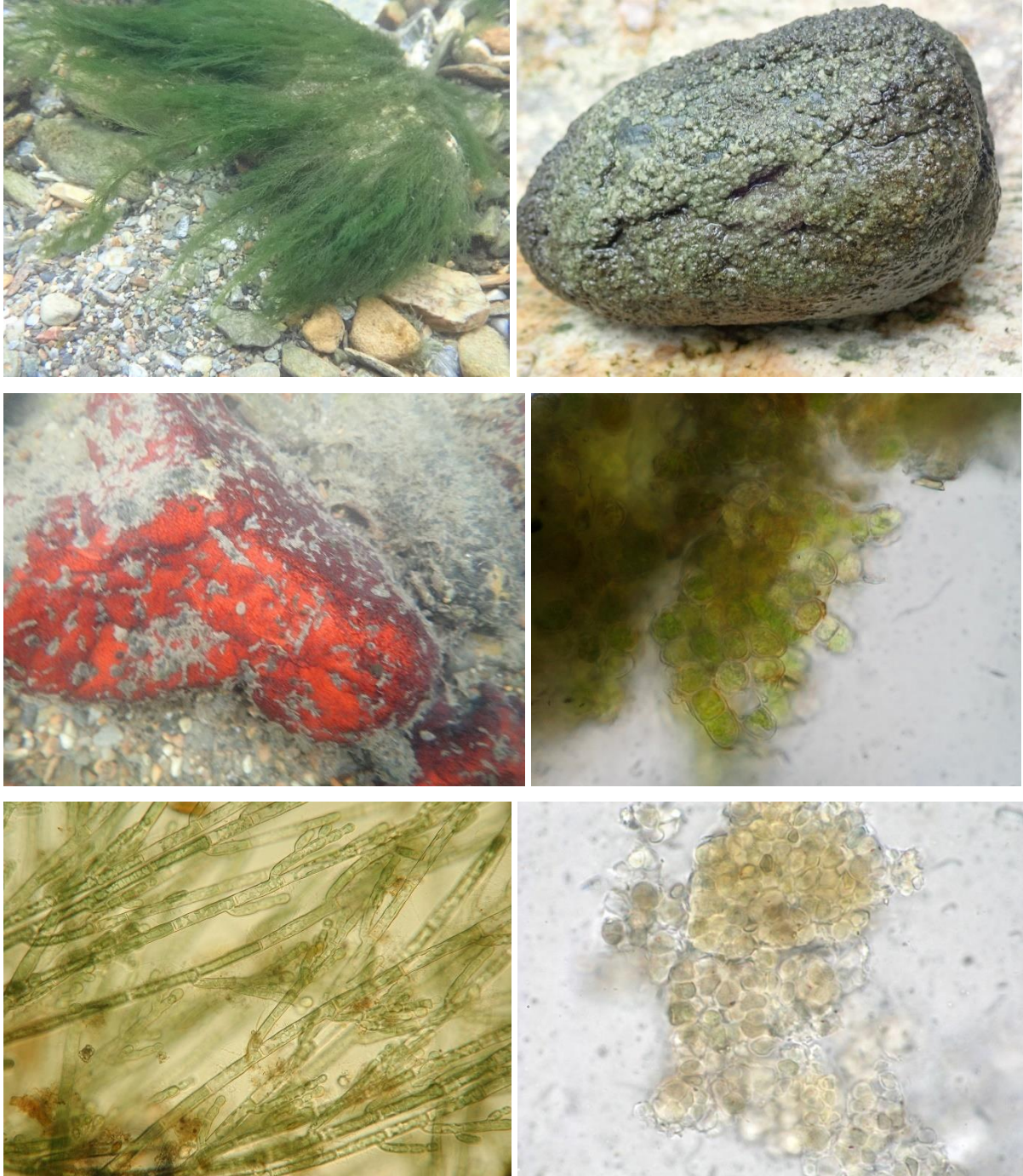


Abbildung 98: Häufige Vertreter des Phytobenthos in den untersuchten Bereichen der Raab und Lafnitz. Fädige Grünalge *Cladophora glomerata* (l.o.), Blaualgenkrusten von *Phormidium incrustatum* (r.o.), Rotalge *Hildenbrandia rivularis* (l. Mitte), Grünalge *Gongrosira incrustans* im Mikroskop (r. Mitte), Rotalge *Audouinella chalybea* im Mikroskop (l.u.), Blaualge *Pleurocapsa minor* im Mikroskop (r.u.)

4.3.1.2 Trophieindex im Längsverlauf

Die aus der Zusammensetzung der Phytobenthoszönosen errechneten Trophieindizes (TI) zeigten im Längsverlauf der Raab einen ansteigenden Trend. Bei Arzberg und Mitterdorf lagen sie bei 2,4 was auf eutrophe Verhältnisse hinweist. Zwischen Wollsdorf und Gniebing erreichte der TI Werte zwischen 2,5 und 2,7 (Grenze eutroph/eu-polytroph), zwischen Ertlermühle und Mogersdorf wurden TI-Werte von 2,8-2,9 (eu-polytroph) erhoben. Auch der TI an der Lafnitz-Stelle lag in diesem Bereich. Berechnet man die TI ausschließlich anhand der Kieselalgen, um die Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der Untersuchung von 2009 zu ermöglichen, so erhält man ähnliche Ergebnisse; nur die Untersuchungsstelle Raab Neumarkt wies 2019 einen deutlich höheren TI auf (3,09). Der Unterschied zwischen der Auswertung aller PHB-Taxa und der reinen Kieselalgenauswertung ist auf die Dominanz von *Luticola goeppertiana* zurückzuführen. Diese an keiner anderen Stelle auftretende Art weist einen Trophiewert von 3,3 und eine hohe Gewichtung von 4 auf.

Abbildung 99 zeigt den Längsverlauf der normierten EQR für das PHB-Modul Trophie im Vergleich zu den Werten von 2009. Aufgrund der seit 2018 gültigen Änderung der PHB-Bewertungsmethodik und der Tatsache, dass 2009 ausschließlich Kieselalgenaufnahmen stattfanden, wurden für diesen Vergleich normierte EQR-Werte berechnet und dafür nur die Kieselalgenbewertungen herangezogen. Die Abbildung veranschaulicht einerseits die schon anhand der Taxazusammensetzung beschriebene Erhöhung der Nährstoffbelastung im Längsverlauf der Raab (die mit einer Abnahme der nEQR-Werte einhergeht) und andererseits eine ab Gniebing deutlich zu erkennende Reduktion der nEQRs gegenüber den Ergebnissen von 2009.

Die nEQR-Werte der Stellen Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt indizieren 2019 die trophische Zustandsklasse *gut* (nEQR 0,60-0,80), für die meisten anderen Standorte die Zustandsklasse *mäßig* (nEQR 0,40-0,60). Einzig die Untersuchungsstelle Neumarkt lag gemäß der Kieselalgenauswertung in der Zustandsklasse *unbefriedigend* (nEQR 0,20-0,40). Im Jahr 2009 lagen alle Probenstellen der Raab sowie die Stelle der Lafnitz in oder knapp unterhalb der Zustandsklasse *gut*. Zur Bewertung dieser Unterschiede siehe Kap. 4.3.1.7 und 4.3.1.8.

Um methodische Unschärfen aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsweise 2009 und 2019 auszuschließen, wurden die Taxalisten von 2009 aktualisiert und die Daten mit der neuen PHB-Methode mittels Ecoprof 5.0 ausgewertet. Das Ergebnis ist ebenfalls in Abbildung 99 dargestellt (strichlierte Linie). Daraus ergibt sich, dass 2009 die Trophie bereits ab Mitterdorf, also im gesamten Verlauf der Fließstrecke der Raab, niedriger als 2019 war (d. h. alle vergleichbaren nEQR-Werte höher waren). Das bedeutet, dass die in den beiden Vergleichsjahren ähnlichen nEQR-Werte zwischen Mitterdorf und Takern I nur aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsmethode auftraten. Tatsächlich war die Trophie an allen Untersuchungsstellen 2019 höher als 2009.

PHB Trophieindex nEQR

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung

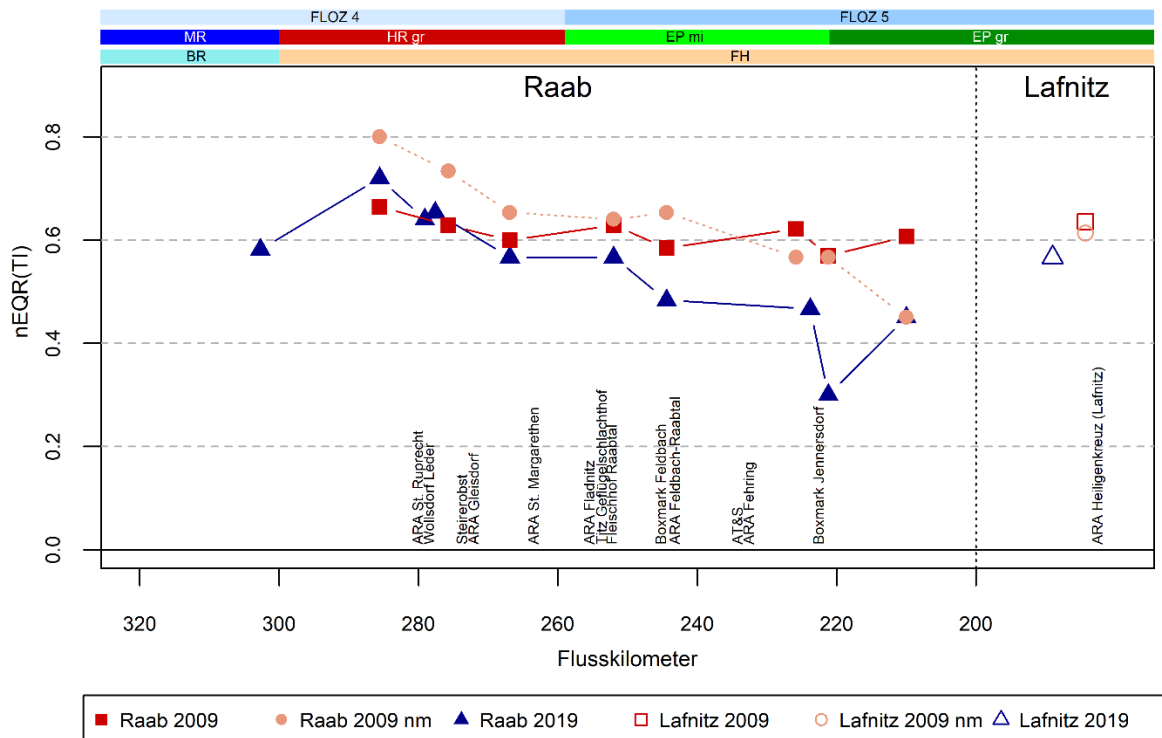


Abbildung 99: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Trophieindex (nur Kieselalgen) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT). Die wichtigsten Punktquellen sind unten an der entsprechenden Kilometrierung angegeben. Die farbigen Balken oben veranschaulichen die Veränderungen des Gewässertyps im Längsverlauf: Flussordnungszahl (FLOZ), biozönotische Region (MR = Metarhithral, HR gr = Hyporhithral groß, EP mi = Epipotamal mittel, EP gr = Epipotamal groß) und Bioregion (BR = Bergrückenlandschaft, FH = Östliche Flach- und Hügelländer). Die strichlierte Linie (nm) stellt die Neuberechnung der Ergebnisse aus 2009 mit der aktuellen Bewertungsmethode (Ecoprof 5.0) dar.

4.3.1.3 Saprobienindex im Längsverlauf

Der Vergleich der Saprobienindizes (SI) im Längsverlauf der Raab ergab Werte zwischen 2,0 und 2,1 zwischen Arzberg und Wollsdorf u. Schmidt, was der Güteklasse [GK] II entspricht. Zwischen Bahnhof Takern I und St. Martin wurden SI-Werte zwischen 2,1 und 2,2 berechnet (Grenze GK II und GK II-III). Bei Neumarkt betrug der SI 2,44 (GK II-III), bei Mogersdorf hingegen 2,05. Die Lafnitz bei Eltendorf erreichte einen TI von 2,14. Durchschnittlich etwas niedriger lagen die SI-Werte bei ausschließlicher Verwendung der Kieselalgen: 1,8-2,0 zwischen Arzberg und Wollsdorf u. Schmidt, 2,1-2,2 zwischen Bahnhof Takern I und St. Martin sowie bei Mogersdorf und Lafnitz Eltendorf. Die Untersuchungsstelle Neumarkt wich auch bei dieser Berechnung mit einem SI von 2,77 (GK III) deutlich von den anderen Standorten ab. Ähnlich wie beim Modul Trophie kann erneut die dominante Kieselalge *Luticola goeppertiana* mit einem Saprobiewert von 3,3 und einer Gewichtung von 3 für das abweichende Ergebnis verantwortlich gemacht werden.

Abbildung 100 zeigt den Längsverlauf der normierten EQR für das PHB-Modul Saprobie im Vergleich zu den Werten von 2009. Aufgrund der seit 2018 gültigen Änderung der PHB-Bewertungsmethodik und der Tatsache, dass 2009 ausschließlich Kieselalgenaufnahmen stattfanden, wurden für diesen Vergleich normierte EQR-Werte berechnet und dafür nur die Kieselalgenbewertungen herangezogen. Die Abbildung lässt 2019 einen schwach abnehmenden Trend und somit eine leicht steigende Tendenz organischer Belastungen im Längsverlauf der Raab erkennen. Der Ausreißer bei Neumarkt ist nur von lokaler Bedeutung, da bereits bei Mogersdorf wieder ein wesentlich höherer Wert vorliegt. Auffällig sind die (mit Ausnahme von Neumarkt) durchwegs höheren nEQR-Werte im Vergleich zu 2009.

Fast alle nEQR-Werte aus 2019 indizieren die saprobielle Zustandsklasse *gut* (nEQR 0.60-0.80). Raab Mitterdorf liegt im Bereich der Zustandsklasse *sehr gut* (nEQR 0.80-1.00), Raab Neumarkt im unteren Bereich der Zustandsklasse *mäßig* (nEQR 0.40-0.60). Im Jahr 2009 lagen alle nEQRs im Grenzbereich *gut/mäßig* bzw. in der Zustandsklasse *mäßig*.

Auch für das Modul Saprobie wurden die aktualisierten Taxalisten von 2009 mit der neuen PHB-Methode mittels Ecoprof 5.0 ausgewertet. Das Ergebnis ist ebenfalls in Abbildung 100 dargestellt (strichlierte Linie). Daraus ergibt sich, dass vor allem die im Hyporhithral gelegenen Stellen Mitterdorf, Gleisdorf und Takern I nach „oben“ korrigiert, also verbessert werden. Somit zeigen sich zwischen 2009 und 2019 in Bezug auf die saprobielle Bewertung des PHB meist nur geringe Unterschiede, sieht man von den „Ausreißern“ nach oben und unten bei Mitterdorf, Neumarkt und Mogersdorf ab. Die in diesem Bereich der Raab doch deutlich schlechteren Bewertungen nach der alten Methode sind demnach methodisch bedingt und für einen direkten Vergleich nicht ausreichend gut geeignet.

PHB Saprobienindex nEQR

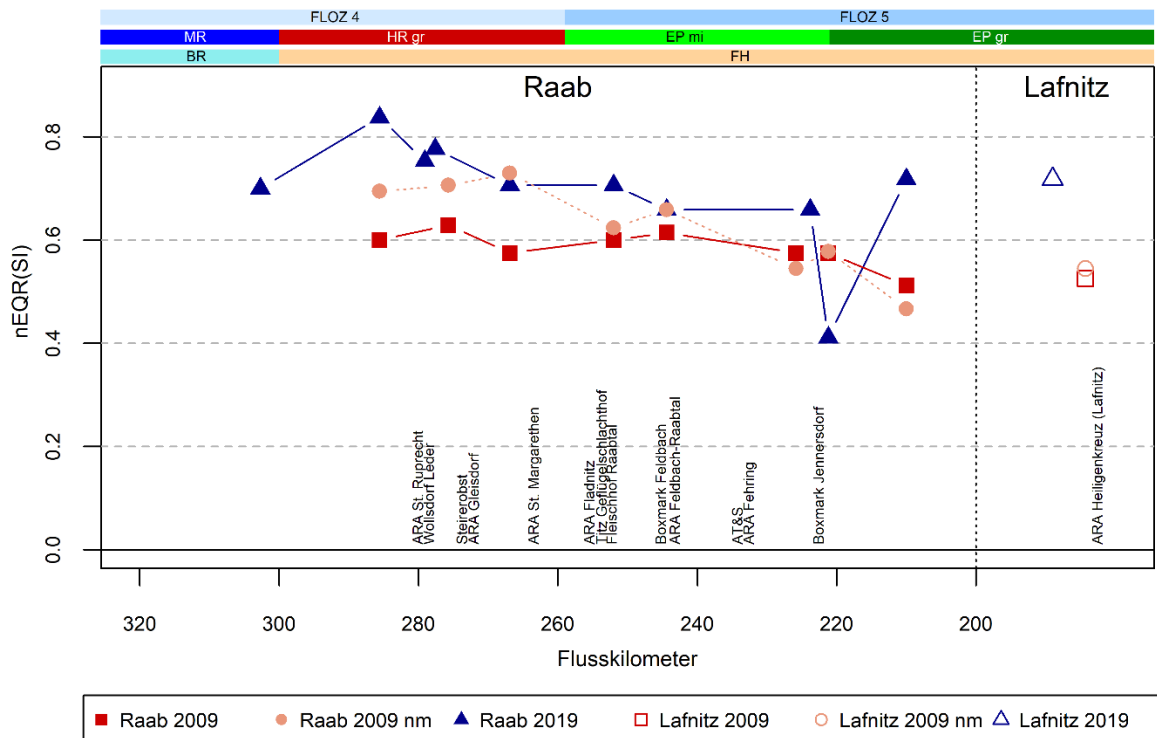


Abbildung 100: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Saprobienindex (nur Kieselalgen) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT). Die strichlierte Linie (nm) stellt die Neuberechnung der Ergebnisse aus 2009 mit der aktuellen Bewertungsmethode (Ecoprof 5.0) dar.

4.3.1.4 Referenzartenindex im Längsverlauf

Die Indikatoren beim Modul Referenzarten erweisen sich als relativ uneinheitlich, je nachdem, ob eine Auswertung mit allen Algenklassen oder nur mit Kieselalgen durchgeführt wird. Bei Verwendung aller Algengruppen lag der Anteil der Referenzarten an der Gesamtabundanz bei Arzberg bei nur 21 %, während er an den übrigen Stellen zwischen 37 % und 57 % betrug. Der Anteil der Referenzarten an der Gesamtartenzahl kam auf 25-45 %, wobei die obersten vier Untersuchungsstellen der Raab die höchsten Anteile zu verzeichnen hatten. Die reine Kieselalgenauswertung ergab Referenzarten-Anteile an der Gesamtabundanz von 25 % bis 44 % an den flussauf gelegenen Raab-Stellen Arzberg bis Bahnhof Takern I, während die anderen Stellen inkl. Lafnitz auf Anteile zwischen nur 4% (Neumarkt!) und 14 % kamen. In Relation zur Gesamtartenzahl lag der Anteil der Referenzarten zwischen Arzberg und Wollsdorf uh. Schmidt bei 32-34 %, bei Bahnhof Takern I bis St. Martin sowie Mogersdorf und Lafnitz Elterndorf bei 19-24 %, bei Neumarkt hingegen nur bei 12 %.

Abbildung 101 zeigt den Längsverlauf der normierten EQR für das PHB-Modul Referenzarten im Vergleich zu den Werten von 2009.

PHB Referenzartenindex nEQR

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung

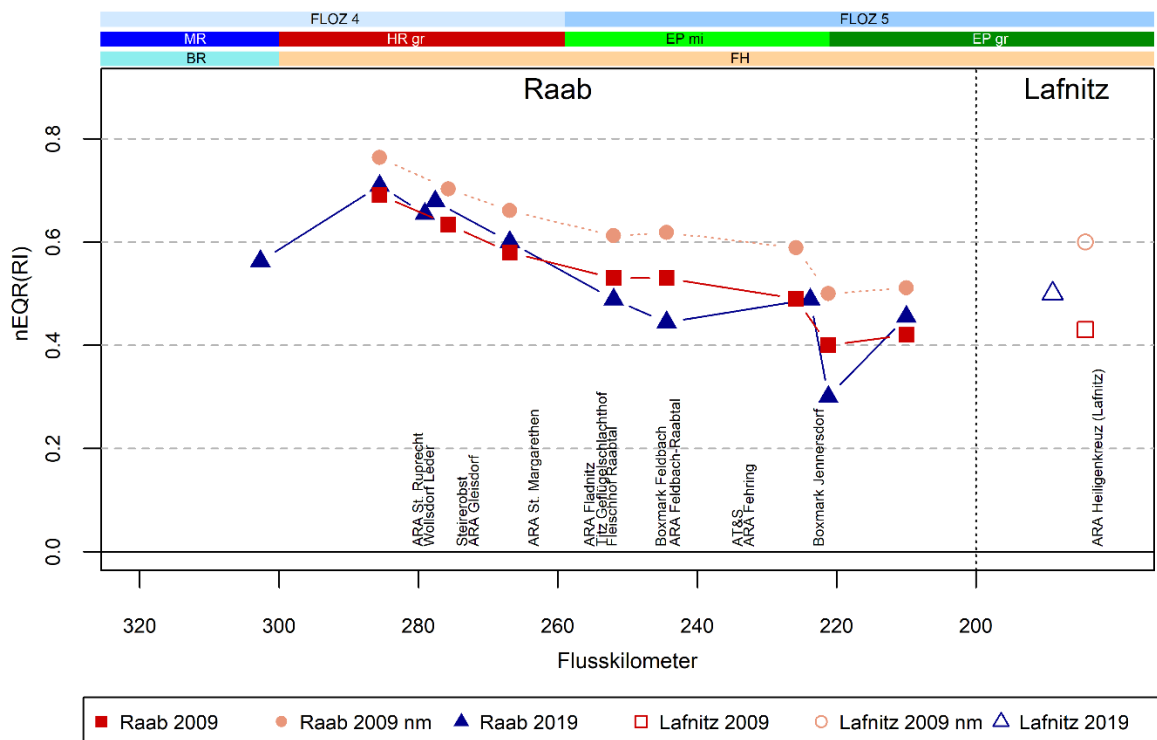


Abbildung 101: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Referenzartenindex (nur Kieselalgen) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT). Die strichlierte Linie (nm) stellt die Neuberechnung der Ergebnisse aus 2009 mit der aktuellen Bewertungsmethode (Ecoprof 5.0) dar.

Aufgrund der seit 2018 gültigen Änderung der PHB-Bewertungsmethodik und der Tatsache, dass 2009 ausschließlich Kieselalgenaufnahmen stattfanden, wurden für diesen Vergleich normierte EQR-Werte berechnet und dafür nur die Kieselalgenbewertungen herangezogen. Die Abbildung verdeutlicht eine tendenzielle Abnahme der Referenzarten im Längsverlauf der Raab 2019, wobei die Untersuchungsstellen Arzberg und Neumarkt etwas von der Trendlinie abweichen. Es fällt auf, dass zwischen den Vergleichsjahren 2009 und 2019 weitgehende Übereinstimmung herrscht.

Die nEQR-Werte der Standorte Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt sowie Bahnhof Takern I ergeben 2019 die Zustandsklasse *gut* (nEQR 0,60-0,80), Raab Neumarkt liegt innerhalb der Zustandsklasse *unbefriedigend* (nEQR 0,20-0,40). Für alle anderen Untersuchungsstellen wird 2019 die Zustandsklasse *mäßig* (nEQR 0,40-0,60) erhoben. 2009 lagen zwei nEQR-Werte im *guten* und alle anderen im *mäßigen* Zustandsbereich.

Auch für das Modul Referenzarten wurden die aktualisierten Taxalisten von 2009 mit der neuen PHB-Methode mittels Ecoprof 5.0 ausgewertet. Das Ergebnis ist ebenfalls in Abbildung 101 dargestellt (strichlierte Linie). Es zeigt sich, dass erwartungsgemäß (in Bezug auf die Referenzarten ist die neue Methode „toleranter“ als die alte) an allen Stellen bessere Ergebnisse auftraten. Die Neuberechnung zeigt (im Gegensatz zu den alten Ergebnissen) eine durchgehende Verringerung des nEQR-Werts

2019 im Vergleich zu 2009. Das manifestiert sich in drei Fällen (Gniebing, Ertlermühle, Neumarkt) auch in einer Verschlechterung der Zustandsklasse.

4.3.1.5 Vergleich Stelle Mogersdorf (Artenlisten und Methodikdiskussion)

An der Untersuchungsstelle Raab Mogersdorf fand am 18.09.2019 eine vergleichende Probenahme mit den ungarischen KollegInnen statt. Tabelle 26 und Tabelle 27 zeigen die Ergebnisse der PHB-Untersuchungen und die Taxalisten. Da die ungarische Methode eine reine Kieselalgen-Entnahme und -Bewertung vorsieht, beziehen sich die vergleichenden Auswertungen und Taxalisten ausschließlich auf die Kieselalgenzönose. Die Auswertung erfolgte nach der österreichischen Methode unter Verwendung des Programms Ecoprof 5.0, wobei die gelieferten Daten aus Ungarn nur die relativen Häufigkeitsanteile, nicht jedoch die gezählten Kieselalgeschalen umfassten. Ein weiterer Unterschied bestand darin, dass die ursprüngliche Taxaliste aus Ungarn auch planktische Formen wie zentrische Diatomeen sowie höhere taxonomische Einheiten wie Pennales spp. enthielt, die jeweils mittels Ecoprof nicht ausgewertet werden konnten und daher herausgerechnet wurden. Auf die Gesamtbewertung hat dieser Unterschied keinen Einfluss, wohl aber auf die Taxazahl.

Das Ergebnis zeigt ähnliche Werte beim Modul Saprobie (Österreich [Ö]: SI=2,1; Ungarn [U]: SI=2,0), welches in beiden Fällen die Zustandsklasse *gut* indiziert. Deutliche Unterschiede sind hingegen bei den Modulen Trophie und Referenzarten festzustellen. Der TI beträgt 2,93 (Ö) bzw. 2,6 (U), was eine Einstufung in die Zustandsklasse *mäßig* nach der österreichischen und in die Zustandsklasse *gut* nach der ungarischen Bearbeitung zur Folge hat. Bei den Referenzarten fällt der sehr niedrige Anteil an der Gesamtabundanz nach der österreichischen Bearbeitung auf (9%), während das ungarische Ergebnis einen Anteil von 43% aufweist. Trotz unterschiedlich hoher Taxazahlen (Ö: 59, U: 35) erweist sich der Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl mit 19% (Ö) bzw. 17% (U) hingegen als sehr ähnlich. In der Bewertung dieses Moduls indizieren die entsprechenden EQR-Werte von 0,18 bzw. 0,38 die Zustandsklasse *mäßig* (Ö) bzw. *gut* (U). Für die Gesamtbewertung nach der detaillierten PHB-Methode unter ausschließlicher Verwendung der Kieselalgen wird somit nach der österreichischen Bearbeitung für diese Untersuchungsstelle der *mäßige ökologische Zustand* angezeigt, während die ungarische Bearbeitung den *guten ökologischen Zustand* indiziert.

Tabelle 26: Vergleich der österreichischen mit den ungarischen Ergebnissen an der Stelle Raab Mogensdorf am 18.09.2019. Auswertung nach der österreichischen detaillierten PHB-Methode (Ecoprof 5.0) auf Basis der Kieselalgenzählungen.

Gewässer	Raab	Raab
Untersuchungsstelle (UST)	Mogensdorf AUT	Mogensdorf HUN
Datum von	18.09.2019	18.09.2019
Bioregion	FH - Östliche Flach- und Hügelländer (13)	FH - Östliche Flach- und Hügelländer (13)
Beteiligte Bioregionen:	BR, FH	BR, FH
Höhenstufe:	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)
Trophische Grundzustandsklasse	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2
Saprobielle Grundzustandsklasse	II	II
Bioregionstyp	H1	H1
Gezählte Kieselalgenindividuen (HUN: Summe rel. Anteile)	681	unbekannt
Anzahl Taxa gesamt	59	35
Anzahl Taxa auf Artniveau	59	30
Anzahl Taxa Referenzarten	11	5
Abundanz gesamt [%]	100	100
Abundanz auf Artniveau [%]	100	92,1
Abundanz Referenzarten [%]	9,4	40,04
Trophie-Index nach PFISTER et al. 2016	2,93	2,6
EQR Modul Trophie	0,4	0,53
Zustandsklasse Modul Trophie	mäßig (moderate)	gut (good)
Saprobitäts-Index nach PFISTER et al. 2016	2,1	2
EQR Modul Saprobie	0,77	0,81
Zustandsklasse Modul Saprobie	gut (good)	gut (good)
Rel. Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz	0,09	0,43
Rel. Anteil der Referenzartenanzahl an der Gesamtartenanzahl	0,19	0,17
EQR Modul Referenzarten	0,18	0,38
Zustandsklasse Modul Referenzarten	mäßig (moderate)	gut (good)
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)	gut (good)

Beim Vergleich der Taxalisten (Tabelle 27) zeigen sich große Unterschiede. Die dominanten Arten der österreichischen Bearbeitung sind *Nitzschia sociabilis* (12 %), *N. constricta* (10 %), *N. dissipata* (9 %) und *N. clausii* (7 %). Zusätzlich tritt eine größere Zahl weiterer Arten mit nennenswerten Häufigkeitsanteilen (> 1%) auf. Viele der häufigen Taxa zeigen hohe Nährstoffbelastungen an (meso-eutraphent bis eu-polytraphent) und sind nicht als Referenzarten eingestuft. Die ungarische Kieselalgenliste zeigt eine deutlich steilere Dominanzverteilung mit *Cocconeis placentula* Gruppe (24 %), *Reimeria sinuata* (12 %) und *Navicula tripunctata* (10 %) als bedeutendste Arten. Die genannten Taxa sind als meso-eutraphent bzw. schwach eutraphent beschrieben, die beiden häufigsten sind bioregionsspezifische Referenzarten.

Eine Analyse der Diatomeengesellschaften nach dem Konzept der ökologischen Gilden im Sinne von Passy (2007) ergibt in der österreichischen Probe eine stabile, gut entwickelte Struktur mit allen drei ökologischen Gilden: „low profile“ (überwiegend kleine oder langsam bewegliche Formen),

„*high profile*“ (überwiegend große, koloniebildende Formen) und „*motile*“ (überwiegend schnell bewegliche Formen). Die Zusammensetzung der Zönose indiziert eher geringe Störungen, stabile Substratbedingungen, hohe Nährstoffverfügbarkeit und eine ausreichende Entwicklungszeit. Dagegen ist die ungarische Probe von der „*low profile*“-Gilde dominiert, die in der Regel höhere Störungsintensität oder -häufigkeit, instabilere Substratbedingungen, schwache Lichtverhältnisse, Nährstoffarmut oder eine geringe Expositionszeit anzeigt. Der Grund für die unterschiedliche Zusammensetzung der zur gleichen Zeit entnommenen Kieselalgenproben liegt in einer unterschiedlichen Probenahmestrategie. Während der ungarische Probenehmer relativ unselektiv wenige Steine beprobte, erfolgte die Auswahl des österreichischen Bearbeiters selektiver und aus verschiedenen Bereichen innerhalb des Untersuchungsabschnitts der Raab. Die weitaus höhere Taxazahl in der österreichischen Probe (59 gegenüber 35) unterstützt diese Interpretation. Der Vergleich verdeutlicht die große Bedeutung der Probenahme für die Beurteilung von Fließgewässern anhand des Phytobenthos. Vergangene und zukünftige Ergebnisvergleiche müssen daher auch unter diesem Aspekt betrachtet werden. Im Sinne einer Interkalibrierung sollte ein noch stärkerer Fokus auf die Probenahmemethodik gelegt werden.

Tabelle 27: Vergleich der österreichischen mit der ungarischen Kieselalgen-Taxaliste sowie die jeweiligen Anteile der einzelnen Taxa an der Stelle Raab Mogersdorf am 18.09.2019. Planktische Formen wie zentrische Diatomeen und höhere taxonomische Kategorien (Pennales spp.) sind in dieser Liste nicht enthalten.

Raab Mogersdorf		Österreich	Ungarn
Taxa	Synonym	Rel. %	Rel. %
<i>Achnanthydium pyrenaicum</i>	<i>A. cf. biasoletianum</i>	0,29	1,05
<i>Amphora ovalis</i>			3,05
<i>Amphora pediculus</i>		3,67	5,16
<i>Amphora sp.</i>			0,32
<i>Cocconeis pediculus</i>			0,74
<i>Cocconeis placentula Gruppe</i>			24,11
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>		2,35	
<i>Craticula halophila</i>	<i>Navicula halophila</i>		3,47
<i>Cymatopleura solea var. solea</i>		0,29	
<i>Diatoma moniliformis ssp. moniliformis</i>			0,32
<i>Diploneis oculata</i>		0,15	
<i>Eolimna minima</i>		0,29	
<i>Fallacia lenzii</i>		1,47	
<i>Fallacia subhamulata</i>		1,47	
<i>Fragilaria gracilis</i>		0,29	
<i>Fragilaria parasitica var. subconstricta</i>		0,29	
<i>Fragilaria pectinalis</i>		0,29	
<i>Fragilaria pinnata</i>			0,74
<i>Fragilaria tenera</i>		0,88	
<i>Fragilaria ulna var. ulna</i>		0,59	
<i>Gomphonema sp.</i>			1,05
<i>Gyrosigma acuminatum</i>		1,47	
<i>Gyrosigma attenuatum</i>		0,15	
<i>Gyrosigma obtusatum</i>	<i>G. scalproides</i>	2,2	2,42
<i>Gyrosigma sciotoense</i>	<i>G. nodiferum</i>	0,59	2,11
<i>Gyrosigma sp.</i>			2,42
<i>Halamphora montana</i>		0,29	
<i>Hantzschia amphioxys</i>		0,29	
<i>Hippodonta capitata</i>	<i>Navicula capitata var. capitata</i>	0,29	0,74
<i>Hippodonta neglecta</i>		0,29	
<i>Luticola ventricosa</i>	<i>Navicula mutica var. ventricosa</i>		0,74
<i>Melosira varians</i>		2,2	1,37
<i>Navicula amphiceropsis</i>		0,59	
<i>Navicula antonii</i>	<i>N. menisculus var. grunowii</i>	1,91	1,37
<i>Navicula capitatoradiata</i>			2,11
<i>Navicula cryptotenella</i>		1,03	1,68
<i>Navicula erifuga</i>		0,44	

Raab Mogersdorf		Österreich	Ungarn
Taxa	Synonym	Rel. %	Rel. %
<i>Navicula germainii</i>		3,23	
<i>Navicula gregaria</i>		4,41	
<i>Navicula lanceolata</i>		1,47	1,68
<i>Navicula menisculus</i>			3,79
<i>Navicula microcari</i>		0,59	
<i>Navicula cf. phyllepta</i>			0,32
<i>Navicula rostellata</i>	<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>	2,2	1,37
<i>Navicula simulata</i>		0,88	
<i>Navicula</i> sp.			2,74
<i>Navicula tripunctata</i>		4,26	10,32
<i>Navicula trivialis</i>			0,74
<i>Navicula vandamii</i>		2,06	
<i>Navicula viridula</i> var. <i>viridula</i>		0,29	3,47
<i>Nitzschia angustatula</i>		0,29	
<i>Nitzschia clausii</i>		7,2	
<i>Nitzschia communis</i>		0,59	
<i>Nitzschia constricta</i>		9,99	
<i>Nitzschia debilis</i>		0,15	
<i>Nitzschia dissipata</i> ssp. <i>dissipata</i>		8,52	0,74
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i>		0,44	
<i>Nitzschia fonticola</i>		1,47	
<i>Nitzschia frequens</i>		0,59	
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>inconspicua</i>	<i>N. inconspicua</i>		0,74
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i>		1,17	
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>palea</i>		4,99	
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>tenuirostris</i> sensu		0,73	
<i>Nitzschia recta</i>			0,32
<i>Nitzschia sociabilis</i>		11,6	0,74
<i>Nitzschia solita</i>		0,73	
<i>Nitzschia</i> sp.			1,37
<i>Nitzschia supralitorea</i>		0,44	
<i>Planothidium frequentissimum</i>		0,88	
<i>Reimeria sinuata</i>		0,73	12,42
<i>Reimeria uniseriata</i>		0,29	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		3,67	3,47
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>pupula</i>	<i>Navicula pupula</i>	0,59	0,74
<i>Surirella angusta</i>		0,73	
<i>Surirella helvetica</i>		0,29	
<i>Surirella minuta</i>		0,29	
<i>Surirella tenera</i>		0,15	
		59 Taxa	35 Taxa

4.3.1.6 Plausibilitätsprüfung der ökologischen Bewertung

Die Bewertungsergebnisse der Untersuchungsstellen der Raab und der Lafnitz von 2019 sind in Tabelle 28 zusammengefasst. Die Module Trophieindex (TI), Saprobienindex (SI), Referenzartenindex (RI) sind separat mit den EQR und den normierten EQR (nEQR) ausgewiesen. Die letzte Spalte gibt die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) an. Die Auswertungen sind für die gesamte Algenzönose (NKA+KA) und nur für die Kieselalgen (KA) dargestellt.

Tabelle 28: Zustandsbewertung anhand des Phytobenthos (PHB) für die drei Metrics Trophieindex (TI), Saprobienindex (SI) und Referenzartenindex (RI), für die jeweilige Zustandsklasse (Kl.) sowie Gesamtbewertung (ÖZK) im September 2019. EQR = ecological quality ratio, nEQR = normierte EQR. Oben: Auswertung nur anhand der Kieselalgen (KA), unten: Auswertung anhand des gesamten Phytobenthos (KA+NKA)

September 2019										
PHB (nur KA)										
Untersuchungsstelle	TI EQR	TI nEQR	TI-Kl.	SI EQR	SI nEQR	SI-Kl.	RI EQR	RI nEQR	RI-Kl.	ÖZK
Raab - Arzberg	0,57	0,58	3	0,80	0,70	2	0,41	0,56	3	3
Raab - Mitterdorf	0,58	0,72	2	0,87	0,84	1	0,49	0,71	2	2
Raab - Wollsdorf oh. Schmidt	0,52	0,64	2	0,80	0,75	2	0,40	0,65	2	2
Raab - Wollsdorf uh. Schmidt	0,53	0,65	2	0,82	0,78	2	0,44	0,68	2	2
Raab - Takern	0,47	0,57	3	0,76	0,71	2	0,31	0,60	2	2
Raab - Gniebing	0,47	0,57	3	0,76	0,71	2	0,21	0,49	3	3
Raab - Ertlermühle	0,42	0,48	3	0,72	0,66	2	0,17	0,44	3	3
Raab - St. Martin	0,41	0,47	3	0,72	0,66	2	0,21	0,49	3	3
Raab - Neumarkt	0,35	0,30	4	0,50	0,41	3	0,10	0,30	4	4
Raab - Mogersdorf	0,40	0,45	3	0,77	0,72	2	0,18	0,46	3	3
Lafnitz - Eltendorf	0,47	0,57	3	0,77	0,72	2	0,22	0,50	3	3
PHB (KA+NKA)										
Untersuchungsstelle	TI EQR	TI nEQR	TI-Kl.	SI EQR	SI nEQR	SI-Kl.	RI EQR	RI nEQR	RI-Kl.	ÖZK
Raab - Arzberg	0,55	0,51	3	0,75	0,64	2	0,37	0,45	3	3
Raab - Mitterdorf	0,60	0,68	2	0,82	0,78	2	0,55	0,66	2	2
Raab - Wollsdorf oh. Schmidt	0,50	0,55	3	0,77	0,72	2	0,60	0,69	2	2*
Raab - Wollsdorf uh. Schmidt	0,57	0,64	2	0,79	0,74	2	0,65	0,73	2	2
Raab - Takern	0,52	0,57	3	0,74	0,68	2	0,46	0,60	2	2
Raab - Gniebing	0,50	0,55	3	0,75	0,69	2	0,50	0,63	2	3
Raab - Ertlermühle	0,46	0,49	3	0,72	0,66	2	0,45	0,59	3	3
Raab - St. Martin	0,47	0,51	3	0,75	0,69	2	0,49	0,62	2	3
Raab - Neumarkt	0,41	0,43	3	0,63	0,56	3	0,43	0,57	3	3
Raab - Mogersdorf	0,46	0,49	3	0,79	0,74	2	0,51	0,63	2	3
Lafnitz - Eltendorf	0,46	0,49	3	0,75	0,69	2	0,51	0,63	2	3

* Gesamtbewertung bei Raab - Wollsdorf oh. Schmidt (KA+NKA) mittels expert judgement

Plausibilitätsprüfungen:

- **Raab - Arzberg:** Gesamtbewertung **mäßig** (zu beachten: im Vergleich mit den anderen Probenstellen liegen hier bessere Grundzustandsklassen vor, da diese Stelle als einzige in der Bioregion „Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen“ liegt.)

Trophie (knapp) und Referenzarten (klar) **mäßig**, Saprobie **gut**. NKA: 69 % *Cladophora glomerata*; KA: *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Navicula tripunctata*, *Achnanthydium delmontii* (invasive Art). Dominante Arten sind meso-eutraphent bzw. eutraphent -> Nährstoffzeiger. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel!**

- **Raab - Mitterdorf:** Gesamtbewertung **gut**

Alle Module **gut**, **Bewertung plausibel**. Mittlerer bis leicht erhöhter Belastungsgrad.

- **Raab - Wollsdorf oh. Schmidt:** Gesamtbewertung **mäßig**. Reine Kieselalgenbewertung **gut**

Trophie **mäßig** (EQR mit 0,50 knapp unter **gut**, könnte ab 0,51 aufgewertet werden!), Saprobie und Referenzarten **gut**. *Expert judgement*: Aufgrund der Taxazusammensetzung und Ähnlichkeit zu Wollsdorf uh. Schmidt ist die **Bewertung unplausibel! Korrektur** in den **guten ökologischen Zustand!**

- **Raab - Wollsdorf uh. Schmidt:** Gesamtbewertung **gut**

Alle Module **gut**. **Bewertung plausibel**.

- **Raab - Bhf. Takern I:** Gesamtbewertung **gut**

Trophie **mäßig** (EQR mit 0,52 knapp unter **gut**, kann aber aufgewertet werden), Saprobie und Referenzarten **gut**. EQR Referenzarten mit 0,46 an Untergrenze von **gut**. Taxazusammensetzung ähnlich wie oh. und uh. Wollsdorf. Im Vergleich mit oberhalb gelegenen Stellen leichte Zunahme an Belastungszeigern. **Bewertung plausibel, aber an der Grenze zu mäßig!**

- **Raab - Gniebing:** Gesamtbewertung **mäßig**

Trophie **mäßig** (EQR mit 0,50 knapp unter Grenze zu **gut**, könnte ab 0,51 aufgewertet werden!), Saprobie und Referenzarten **gut**. Taxazusammensetzung ähnlich den oberhalb gelegenen Stellen, allerdings höhere Anteile von Belastungszeigern (v. a. KA *Eolimna minima* und *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua*)! Eutraphente Arten dominieren. **Bewertung plausibel, aber an Grenze zu gut!**

- **Raab - Ertlermühle:** Gesamtbewertung **mäßig**

Trophie und Referenzarten **mäßig** (jeweils niedrigerer EQR-Wert als bei Gniebing und oberhalb), Saprobie **gut**. NKA: *Cladophora glomerata*, *Audouinella chalybea*, *A. pygmaea*; KA: *Eolimna minima*, *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua*, *N. palea* var. *palea*. Deutliche Trophiezeiger (eutraphent). **Bewertung plausibel**.

- **Raab - St. Martin:** Gesamtbewertung **mäßig**

Trophie **mäßig**, Saprobie und Referenzarten *gut*. Veränderte Taxadominanz (NKA *Audouinella pygmaea*, KA *Navicula germainii*) gegenüber den oberhalb gelegenen Stellen. Eutraphente Arten dominieren. **Bewertung plausibel.**

- **Raab - Neumarkt:** Gesamtbewertung **mäßig**. Reine Kieselalgenbewertung **unbefriedigend!**

Alle drei Module **mäßig**. EQR Trophie 0,41 nahe Zustandsklasse **unbefriedigend**. Dominante KA: *Luticola goeppertiana* (indiziert starke bis sehr starke organische Verunreinigungen und Nährstoffbelastungen, eu-polytraphent!) und *Melosira varians*. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel, Kieselalgenbewertung bedingt plausibel.**

- **Raab - Mogersdorf:** Gesamtbewertung **mäßig**

Trophie deutlich **mäßig**, Saprobie und Referenzarten *gut*. Verbesserung gegenüber Neumarkt in allen drei Modulen. NKA: 82 % *Audouinella pygmaea*; KA: *Nitzschia clausii*, *N. constricta*, *N. dissipata*, *N. palea*, *N. sociabilis*. Großteils eutraphente und eu-polytraphente KA. Gegenüber Neumarkt stark veränderte Taxazusammensetzung. **Bewertung plausibel.**

- **Lafnitz - Eltendorf:** Gesamtbewertung **mäßig**

Trophie deutlich **mäßig**, Saprobie und Referenzarten *gut*. NKA: *Audouinella chalybea*, *A. pygmaea*, *Cladophora glomerata*; KA: 24 % *Gomphonema minutum*. Meso-eutraphente und eutraphente Arten dominieren, auch einige eu-polytraphente. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

Die Gesamtauswertungen, die ausschließlich auf den Kieselalgenaufnahmen basieren, stimmen in den beprobten Bereichen im Wesentlichen mit jenen aller Algenklassen überein. Eine Ausnahme stellt die Untersuchungsstelle Raab Neumarkt dar, an der die Kieselalgenauswertung den **unbefriedigenden ökologischen Zustand**, die Berechnung anhand aller Algenklassen hingegen den **mäßigen ökologischen Zustand** ergibt. Aufgrund der Taxazusammensetzung ist die Gesamtbewertung an dieser Stelle plausibel, die Kieselalgenbewertung bedingt plausibel. Die Phytobenthoszönose liegt im Grenzbereich **mäßig/unbefriedigend**.

4.3.1.7 Zeitreihe 2009-2019

In den Kapiteln 4.3.1.2, 4.3.1.3 und 4.3.1.4 sind Vergleiche der normierten EQR-Werte für die Module Trophie, Saprobie und Referenzarten aus den Untersuchungsprogrammen Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 dargestellt. Aus den Jahren dazwischen liegen allerdings noch weitere Ergebnisse vor (GZÜV, Landesmessstellen), sodass für das Phytobenthos der Raab und der Lafnitz eine Zeitreihe der Jahre 2009–2019 erstellt werden kann. Da Algen als Primärproduzenten in erster Linie als Trophieindikatoren dienen, liegt der Schwerpunkt der folgenden Zusammenstellung vorwiegend auf diesem Aspekt.

Abbildung 102 und Abbildung 103 zeigen einen Vergleich der normierten EQR-Werte der Trophieindizes im Längsverlauf der Raab und der Lafnitz innerhalb der letzten elf Jahre. Dabei können folgende Beobachtungen gemacht werden:

- Tendenzielle Zunahme der Trophie im Längsverlauf in allen Jahren
- Teilweise erhebliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren
- Tendenzielle Verbesserung von 2009 bis 2013
- Tendenzielle Verschlechterung in den Jahren 2013 bis 2019
- 2014 Ausreißer nach unten (= hohe Trophie)

2013 wurden insgesamt die höchsten nEQR-Werte festgestellt, wobei an manchen Stellen sogar die Zustandsklasse *sehr gut* im trophischen Bereich erhoben wurde. In diesem Jahr ergab auch die Gesamtbewertung nach dem Qualitätselement Phytobenthos an drei Stellen (Raab Mitterdorf, Raab Gleisdorf, Lafnitz St. Gotthard) den *sehr guten ökologischen Zustand*. Die Untersuchung 2019 erwies sich im Vergleich zu den anderen Jahren hingegen als diejenige mit den durchschnittlich schlechtesten (= höchsten) Trophieindizes (gemeinsam mit 2014).

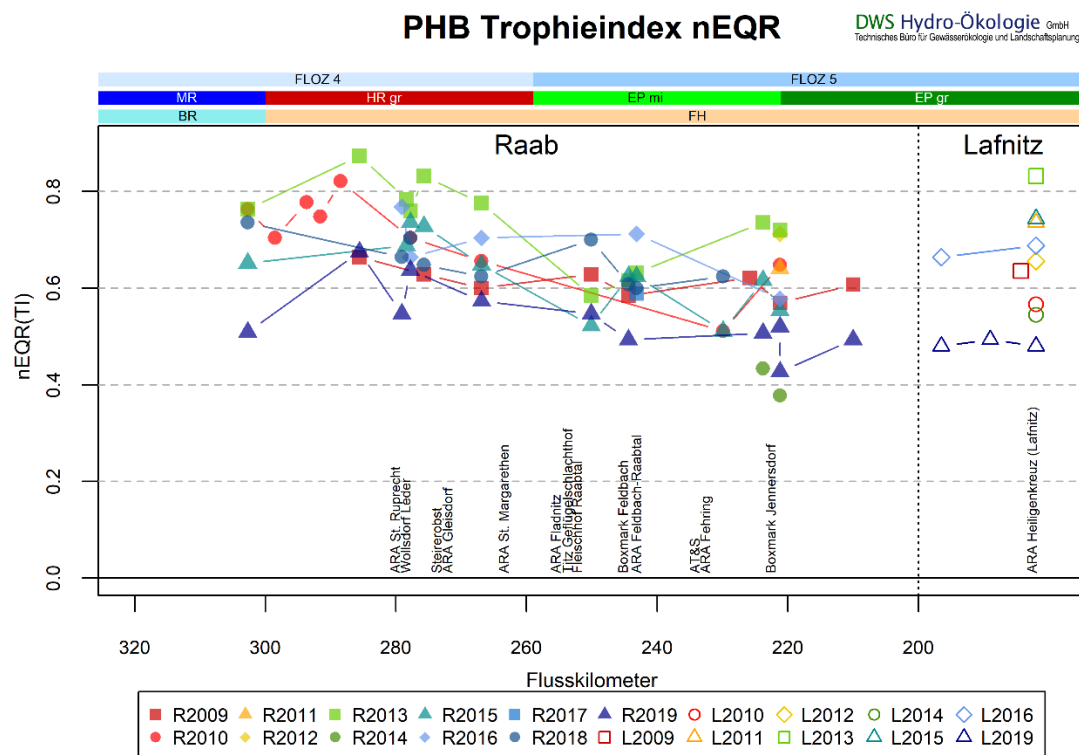


Abbildung 102: Längsverlauf der normierten EQRs (nEQR) des Phytobenthos-Trophieindex in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019 (Legende: R für Raab bzw. L für Lafnitz + Jahr)

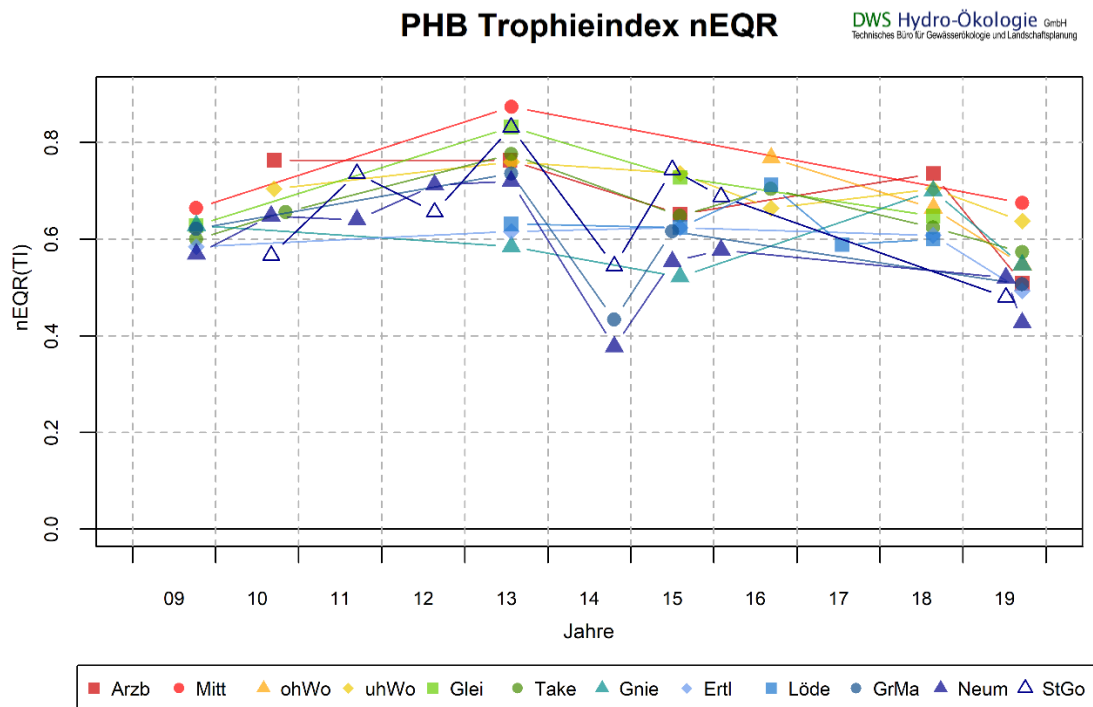


Abbildung 103: Zeitreihe der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Trophieindex in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019. Arzb = Arzberg, Mitt = Mitterdorf, oh/uhWo = oberhalb/unterhalb Wollsdorf, Glei = Gleisdorf, Take = Takern I, Gnie = Gniebing, Ertl = Ertlermühle, Löde = Lödersdorf, GrMa = Gritsch/St. Martin, Neum = Neumarkt, StGo = St. Gotthard

Im Folgenden werden die PHB-Ergebnisse einzelner Untersuchungsstellen im zeitlichen Verlauf miteinander verglichen:

o **Raab - Arzberg:**

Gesamtbewertung 2010, 2013 und 2018 *gut*, 2015 und 2019 *mäßig*.

2019 ähnliches Artenspektrum, aber unterschiedliche Häufigkeitsverteilung im Vergleich zu früheren Jahren. 2015 und 2018 wesentlich weniger *Cladophora*. TI von 2,44 im Jahr 2019 mit Abstand am höchsten. Modul Trophie in den anderen Jahren durchwegs *gut*, 2019 *mäßig*.

o **Raab - Mitterdorf:**

Gesamtbewertung 2009 *gut*, 2013 *sehr gut*, 2019 *gut* (2009 und 2019: alle Module *gut*, 2013 alle Module *sehr gut*). 2013 andere Taxadominanz (NKA: *Phaeodermatium rivulare*, KA: *Achnanthydium pyrenaicum*).

o **Raab - Wollsdorf oh. Schmidt:**

Gesamtbewertung 2016 und 2018 *gut*, 2019 *mäßig* (expert judgement *gut*).

Trophie 2019 *mäßig* (EQR mit 0,50 knapp unter *gut*, könnte ab 0,51 aufgewertet werden!), 2016 und 2018 *gut*.

o **Raab - Wollsdorf uh. Schmidt:**

Gesamtbewertung 2010, 2013, 2015, 2016, 2018 und 2019 *gut*.

TI-Werte in allen Jahren relativ einheitlich (2,23–2,58), kein zeitlicher Trend, Trophiebewertung immer *gut*.

o **Raab - Bhf. Takern I:**

Gesamtbewertung 2009 *mäßig*, 2010, 2013, 2015, 2016, 2018 und 2019 *gut*.

Trophie 2009-2018 immer *gut*, 2019 *mäßig* (aber knapp unter Klassengrenze).

o **Raab - Gniebing:**

Gesamtbewertung 2018 *gut*, 2009, 2013, 2015 und 2019 *mäßig*.

Trophie 2009 und 2018 *gut*, sonst immer *mäßig* (2019 EQR mit 0,50 knapp unter Grenze zu *gut*, könnte ab 0,51 aufgewertet werden).

2018 nur KA-Bewertung, andere Dominanzstruktur (*Amphora pediculus* als häufigste Art), 2019 höhere Anteile von Belastungszeigern (*Eolimna minima* und *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua*).

o **Raab - Ertlermühle:**

Gesamtbewertung 2009, 2013, 2015, 2018 und 2019 *mäßig*.

2009 und 2019 Trophie *mäßig*, sonst immer *gut*. Referenzarten in allen Jahren *mäßig*, Saprobie außer 2013 immer *gut*.

o **Raab - St. Martin:**

Gesamtbewertung 2015 *gut*, 2013, 2014 und 2019 *mäßig*.

Trophie 2013 und 2015 *gut*, 2014 und 2019 *mäßig*, Saprobie und Referenzarten *gut*. Im Vergleich zu früheren Bewertungen 2019 Trophie etwas schlechter, Referenzarten besser (*gut* im Vergleich zu *mäßig* bzw. unbefriedigend).

o **Raab - Neumarkt:**

Gesamtbewertung 2012 *gut*, 2014 *unbefriedigend*, 2009–2011, 2013, 2015–2019 *mäßig*.

2019 alle drei Module *mäßig*. EQR Trophie 0,41 nahe Zustandsklasse *unbefriedigend*. Trophiebewertung in den Jahren 2010-2013 durchgehend *gut*, 2014 *unbefriedigend* (Kieselalgen-auswertung), 2015–2019 *mäßig*. Saprobie im Vergleich zu früheren Untersuchungen nur *mäßig* (2010–2018 *gut*).

o **Raab - Mogersdorf:**

Gesamtbewertung 2009 und 2019 *mäßig*.

2009 Trophie *gut*, Saprobie und Referenzarten *mäßig*. 2019 Trophie deutlich *mäßig*, Saprobie und Referenzarten *gut*.

2009 *Amphora pediculus* häufigste KA, 2019 *Nitzschia clausii*, *N. constricta*, *N. dissipata*, *N. palea*, *N. sociabilis*.

- **Lafnitz - Eltendorf (2019), Vergleich mit Minihof (2009) bzw. St. Gotthard (2010–2019):**
Gesamtbewertung 2009, 2010, 2014 und 2019 *mäßig*, 2011, 2012, 2015 und 2016 *gut*, 2013 *sehr gut*.
Trophie 2010, 2014 und 2019 *mäßig*, 2009, 2011, 2012, 2015 und 2016 *gut*, 2013 *sehr gut*.
Referenzarten in den Jahren 2015–2019 besser bewertet (*gut*) als davor (meistens *mäßig*), Ausnahme 2013 (*sehr gut*).

4.3.1.8 Diskussion - Stressoren / stoffliche Belastung

Die Zusammensetzung des Algenaufwuchses ist von vielen Faktoren abhängig. Unter den abiotischen Faktoren sind einerseits die Beschaffenheit des Untergrunds, Abflusssituation, Lichtverhältnisse, Temperatur und Gewässermorphologie zu nennen, andererseits stoffliche Einflüsse wie Nährstoffeinträge, organische Belastungen und Schadstoffe. Als autotrophe Organismen sind Algen besonders gut als Nährstoffindikatoren geeignet, während über die Auswirkungen von Schadstoffen relativ wenig bekannt ist.

Im Längsverlauf der Raab wurde durch das Phytobenthos 2019 so wie in den anderen Untersuchungsjahren des letzten Jahrzehnts eine tendenzielle Zunahme der Trophie angezeigt. Diese Zunahme verlief nicht gleichmäßig über die gesamte Fließstrecke, sondern zeigte lokale Unterschiede. Die Trophieindizes erreichten bei Wollsdorf (bereits oh. Fa. Schmidt), Ertlermühle und Neumarkt nennenswerte Anstiege, die möglicherweise auf Zuleitungen von Abwasserreinigungsanlagen und/oder Industriebetrieben (v. a. Lederverarbeitung) zurückzuführen sind. Die verhältnismäßig schlechte Bewertung an der im Oberlauf gelegenen, relativ unbelasteten Stelle Arzberg (Zustandsklasse *mäßig*) ist dadurch zu erklären, dass hier im Gegensatz zu allen anderen Standorten eine bessere Grundzustandsklasse (mesotroph statt meso-eutroph 2) vorliegt, weil die Stelle in einer anderen Bioregion liegt (BR statt FH). Obwohl der errechnete TI von 2,44 der niedrigste aller Untersuchungsstellen ist, kommt es somit zu einer schlechteren Trophie- und Gesamtbewertung als an den vier nachfolgenden Standorten (Mitterdorf bis Bahnhof Takern I).

Die Untersuchung der Nährstoffparameter (z. B. Gesamtstickstoff) ergab im Längsverlauf der Raab Anstiege bei Wollsdorf, Feldbach und Jennersdorf. Diese Peaks decken sich mit den Anstiegen der Trophieindizes (und in abgeschwächter Form auch der Saprobienindizes) des Phytobenthos. Ob ein ursächlicher Zusammenhang der Algenzönosen mit punktuellen Einleitungen (ARAs, Lederverarbeitung) besteht, lässt sich nicht mit Sicherheit nachweisen, da die Zusammensetzung des Phytobenthos einen mehrwöchigen Entwicklungsprozess repräsentiert, während die vorliegenden Daten der Nährstoffchemie nur tagesaktuelle Einzelmessungen sind. Daneben sind regelmäßige diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft über die gesamte Fließstrecke anzunehmen.

Im Jahresvergleich 2009-2019 zeigte sich anhand des PHB an allen Stellen eine klare Zunahme der Trophie in den letzten 10 Jahren. Die teilweise sehr unterschiedlichen Ergebnisse der dazwischenliegenden Jahre belegen allerdings, dass neben methodischen Erklärungen auch eine erhebliche natürliche Fluktuation zu berücksichtigen ist, welche auf eine Kombination oben genannter Einflussfaktoren zurückzuführen ist. Dennoch ist insgesamt in den letzten Jahren (seit 2013) von einer zunehmenden Nährstoffbelastung auszugehen. Die unmittelbaren Ursachen dafür können anhand der PHB-Daten nur vermutet werden. Es ist aber wahrscheinlich, dass eine Kombination aus punktuellen Nährstoffquellen und flächigem Eintrag durch die Landwirtschaft dafür verantwortlich ist.

Was die Belastung mit organischen Stoffen betrifft, so lässt sich anhand des Phytobenthos eine geringfügige Verbesserung bzw. zumindest keine Verschlechterung der Saprobie im Vergleich zu 2009 feststellen. Hier scheinen die Maßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung der lederverarbeitenden Betriebe positive Auswirkungen zu haben.

Inwieweit die Ergebnisse beim Modul Referenzarten auf natürliche Schwankungen zwischen den Jahren oder etwa auf strukturelle Defizite zurückzuführen sind, kann nicht eindeutig beantwortet werden. Tatsächlich sind im direkten Vergleich mittels einheitlicher Bewertungsmethode an allen Untersuchungsstellen im Jahr 2019 geringere Anteile an Referenzarten als 2009 zu finden. Für die in beiden Jahren festgestellte Abnahme der Referenzarten im Längsverlauf scheinen gewässermorphologische Defizite ausschlaggebend zu sein.

Im Vergleich zu 2009 zeigte sich im Jahr 2019 eine veränderte Abflusssituation. Am Pegel Takern, der stellvertretend für den Durchfluss der gesamten Raab gesehen werden kann, waren 2019 niedrigere Durchflussmengen zu beobachten, was sich auf die Phytobenthoszönose auswirkte. Niedrige Abflüsse begünstigen die Entwicklung stabiler Algenpopulationen mit allen drei ökologischen Kieselalgen-Gilden (Passy 2007), welche geringe Störungen, stabile Substratbedingungen und eine hohe Nährstoffverfügbarkeit indizieren. Höhere Abflüsse führen zu größeren und häufigeren mechanischen Störungen, instabileren Substratbedingungen und schwachen Lichtverhältnissen. Solche Bedingungen begünstigen die Dominanz der „low profile“-Gilde unter den Kieselalgen. Das sind vorwiegend kleine und langsam bewegliche Diatomeen, die häufig als Pionierarten auftreten. Diese Arten haben oft niedrigere Trophiewerte und sind als Referenzarten eingestuft. Das bedeutet nicht notwendigerweise, dass tatsächlich weniger Nährstoffe im Gewässer sind, sondern weist eher darauf hin, dass hydrologische Stressoren eine übergeordnete Rolle spielen. Die Ergebnisse sind auch unter diesem Gesichtspunkt zu betrachten. Die schlechteren Resultate bei den Modulen Trophie und Referenzarten im Jahr 2019 könnten daher neben anderen Faktoren auch auf die niedrigere Abflusssituation zurückzuführen sein. Diese Interpretation ist auch in Hinblick auf die Bewertung im 2. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) 2015 plausibel, der ein besseres Bild des ökologischen Zustands zeichnet als die vorliegenden Aufnahmen. In der steirischen Raab weist kein Wasserkörper (im Untersuchungsgebiet) ein Risiko einer stofflichen Belastung auf; der ökologische Zustand wird in Hinblick auf die stoffliche Belastung durchgehend mit gut bewertet. Im Burgenland ergab die Ist-Zustandsbewertung für den 2. NGP teils einen mäßigen, teils einen guten Zustand nach der stofflichen Belastung (vgl. Tabelle 5).

4.3.1.9 Resümee

Die Phytobenthoszönosen der Untersuchungsstellen der Raab und der Lafnitz zeichneten sich 2019 durch meist hohe Gesamtalgendeckungen und einen großen Artenreichtum unter den Kieselalgen aus. Die häufigsten Nicht-Kieselalgen stammten aus den Klassen der Grün-, Rot- und Blaualgen.

Im Längsverlauf der Raab indizierte die benthische Algengemeinschaft eine tendenzielle Zunahme der Trophiezeiger, die auch in vergangenen Untersuchungen beobachtet wurde. Punktueller Anstiege der Trophieindizes fallen räumlich mit Nährstoffanstiegen (z. B. Gesamtstickstoff) zusammen. Ob ein ursächlicher Zusammenhang der Algenzönosen mit punktuellen Einleitungen durch Abwasserreinigungsanlagen und Industriebetriebe besteht, lässt sich nicht mit Sicherheit nachweisen, da die Zusammensetzung des Phytobenthos einen mehrwöchigen Entwicklungsprozess repräsentiert, während die vorliegenden Daten der Nährstoffchemie nur tagesaktuelle Einzelmessungen sind.

Im Jahresvergleich konnten erhebliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren festgestellt werden, wobei beim Vergleich unter anderem methodische Unterschiede sowie teilweise unterschiedliche Bewertungsansätze (manchmal reine Kieselalgenauswertungen, meistens Bewertungen aller Algengruppen; ab 2018 überarbeitete PHB-Methodik) berücksichtigt werden müssen. Auch die Abhängigkeit von der Abflusssituation spielt eine große Rolle für die Zusammensetzung des Phytobenthos. Insgesamt kann jedoch eine tendenzielle Verbesserung der Trophie von 2009 bis 2013 sowie eine Zunahme der Nährstoffbelastung in den Jahren 2013 bis 2019 beobachtet werden. Die Untersuchung des Qualitätselements Phytobenthos ergab 2019 so wie in den meisten Jahren des Vergleichszeitraums 2009-2019 eine Zunahme der Trophieindizes im Längsverlauf der Raab. Während im Oberlauf (bis Bahnhof Takern I) meistens der *gute ökologische Zustand* festgestellt werden konnte, indizierten die Daten ab Gniebing wie in den meisten Jahren davor einen *mäßigen ökologischen Zustand*. Die Aufnahmen weichen damit von der Einstufung des ökologischen Zustands im 2. NGP ab (vgl. Tabelle 5).

Die Bewertungen der Lafnitz waren 2009-2019 ähnlich bzw. tendenziell besser als jene der Raab vor der Einmündung der Lafnitz.

4.3.2 Ergebnisse Makrozoobenthos

4.3.2.1 Allgemeine Charakteristik des Makrozoobenthos der Raab

Im Rahmen der Aufnahmen im Herbst 2019 wurden an den elf Untersuchungsstellen insgesamt 218 Taxa nachgewiesen, wobei die Zahl der Taxa pro Probenstelle zwischen 42 und 90 variierte. Die höchste Diversität wies die Raab auf Höhe Mitterdorf auf, die niedrigste die Untersuchungsstelle bei Mogersdorf. An der Raab bei Mitterdorf konnte mit 13 656 Ind./m² die höchste Abundanz beobachtet werden, die niedrigste Abundanz war in der Raab bei Gniebing gegeben (965 Ind./m²).

Zur allgemeinen Beschreibung der Zoobenthos-Zönose wird die Raab nachfolgend in zwei Abschnitte geteilt, da von Arzberg bis Takern I rhithrale und von Gniebing bis Mogersdorf potamale Faunenelemente dominieren:

Raab von Arzberg bis Takern I

Von Arzberg bis Takern I dominieren in der Raab rhithrale Faunenelemente. Unter den Eintagsfliegen (Ephemeroptera) finden sich strömungsangepasste Taxa wie *Ecdyonurus* sp., *Epeorus assimilis*, *Rhithrogena* sp., *Rhithrogena semicolorata* und *Baetis lutheri*. *Ephemera danica* lebt in lotischen Bereichen in gut durchlüfteten Sand-/Schlammgebieten im Strömungsschatten und filtriert aktiv Nahrung aus der Wassersäule. Lenitische Formen kommen unter den Eintagsfliegen nur in geringer Diversität vor: Der Ubiquist *Baetis rhodani* lebt wie *B. fuscatus* als Weidegänger und Detritusfresser in strömungsberuhigten Bereichen der Raab, *Habroleptoides confusa* bewohnt ruhige Uferzonen. Steinfliegen (Plecoptera) finden sich im österreichischen Verlauf der Raab beinahe ausschließlich bis Takern I: *Perla marginata* ist eine gegenüber saprobieller Belastung sensitive Art rhithraler Gewässer. Als Kieslückenschlängler ist *Leuctra* sp. ein typischer Interstitialbewohner im oberen Verlauf der Raab; ihr Vorkommen ist ein Hinweis auf ein ausreichendes Angebot an lockerem, gut durchlüftetem Substrat. Unter den Köcherfliegen (Trichoptera) kommen die rheobionten Rhyacophilidae in der Raab nur bis Takern I vor. Besonders häufig treten Arten der Gattung *Hydropsyche* auf, die jedoch oft nicht auf Artniveau identifiziert werden konnten, da juvenile Stadien vorherrschten. *Hyd-*

ropsyche pellucidula und *H. bulbifera* tolerieren moderate bis starke Strömung, wobei letztere organische Belastung indiziert und im Längsverlauf der Raab „früher“ vorkommt, als es dem natürlichen Längsverlauf entspräche. Unter den Schnecken (Gastropoda) ist die heimische hartschalige und strömungsresistente Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis* ein typischer Vertreter des Zoobenthos der Raab. Auffällig ist das häufige Vorkommen der (aus Neuseeland eingeschleppten) Sumpfdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* unterhalb der Fa. Schmidt in Wollsdorf; diese Art ist besonders tolerant gegenüber saprobieller Belastung, aber auch morphologischen Defiziten. Naididae aus der Gruppe der Wenigborster (Oligochaeta) kommen nur bis uh. Wollsdorf vor. Vor allem das vermehrte Vorkommen von *Nais variabilis* (mit einem taxon-spezifischen Saprobienindex von 2,6) von Mitterdorf bis uh. der Fa. Schmidt in Wollsdorf ist ein deutlicher Hinweis auf eine erhöhte saprobielle Belastung. *Propappus volkii* und der Ubiquist *Stylodrilus heringianus* benötigen ausreichend Interstitialraum in größerem Sediment, was ihr ausschließliches Vorkommen im oberen Abschnitt der Raab bis Takern I erklärt. Der Artkomplex *Gammarus fossarum/pulex* gehört zu den Flohkrebsen (Amphipoda); die beiden (schwer unterscheidbaren) Arten ernähren sich von Laub und organischen Partikeln. Bei den aquatischen Käfern (Coleoptera) ist die Familie der Elmidae im rhithralen Abschnitt der Raab recht häufig vertreten. Ihr Vorkommen indiziert intakte morphologische Verhältnisse mit hohem Strukturangebot (zum Klettern und Abweiden des Algenbewuchses). Unter den Zweiflüglern (Diptera) weisen die Larven der Chironomidae im oberen Abschnitt der Raab eine geringe Abundanz auf. Die Gattungen *Rheotanytarsus* und *Tvetenia* sind rheobionte Taxa, *Polypedilum convictum* deutet durch sein häufiges Vorkommen an der Raab bei Mitterdorf auf eine moderate organische Belastung hin. Als passive Filtrierer sind die Simuliidae auf Strömung angewiesen und nur bis Takern I anzutreffen. Das etwas häufigere Vorkommen von *Simulium ornatum* und der Bezzia-Gruppe (Ceratopogonidae) in Mitterdorf unterstützt den Hinweis auf eine leicht erhöhte saprobielle Belastung, auch die Erhöhung der Biomasse deutet auf stofflichen Einfluss hin.

Raab von Gniebing bis Mogersdorf

Von Gniebing bis Mogersdorf dominieren potamale Faunenelemente die Makrozoobenthos-Zönose der Raab. Ab Gniebing wird unter den Eintagsfliegen *Baetis rhodani* konkurrenzschwach und von *B. fuscatus* und *B. buceratus* ersetzt. Zuletzt genanntes Taxon ist eine tolerante Art tieferer Lagen, die langsam fließende bis stehende Gewässer bewohnt. *Potamanthus luteus* löst im Längsverlauf *Ephemera danica* ab und gilt mit den am Gewässergrund lebenden Caenidae als typischer Vertreter des wärmeren Tieflandes. Bei den Eintagsfliegen fehlen typische Zeiger naturnaher Uferbereiche, ebenso kletternde Arten. Köcherfliegen kommen von Gniebing bis Mogersdorf nur in geringer Abundanz vor. Die Abnahme der Hydropsychen, die als netzbauende passive Filtrierer auf Strömung angewiesen sind, kann durch die ruhigeren Strömungsverhältnisse erklärt werden; doch auch Leptoceridae - typische Vertreter stagnophiler lenitischer Zonen - kommen nur sehr vereinzelt vor. *Psychomyia pusilla* indiziert eine erhöhte organische Belastung. Unter den Strudelwürmern (Turbellaria) findet sich die räuberische Art *Girardia tigrina*, die stehende bis langsam fließende Gewässer bewohnt. Bei den Wenigborstern gelten *Branchiura sowerbyi* und *Potamothrix moldaviensis* als typische Arten des wärmeren Tieflandes, zuletzt genannte Art ist auf feines Substrat angewiesen. Juvenile, nicht näher bestimmbare Tubificidae lösen *Propappus volkii* und *Stylodrilus heringianus* aus dem oberen Verlauf der Raab ab; sie gelten als Saprobiezeiger. Unter den Egeln (Hirudinea) findet sich in der Raab Höhe Neumarkt *Erpobdella testacea*, eine in Österreich seltene, typische Potamalarart. Der Amphipoden- Artkomplex *Gammarus fossarum/pulex* ist auch im unteren Verlauf der österreichischen Raab ver-

breitet. Unter den Wanzen (Heteroptera) besiedeln zwei Vertreter ruhig fließender Gewässer - die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* und *Micronecta* sp. - die befundeten Messstellen. Innerhalb der Zweiflügler ist, wie auch im oberen Verlauf der Raab, die Familie der Chironomidae die Abundanz geringer als erwartet vertreten. Simuliidae fehlen aufgrund zu geringer Strömung.

Lafnitz

In der Lafnitz kurz vor der Mündung in die Raab finden sich unter den Eintagsfliegen einerseits Arten, die ruhigere Strömungsbereiche bewohnen (wie z. B. *Baetis fuscatus*, *B. buceratus* und *Potamanthus luteus*), es kommt jedoch auch das rheobionte Taxon *Ecdyonurus* sp. vor. Bei den Köcherfliegen dominieren die Hydropsychen, die auf Strömung angewiesen sind; vor allem *Cheumatopsyche lepida* ist vermehrt beobachtbar. *Psychomyia pusilla* indiziert eine leicht erhöhte organische Belastung, und mit *Brachycentrus subnubilus* findet sich eine Art des beginnenden Potamals. Auffällig ist das massenhafte Vorkommen der Fadenwürmer (Nematoda), was auf eine Störung hindeuten könnte. Bei den Wenigborstern indizieren Tubificidae stoffliche Belastung. *Branchiura sowerbyi* ist eine typische Art des wärmeren Tieflands, *Stylodrilus heringianus* lebt im gröberen Substrat. Der Amphipoden-Artkomplex *Gammarus fossarum/pulex* ist auch in der Lafnitz verbreitet. Abundanz und Diversität der Zweiflügler sind gering. Simuliidae indizieren Strömung, die sie zum Filtern der Partikel brauchen.

4.3.2.2 Saprobiologie (SI)

Der Vergleich der Saprobienindizes (SI) im Längsverlauf der Raab ergibt 2019 Werte zwischen 1,71 und 2,45. Der Verlauf des SI zeigt im Längsverlauf eine Erhöhung, die eine zunehmende Belastung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen anzeigt. In Arzberg liegt der SI mit 1,71 aufgrund der niedrigeren saprobiellen Grundzustandsklasse von 1,5 (Bioregion BR) in der Zustandsklasse *gut*. Ab Mitterdorf kommt es zu einem Anstieg des typspezifischen saprobiellen Grundzustands auf 2,0 (Bioregion FH Sommerwert). Die SI in Mitterdorf (1,91) und Wollsdorf oh. Schmidt (1,94) indizieren saprobiell die Zustandsklasse *sehr gut*. Von Wollsdorf uh. Schmidt bis Neumarkt (2,05-2,30) wird saprobiell die *gute* Zustandsklasse berechnet. Ein Sprung zeigt sich zwischen Fa. Schmidt oh. Wollsdorf und uh. Wollsdorf von 1,94 auf 2,05, was durch die Einleitungen der Lederfabrik erklärt werden kann. Bei Boxmark Feldbach und Jennersdorf ist ein vergleichbar deutlicher Anstieg des SI hingegen nicht erkennbar. In Mogersdorf an der Grenze zu Ungarn liegt der SI mit 2,45 in der *mäßigen* Zustandsklasse und erreicht somit den höchsten Wert im Längsverlauf der Raab. Die Lafnitz weist kurz vor der Mündung einen SI von 2,17 auf, der somit niedriger als der der Raab ist und die Zustandsklasse *gut* indiziert.

Im Vergleich der Ergebnisse im Projekt RaabSTAT 2019 mit jenen aus dem Raab Survey 2009 zeigen die SI-Werte 2009 einen recht unruhigen Verlauf, während 2019 ein gleichmäßiger Anstieg der SI-Werte gegeben ist.

An der Ertlermühle verändert sich der SI von *sehr gut* 2009 auf *gut* 2019, in Mogersdorf von *gut* 2009 auf *mäßig* 2019. In Neumarkt verbessert sich der SI 2019 von *mäßig* 2009 auf *gut*.

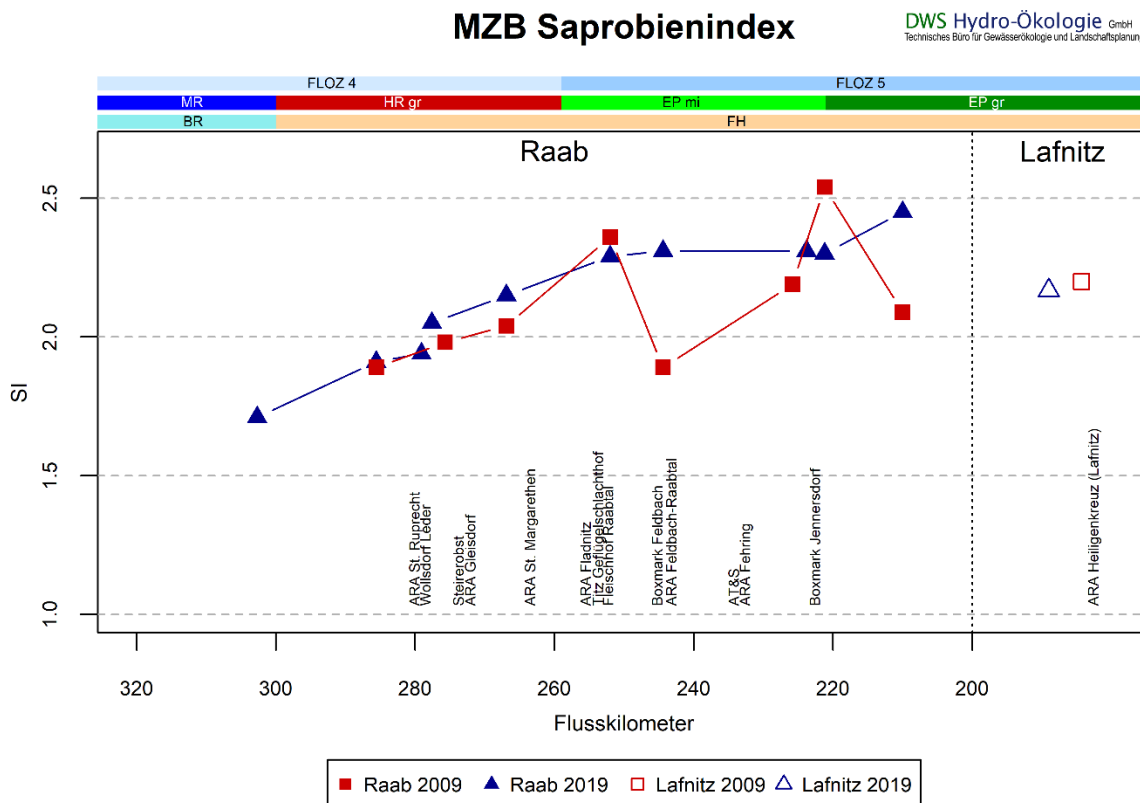


Abbildung 104: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Makrozoobenthos-Saprobienindex in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT)

4.3.2.3 Allgemeine Degradation (MMI1&2)

Das Modul „Allgemeine Degradation“ (mit den Indizes MMI1 und MMI2) indiziert neben hydromorphologischen Belastungen auch Nährstoffe, potenziell auch toxische Belastungen. Beide MMI verlaufen recht ähnlich und zeigen einen Abfall im Längsverlauf. Recht eindeutig ist der Abfall in Gniebing, wo es zu einem Wechsel von *Hyporhithral groß* zu *Epipotamal mittel* kommt. Die ökologische Zustandsklasse liegt von Arzberg bis Takern I und an der Lafnitz in der Zustandsklasse *gut*, im restlichen Abschnitt von Gniebing bis Mogersdorf bei *mäßig*. Die Stelle Mogersdorf wurde gemäß Vorgabe im Leitfaden des BMLRT als Sondertyp *Mäander* ausgewertet, der höhere MMI-Grenzwerte aufweist und weniger streng bewertet wird. Auffällig ist der Abfall des MMI in der Raab zwischen der Untersuchungsstelle Fa. Schmidt oh. und uh. Wollsdorf trotz ähnlicher struktureller Gegebenheiten an den beiden Untersuchungsstellen. Von St. Martin zu Neumarkt kommt es zu einer Verbesserung. Beide MMIs sind in der Lafnitz höher als die der Raab.

Im direkten Stellenvergleich sind 2019 2x höhere (Mitterdorf, Takern I) und 4x niedrigere (Gniebing, Ertlermühle, Neumarkt und Mogersdorf) EQR-Werte als 2009 gegeben. Auch der MMI2 zeigt 2019 2x höhere (Mitterdorf, Takern I) und 4x niedrigere (Gniebing, Ertlermühle, Neumarkt und Mogersdorf) EQR-Werte als 2009. Im Vergleich der Jahre 2009 und 2019 zeigt sich aktuell eine leichte Entspannung der Raab bis Takern I, ab Gniebing indiziert die Zönose eine verstärkte Abweichung vom Referenzzustand infolge der stofflichen Belastung und struktureller Defizite der Raab.

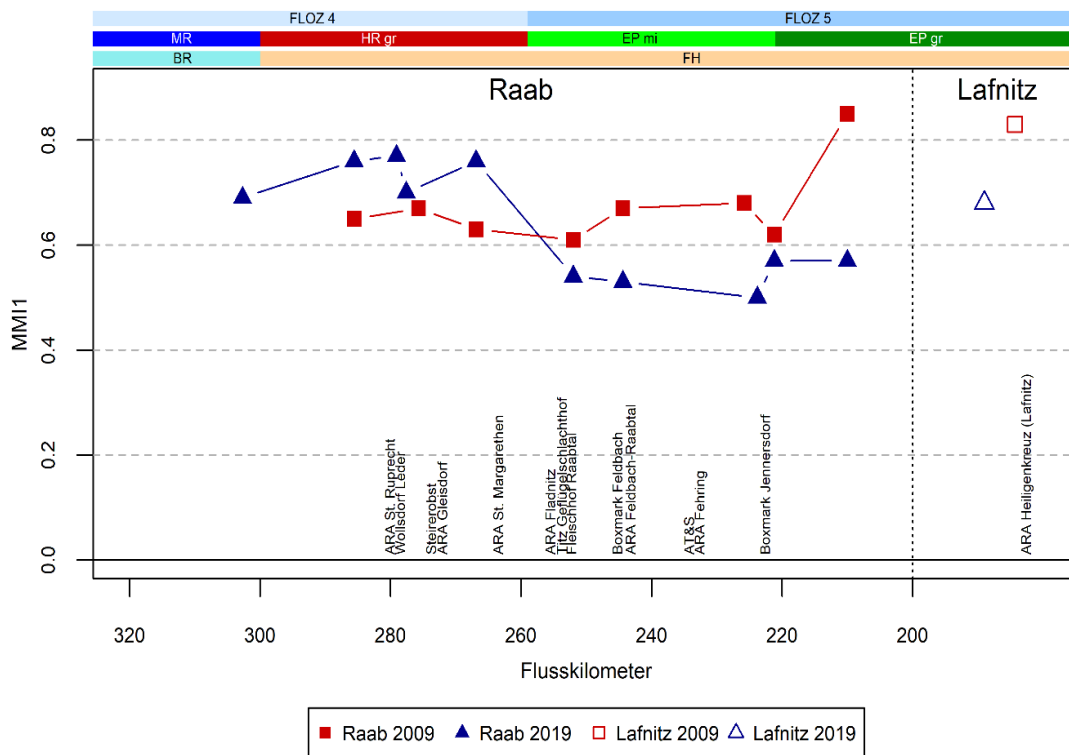


Abbildung 105: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des multimetrischen Index MMI1 (Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT)

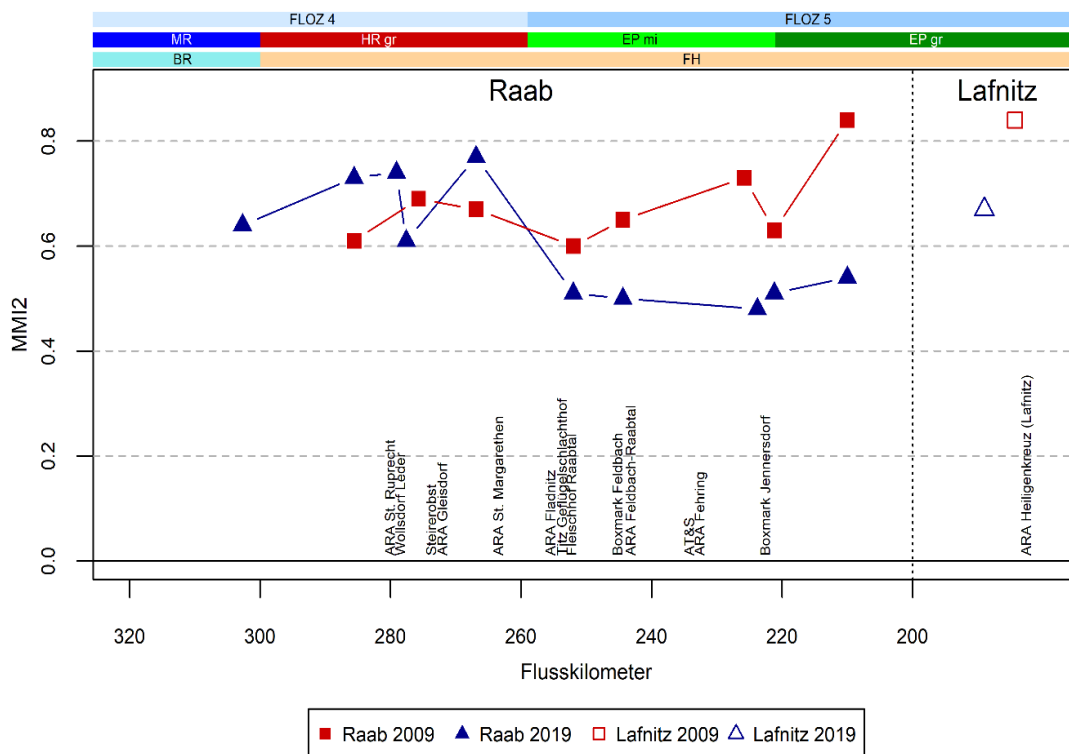


Abbildung 106: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des multimetrischen Index MMI2 (Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT)

4.3.2.4 Vergleich Stelle Mogersdorf (Artenlisten + Methodikdiskussion)

An der Untersuchungsstelle Raab Mogersdorf fand am 18.09.2019 eine vergleichende Probenahme mit ungarischen KollegInnen statt. Das österreichische als auch das ungarische Team beprobten jeweils 20 Teilproben. Nach österreichischer Methodik wurde ein Netz mit einer Maschenweite von 500 µm verwendet, nach ungarischer Methodik eine Maschenweite von 1 mm. Die Auswertung erfolgte nach der österreichischen Methode unter Verwendung des Programms Ecoprof 5.0, wobei die gelieferten Daten aus Ungarn keine Taxa der Großgruppen Hydrozoa, Turbellaria, Nematoda und Hydrachnidia umfassten. Oligochaeta wurden in der Auswertung der ungarischen KollegInnen nicht näher bestimmt, Diptera (inkl. Chironomidae) nur auf Familienniveau. Durch die kleinere Maschenweite wurden vom österreichischen Team deutlich mehr Individuen der Oligochaeta und Chironomidae besammelt, was sich in merklichen Unterschieden der Taxaliste niederschlägt (Tabelle 31).

In Tabelle 29 zeigt die linke Ergebnisspalte „Mogersdorf AUT“ die Auswertung anhand der österreichischen Taxaliste nach österreichischer MZB-Methodik. Die Messstelle wird anhand des SI, MMI1+2 und damit insgesamt im *mäßigen* Zustand ausgewiesen.

Die Spalte „Mogersdorf HUN“ zeigt die Auswertung nach österreichischer Methodik anhand der ungarischen Taxaliste. Hier indiziert der SI einen *sehr guten*, der MMI1 einen *guten* und der MMI2 einen *mäßigen* ökologischen Zustand. Daraus ergibt sich nach dem Worst-Case-Szenario ein *mäßiger* Zustand.

Im Sinne eines statistischen Abgleichs und einer konkreten Vergleichbarkeit wurde zuletzt der österreichische Datensatz an das ungarische Bestimmungsniveau angeglichen. Hydrozoa, Turbellaria, Nematoda und Hydrachnidia wurden aus der Bewertung rausgenommen, Oligochaeta, Chironomidae und Diptera auf Großgruppen- bzw. Familienlevel rückgestuft. Das Bewertungsergebnis ist in der Spalte „Mogersdorf AUT“ dargestellt. Das Ergebnis weist in den beiden Probenauswertungen an der Stelle Mogersdorf eine größere Ähnlichkeit auf.

Dieser Vergleich soll den taxonomischen Ansatz der beiden Länder keineswegs in Frage stellen; sowohl die ungarische als auch die österreichische nationale MZB-Methode sind interkalibriert. Im Rahmen der Interkalibrierung wurde jedoch ein statistischer Vergleich einer größeren Anzahl an Datenpunkten vorgenommen, Abweichungen in Einzelfällen können durchaus vorkommen. Dies scheint auch an der Messstelle Raab bei Mogersdorf der Fall zu sein.

In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die taxonomische Auswertung in Österreich nicht nur der nationalen Methode von Ofenböck et al. (2019), sondern auch dem Niveau beim letzten Raab Survey 2009 entspricht. Bei der Aufnahme 2009 wurden die beiden Großgruppen Oligochaeta und Chironomidae in allen Proben und damit auch auf ungarischer Seite auf Art-/Gattungsniveau bestimmt.

Die „Harmonisierung“ der österreichischen Daten dient lediglich als Diskussionsgrundlage. Auch wenn die Anpassung der Taxalisten im konkreten Fall an der Stelle Mogersdorf eine hohe Ähnlichkeit des Ergebnisses mit sich bringt, ist dieser Ansatz sehr fragwürdig. Er würde nicht zuletzt die Frage aufwerfen, ob neben der Messstelle Mogersdorf auch die übrigen Untersuchungsstellen auf österreichischer Seite zu Vergleichszwecken „harmonisiert“ - sprich: abweichend von der nationalen Methode auf niedrigerem taxonomischem Niveau ausgewertet - werden sollten.

Tabelle 29: Gegenüberstellung der MZB-Bewertungen der Raab in Mogersdorf anhand der ungarischen und österreichischen Daten nach österreichischer Methodik

Gewässer	Raab			Raab			Raab		
Untersuchungsstelle (UST)	Mogersdorf AUT			Mogersdorf AUT*			Mogersdorf HUN*		
Datum von	18.09.2019			18.09.2019			18.09.2019		
Bioregion	FH - Östliche Flach- und Hügelländer (13)								
Grundzustand MMI	1,75								
Grundzustand Saprobie	2								
Innere Differenzierung	EZ-KI 3								
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung	Mäanderstrecken								
SI (Zelinka & Marvan)	2,45	mäßig (moderate)	1,94	sehr gut (high)	1,69	sehr gut (high)			
Multimetrischer Index 1	0,57	mäßig (moderate)	0,61	gut (good)	0,71	gut (good)			
Multimetrischer Index 2	0,54	mäßig (moderate)	0,46	mäßig (moderate)	0,42	mäßig (moderate)			
Individuendichte [Ind/m ²]	3720,8			564,8			823,2		
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)			mäßig (moderate)			mäßig (moderate)		
Metrics	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score
Gesamttaxazahl	37	80,5	0,46	19	80,5	0,24	17	80,5	0,21
EPT-Taxa	9	30,5	0,3	9	30,5	0,3	6	30,5	0,2
% Oligochaeta & Diptera Taxa	59,46	77,5	0,77	94,74	77,5	1,22	94,12	77,5	1,21
Diversitätsindex (Margalef)	4,26	9,56	0,45	2,74	9,56	0,29	2,31	9,56	0,24
Degradationsindex	21	149,5	0,14	35	149,5	0,23	36	149,5	0,24
RETI	0,02	0,66	0,03	0,02	0,66	0,03	0,78	0,66	1,18
Litoral	2,6	5,59	0,46	4,54	5,59	0,81	3,96	5,59	0,71

Neben der Auswertung der österreichischen und ungarischen Daten nach dem *österreichischen* Bewertungsverfahren fanden auch Auswertungen (sowohl der österreichischen als auch der ungarischen Taxalisten) nach *ungarischer* Methodik statt (Tabelle 30). Die linke Ergebnisspalte „Intercalibration_site (HU data - HU calculation)“ zeigt die Auswertung anhand der ungarischen Taxaliste. Die Messstelle Mogersdorf weist hier einen *guten* ökologischen Zustand auf. Die Spalte „Intercalibration_site (AT data - only required data, for HU calculation)“ zeigt die Auswertung anhand der österreichischen Daten, die einen *mäßigen* ökologischen Zustand indiziert.

Tabelle 30: Gegenüberstellung der MZB-Bewertungen der Raab in Mogersdorf anhand der ungarischen und österreichischen Daten nach ungarischer Methodik

	Intercalibration site (HU data - HU calculation)	Intercalibration site (AT data - only required data, for HU calculation)
GEOADAT_AZON	RÁB_4909	RÁB_4909
IDOPONT	18.09.2019	18.09.2019
X_KOORD	436217	436217
Y_KOORD	181957	181957
BIOL_Tipus	4	4
HM_TIPUS	6	6
VIZNEV	Rába	Rába
ALTERULET	Rábára-dűlő	Rábára-dűlő
TELEPULES	Szentgotthárd	Szentgotthárd
HMMI	HMMI_lc	HMMI_lc
ASPT_érték	4,57	4,65
ASPT_EQR	0,7388	0,7861
EPT%_érték	31,5789	41,61
EPT%_EQR	0,2281	0,3494
RB-RL%_érték	0,8878	0,1
RB-RL%_EQR	0,8878	0,1
EQR	0,6182	0,4118
Ökol_állapot	good	moderate

Tabelle 31: Gegenüberstellung der MZB-Taxalisten nach ungarischem und österreichischem Bestimmungsniveau

Gewässer:			Raab	Raab
Untersuchungsstelle:			Mogersdorf AUT	Mogersdorf HUN*
Datum:			18.09.2019	18.09.2019
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]
HYDROZOA	<i>Hydra sp.</i>	-	4	-
TURBELLARIA	<i>Girardia tigrina</i>	-	24	-
NEMATODA	Nematoda Gen. sp.	-	4	-
BIVALVIA	<i>Unio crassus ssp.</i>	-	3	6
	<i>Pisidium sp.</i>	-	8	-
OLIGOCHAETA	Oligochaeta Gen. sp.	-	-	15
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	2,4	508	-
	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	2,9	312	-
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	3,5	40	-
	<i>Potamothrix moldaviensis</i>	2,5	664	-
	Tubificidae Gen. sp. juv.	-	1408	-
AMPHIPODA	<i>Gammarus fossarum/pulex</i>	-	248	-
	<i>Gammarus fossarum</i>	1,6	-	746
HYDRACHNIDIA	Hydrachnidia Gen. sp.	-	28	-
EPHEMEROPTERA	<i>Baetis sp. juv.</i>	-	24	-
	<i>Baetis (Baetis) fuscatus</i>	2,2	16	-
	<i>Ecdyonurus sp. juv.</i>	-	8	-
	<i>Heptagenia flava</i>	2,3	-	1
	<i>Potamanthus luteus</i>	2,2	28	3
	<i>Caenis sp. juv.</i>	-	8	-
	<i>Caenis pseudorivulorum</i>	1,9	-	1
ODONATA	Zygoptera Gen. sp. juv.	-	4	-
	<i>Calopteryx sp.</i>	-	-	5
	<i>Calopteryx splendens</i>	2,2	-	8
	<i>Calopteryx virgo</i>	1,6	4	8
	<i>Platycnemis pennipes</i>	1,9	13	22
	<i>Gomphus flavipes</i>	2,3	-	1
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1,9	13	11
	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	1,6	-	1
HETEROPTERA	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	1,8	32	2
	<i>Micronecta sp.</i>	-	112	-
COLEOPTERA	<i>Elmis cf. obscura</i>	1,7	16	-
	<i>Elmis sp. Ad. C</i>	-	4	-
TRICHOPTERA	<i>Ithytrichia lamellaris</i>	1,0	4	-
	<i>Hydropsyche modesta</i>	2,8	-	5
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	2,1	-	2
	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	2,2	4	-
	Polycentropodidae Gen. sp.	-	4	-
	<i>Cyrnus trimaaculatus</i>	2,4	-	2
	<i>Mystacides sp. juv.</i>	-	12	-
	<i>Oecetis notata</i>	-	4	-
DIPTERA	Chironomidae Gen. sp.	-	-	45
	<i>Chironomus (Chironomus) acutiventris</i>	2,7	4	-
	<i>Chironomus (Chironomus) cf. bernensis</i>	2,9	4	-
	<i>Cladopelma sp. juv.</i>	-	4	-
	<i>Cladotanytarsus sp.</i>	-	4	-
	<i>Cryptochironomus sp.</i>	-	12	-
	<i>Microtendipes pedellus-Gr.</i>	-	52	-
	<i>Procladius sp.</i>	-	40	-
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	2,7	8	-
	<i>Prodiamesa cf. rufovittata</i>	2,2	4	-
	<i>Stempellina sp.</i>	-	24	-
	<i>Tanytarsus sp.</i>	-	8	-
	Limoniidae Gen. sp.	-	-	2
	<i>Antocha sp.</i>	-	4	-

4.3.2.5 Plausibilitätsprüfung der ökologischen Bewertung

Nachfolgende Tabelle 32 fasst die Bewertungsergebnisse der Untersuchungsstellen der Raab und Lafnitz von 2019 zusammen, wobei die Indizes SI, MMI1 und MMI2 separat ausgewiesen sind. Die letzte Spalte gibt die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) an.

Tabelle 32: Zustandsbewertung anhand des Makrozoobenthos für die drei Metrics Saprobienindex (SI), multimetrischer Index 1 und 2 (MMI1, MMI2) sowie Gesamtbewertung (ÖZK) im September 2019

MZB	September 2019						
	SI	SI-Kl.	MMI1	MMI1-Kl.	MMI2	MMI2-Kl.	ÖZK
Untersuchungsstelle							
Raab - Arzberg	1,71	2	0,69	2	0,64	2	2
Raab - Mitterdorf	1,91	1	0,76	2	0,73	2	2
Raab - Wollsdorf oh. Schmidt	1,94	1	0,77	2	0,74	2	2
Raab - Wollsdorf uh. Schmidt	2,05	2	0,70	2	0,61	2	2
Raab - Takern	2,15	2	0,76	2	0,77	2	2
Raab - Gniebing	2,29	2	0,54	3	0,51	3	3
Raab - Ertlermühle	2,31	2	0,53	3	0,50	3	3
Raab - St. Martin	2,31	2	0,50	3	0,48	3	3
Raab - Neumarkt	2,30	2	0,57	3	0,51	3	3
Raab - Mogersdorf	2,45	3	0,57	3	0,54	3	3
Lafnitz - Eltendorf	2,17	2	0,68	2	0,67	2	2

Plausibilitätsprüfungen:

- **Raab - Arzberg:** Gesamtbewertung **gut** (Zu beachten: Im Vergleich mit den anderen Probenstellen liegen hier bessere Grundzustandsklassen vor, da diese Stelle als einzige in der Bioregion „Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen“ gelegen ist.)

SI **gut**, MMI1+2 **gut**. Zönotische Defizite bei den EPT-Taxa und im Degradationsindex. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

- **Raab - Mitterdorf:** Gesamtbewertung **gut**

SI **sehr gut**, MMI1+2 **gut**. Zönose indiziert durch erhöhte Individuendichte und abundante Zeigerarten wie z. B. *Polypedilum convictum* moderate stoffliche Einleitung. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

- **Raab - Wollsdorf oh. Schmidt:** Gesamtbewertung **gut**

SI **sehr gut** (leichte Tendenz zum **guten** Zustand), MMI1+2 **gut**. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

- **Raab - Wollsdorf uh. Schmidt:** Gesamtbewertung **gut**

SI **gut** (Tendenz zum **sehr guten** Zustand), MMI1+2 **gut** (MMI2 Tendenz zum **mäßigen** Zustand). Zönotische Defizite im Degradationsindex. Niedrigere Individuendichte und Diversität als an den Stellen

oberhalb (Wollsdorf oh. Schmidt) und unterhalb (Bhf. Takern). **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

o **Raab - Bhf. Takern I:** Gesamtbewertung *gut*

SI *gut*, MMI1+2 *gut*. Zönotische Defizite im Degradationsindex. Bis Takern dominieren rhithrale Faunenelemente. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

o **Raab - Gniebing:** Gesamtbewertung *mäßig*

SI *gut*, MMI1+2 *mäßig*. Zönotische Defizite bei den Gesamttaxa, EPT-Taxa, im Degradationsindex und RETI. Niedrige Individuendichte. Ab Gniebing dominieren potamale Faunenelemente. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

o **Raab - Ertlermühle:** Gesamtbewertung *mäßig*

SI *gut*, MMI1+2 *mäßig*. Zönotische Defizite bei den EPT-Taxa, im Degradationsindex und RETI. Niedrige Individuendichte. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

o **Raab - St. Martin:** Gesamtbewertung *mäßig*

SI *gut*, MMI1+2 *mäßig*. Zönotische Defizite bei den Gesamttaxa, EPT-Taxa, im Degradationsindex und dem RETI. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

o **Raab - Neumarkt:** Gesamtbewertung *mäßig*.

SI *gut*, MMI1+2 *mäßig*. Zönotische Defizite bei den EPT-Taxa, im Degradationsindex und dem RETI. Niedrige Individuendichte. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

o **Raab - Mogersdorf:** Gesamtbewertung *mäßig* (Zu beachten: Auswertung 2019 als Sondertyp *Mäander*, daher Korrekturfaktor Indexwerte)

SI *gut*, MMI1+2 *mäßig*. Zönotische Defizite bei den Gesamttaxa, EPT-Taxa, der Diversität, im Degradationsindex, RETI und Litoral. Verschlechterung des SI und der MMI1+2 um eine Zustandsklasse im Vergleich zu 2009. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

o **Lafnitz - Eltendorf:** Gesamtbewertung *gut*

SI *gut*, MMI1+2 *gut*. Zönotische Defizite bei Degradation und dem RETI. **Bewertung aufgrund der Taxazusammensetzung plausibel.**

4.3.2.6 Zeitreihe 2009-2019

In den Kapiteln 4.3.2.2 und 4.3.2.3 sind Vergleiche des Saprobienindex (SI) und des Moduls „Allgemeine Degradation“ aus den Untersuchungsprogrammen Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 dargestellt. Aus den Jahren dazwischen liegen allerdings noch weitere Ergebnisse vor (GZÜV, Landesmessstellen) vor, sodass für das Makrozoobenthos der Raab und Lafnitz eine Zeitreihe der Jahre

2009-2019 erstellt werden kann. Da der Schwerpunkt dieses Berichts auf der stofflichen Belastung liegt, konzentriert sich der Vergleich auf die Darstellung des Saprobienindex der Raab und Lafnitz über die letzten elf Jahre.

Aus Abbildung 107 ist ein Anstieg des SI im Längsverlauf der Raab unabhängig vom Untersuchungs-jahr ersichtlich. Aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität ist Vorsicht bei Einzelfallbeurteilungen gegeben, da sich diese in den Folgejahren wieder ändern können. Manche Untersuchungen der Jahre 2010 und 2019 fanden Mitte September statt, was in der Bioregion FH gerade noch in den *Sommer* (01.Juni bis 22.September) mit einem saprobiellen Grundzustand von 2,0 fällt; bei Probenahmen in der kalten Jahreszeit (*Winter*) ist in der Bewertung ein niedrigerer (d. h. strengerer) saprobieller Grundzustand von 1,75 zu berücksichtigen. Der Umstand, dass die Bewertungen im Oberlauf der Raab teilweise „unter“ dem saprobiellen Grundzustand von 2,0 liegen, spiegelt diese saisonale Variabilität der Saprobie wider. Eindeutige Anstiege des SI sind bei St. Ruprecht/Wollsdorf, bei Boxmark Feldbach und Höhe Boxmark Jennersdorf erkennbar.

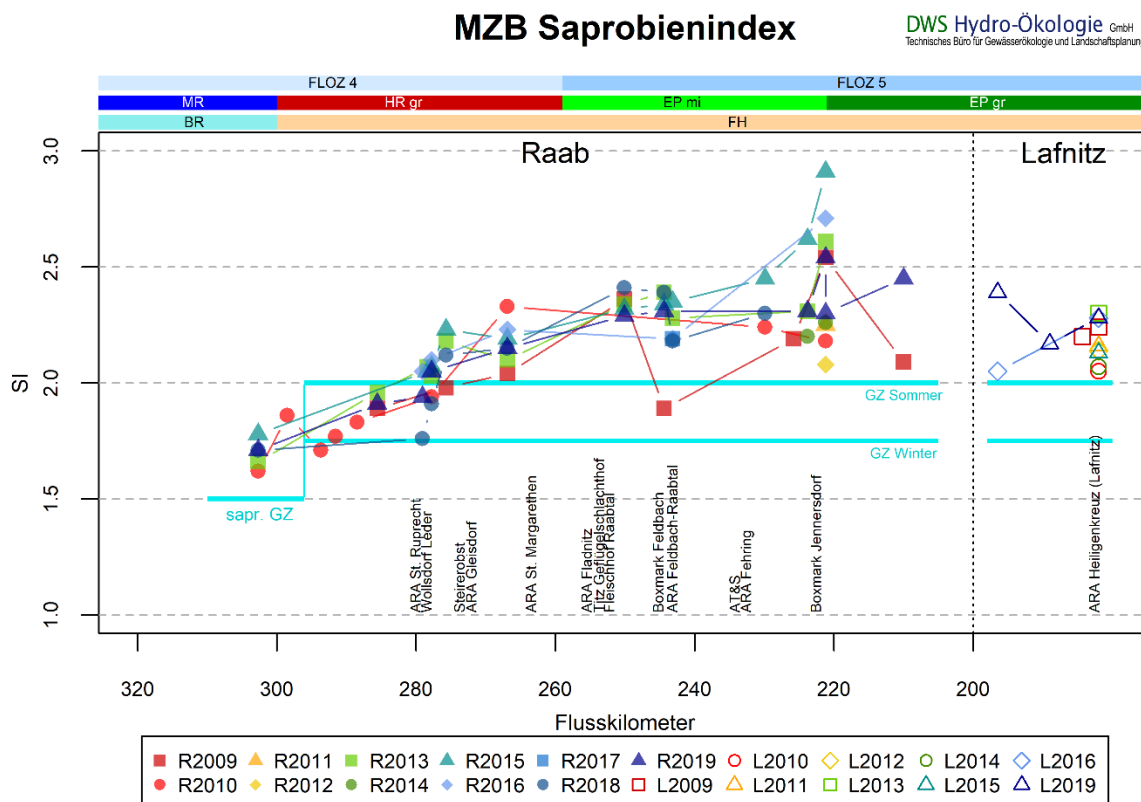


Abbildung 107: Längsverlauf des Saprobienindex (SI; Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019 (Legende: R für Raab bzw. L für Lafnitz + Jahr). Die blaue Linie zeigt den saprobiellen Grundzustand. Für die Bioregion FH gilt im Winter (23.09.-31.05.) der saprob. GZ = 1,75, im Sommer der (01.06.-22.09.) der sapr. GZ = 2. Einzelne Untersuchungen der Jahre 2010, 2014 und 2016 fanden im Winter statt.

Abbildung 108 zeigt keinen erkennbaren zeitlichen Trend des Saprobienindex zwischen 2009 und 2019. Das Untersuchungsjahr 2019 ist insgesamt - trotz ungünstiger hydrologischer Verhältnisse - geringfügig besser als 2009. Einzelne Jahre zeigen tendenziell über mehrere Stellen hinweg einen

höheren bzw. niedrigeren SI. So wurde bei den Aufnahmen im Jahr 2014 durchwegs ein niedrigerer SI berechnet - ganz im Gegensatz zum PHB, für das 2014 eine markante (wenn auch vorübergehende) Verschlechterung konstatiert wurde. Auffällig sind die starken Schwankungen des SI über die letzten 11 Jahre an der Messstelle Neumarkt.

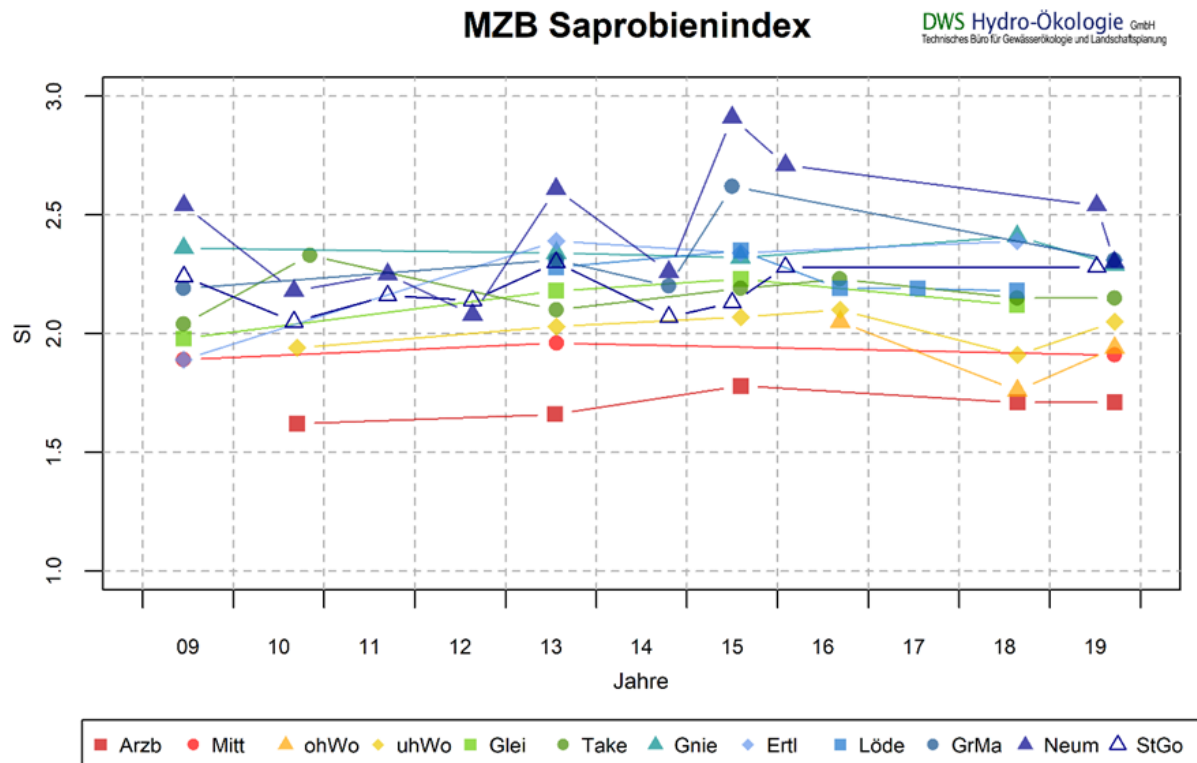


Abbildung 108: Zeitreihe des Saprobienindex (SI; Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019. Arz = Arzberg, Mit = Mitterdorf, oh/uhWol = oberhalb/unterhalb Wollsdorf, Glei = Gleisdorf, Take = Takern I, Gnie = Gniebing, Ertl = Ertlermühle, Löde = Lödersdorf, GrMa = Gritsch/St. Martin, Neum = Neumarkt, StGo = St. Gotthard

Im Folgenden werden die MZB-Ergebnisse einzelner Untersuchungsstellen im zeitlichen Verlauf miteinander verglichen:

- **Raab - Arzberg:**
Gesamtbewertung 2010, 2013, 2015, 2018 und 2019 *gut* (Zu beachten: Im Vgl. mit den anderen Probenstellen liegen hier bessere Grundzustandsklassen aufgrund der Zuteilung in die Bioregion *Berggrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen* vor.)
- **Raab - Mitterdorf:**
Gesamtbewertung 2009, 2013 und 2019 *gut*

- **Raab - Wollsdorf oh. Schmidt:**
Gesamtbewertung 2016, 2018 und 2019 *gut*

- **Raab - Wollsdorf uh. Schmidt:**
Gesamtbewertung 2010 *gut*, 2013 *mäßig*, 2015 *gut*, 2016 *mäßig*, 2018 und 2019 *gut* (*mäßig* 2013 und 2016 aufgrund des MMI2)

- **Raab - Bhf. Takern:**
Gesamtbewertung 2009 *gut*, 2010 *mäßig*, 2013, 2015, 2016, 2018 und 2019 *gut* (*mäßig* 2010 aufgrund des SI und MMI2)

- **Raab - Gniebing:**
Gesamtbewertung 2009 *gut*, 2013 *unbefriedigend*, 2015, 2018 und 2019 *mäßig* (*unbefriedigend* 2013 aufgrund des MMI2, *mäßig* 2015 aufgrund des MMI1+2, *mäßig* 2018 aufgrund des SI und des MMI1+2)

- **Raab - Ertlermühle:**
Gesamtbewertung 2009 *gut*, 2013, 2015, 2018 und 2019 *mäßig* (*mäßig* 2013, 2015 und 2018 aufgrund des MMI1+2)

- **Raab - St. Martin:**
Gesamtbewertung 2013 *mäßig*, 2014 *gut*, 2015 und 2019 *mäßig* (*mäßig* 2013 aufgrund des MMI1+2, 2015 aufgrund des SI und des MMI1+2).

- **Raab - Neumarkt:**
Gesamtbewertung 2009 und 2010 *mäßig*, 2011 und 2012 *gut*, 2013 *mäßig*, 2014 *gut*, 2015, 2016 und 2x 2019 *mäßig* (*mäßig* 2009 aufgrund des SI, *mäßig* 2010 aufgrund des MMI1+2, *mäßig* 2013 aufgrund des SI und des MMI1+2, 2015, 2016 und 2019 aufgrund des SI und der MMI1+2; 2014, 2015 und 2016 Aufstufung des SI durch *expert judgement*; 2014 und 2015 Auswertung als Sondertyp *Mäander*, daher Korrekturfaktor Indexwerte!)

- **Raab - Mogersdorf:**
Gesamtbewertung 2009 *gut*, 2019 *mäßig* (Zu beachten: Auswertung 2019 als Sondertyp *Mäander*, daher Korrekturfaktor Indexwerte!)

- **Lafnitz - Eltendorf (2019), Vergleich mit Minihof (2009) bzw. St. Gotthard (2010-2019):**
Gesamtbewertung 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 *gut*, 2019 1x *mäßig* und 1x *gut* (2016 Aufstufung des SI durch *expert judgement*; *mäßig* 2019 aufgrund des MMI2)

4.3.2.7 Diskussion - Stressoren / stoffliche Belastung

Die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft ist von vielen Faktoren abhängig. Substratzusammensetzung, Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Abflussverhältnisse, Hydromorphologie und stoffliche Einleitungen haben einen Einfluss auf die Zönose. Besonders gut eignet sich das Makrozoobenthos als Indikator für organische Belastung und strukturelle Defizite.

In der Datenreihe 2009-2019 zeigt sich in allen Untersuchungsjahren ein Anstieg des SI im Längsverlauf der Raab, was eine zunehmende Belastung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen indiziert. Aus den Daten ist ein starker natürlicher Schwankungsbereich in der organischen Belastung der Raab erkennbar, der besonders stark an der Messstelle Neumarkt ausgeprägt ist. Ein zeitlicher Trend ist nicht beobachtbar. Einzelne Jahre weisen tendenziell über mehrere Stellen hinweg einen höheren bzw. niedrigeren SI auf. Ursachen hierfür können neben der natürlichen Schwankungsbreite unterschiedliche Erhebungszeitpunkte und die Abflussbedingungen (Verdünnung Punktquellen; diffuse Einträge) sein. Die verhältnismäßig schlechte Bewertung der relativ unbelasteten Stelle Arzberg im Oberlauf (Zustandsklasse *gut*) ist dadurch zu erklären, dass hier im Gegensatz zu allen anderen Standorten eine bessere Grundzustandsklasse (1,5 statt 2) vorliegt, da die Messstelle in einer anderen Bioregion liegt (BR statt FH). Zuleitungen von Abwasserreinigungsanlagen und/oder von Industriebetrieben (Lederverarbeitung) sind über mehrere Jahre durch Anstiege des SI auf Höhe St. Ruprecht/Wollsdorf, Boxmark Feldbach und Boxmark Jennersdorf erkennbar - 2019 nur auf Höhe Wollsdorf. Die seitens der lederverarbeitenden Betriebe gesetzten Maßnahmen lassen in der Biologie über die Jahre hinweg keine Reduktion der organischen Belastung in der Raab erkennen, was aber möglicherweise nur der hohen natürlichen Variabilität geschuldet ist, welche einen Trend zu einer Verbesserung überdeckt.

Da der Schwerpunkt dieses Berichts auf der stofflichen Belastung liegt, wurden für das Modul „Allgemeine Degradation“ nur die beiden Untersuchungsjahre 2009 und 2019 verglichen. Die MMI1+2 indizieren neben hydromorphologischen Belastungen und strukturellen Defiziten auch Nährstoffe, potenziell auch toxische Schadstoffe. Im Vergleich der beiden Untersuchungsjahre zeigt sich aktuell eine leichte Entspannung der Raab bis Takern I. Ab Gniebing indiziert die Zönose eine verstärkte Abweichung vom Referenzzustand durch die zuvor genannten Stressoren. Die Stelle Mogersdorf gilt als Sondertyp Mäander und wurde nach dem Leitfaden des BMLRT weniger streng bewertet. Trotz ähnlicher struktureller Gegebenheiten vor Ort zeigt sich zwischen den Messstellen Fa. Schmidt oh. und uh. Wollsdorf ein Abfall des MMI, was möglicherweise auf Einleitungen der Lederfabrik zurückzuführen sein kann (z. B. Chlorid). Von St. Martin zu Neumarkt kommt es zu einer Verbesserung der beiden MMIs, was durch das bessere Strukturangebot und die höhere Habitatvielfalt in Neumarkt erklärbar ist.

In den letzten Jahren fanden zwischen St. Martin und Neumarkt Altarmrevitalisierungen statt, es wurde ein Umgehungsgerinne für das Kraftwerk Neumarkt errichtet und intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen wurden angekauft und als Gewässerbegleitstreifen ausgewiesen. Durch die Maßnahmensetzung zeigt sich aktuell keine Verbesserung der Allgemeinen Degradation im Vergleich zur Erhebung 2009. Am Pegel Takern, der stellvertretend für den Durchfluss der gesamten Raab gesehen werden kann, waren 2019 jedoch niedrigere Durchflussmengen zu beobachten.

Die Ergebnisse ab Gniebing können neben anderen Faktoren auch auf die niedrigeren Abflussverhältnisse 2019 zurückzuführen sein.

4.3.2.8 Resümee

2019 wurden an den elf Untersuchungsstellen in der Raab und Lafnitz insgesamt 218 Taxa nachgewiesen, wobei die Zahl der Taxa pro Probenstelle zwischen 42 und 90 variierte. Von Arzberg bis Takern I dominierten rhithrale Faunenelemente die Zönose, ab Gniebing potamale Taxa.

Wie bereits 2009 zeigt die Raab auch 2019 im Längsverlauf eine zunehmende Belastung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen. Der Vergleich verschiedener Untersuchungsjahre lässt an den einzelnen Messstellen eine hohe Variabilität erkennen, ein zeitlicher Trend ist jedoch nicht gegeben. Einzelne Jahre wiesen tendenziell einen höheren bzw. niedrigeren Saprobienindex auf, was neben der natürlichen Variabilität auf unterschiedliche Erhebungszeitpunkte und Abflusssituationen (Verdünnung Punktquellen; diffuse Einträge) rückgeführt werden kann. Zuleitungen von Abwasserreinigungsanlagen und/oder von Industriebetrieben (Lederverarbeitung) waren über mehrere Jahre durch Anstiege des Saprobienindex auf Höhe St.Ruprecht/Wollsdorf, Boxmark Feldbach und Boxmark Jennersdorf erkennbar. Bedingt durch die hohe natürliche Variabilität zeigt das Makrozoobenthos keine Verbesserung der saprobiellen Belastung durch Maßnahmen, die seitens der lederverarbeitenden Betriebe gesetzt wurden, was jedoch der hohen zeitlichen Variabilität geschuldet sein mag.

Das Modul „Allgemeine Degradation“ zeigte im Vergleich der Jahre 2009 und 2019 eine Entspannung der Raab bis Takern, ab Gniebing indizierte die Zönose eine verstärkte Abweichung vom Referenzzustand. Der Abfall beider multimetrischer Indizes (MMI1 und MMI2) zwischen den Messstellen Fa. Schmidt oh. und uh. Wollsdorf ist möglicherweise auf Schadstoffeinträge der Lederindustrie zurückführbar. 2009 war eine höhere Abflusssituation gegeben, die Ergebnisse ab Gniebing könnten neben anthropogenen Einflüssen wie z. B. strukturellen Defiziten (auch indirekter Einfluss der Stauräume) auch durch die niedrigeren Abflussverhältnisse 2019 erklärt werden.

Die Gesamtbewertung nach dem Qualitätselement Makrozoobenthos zeigte 2019 so wie in den meisten Jahren des Vergleichszeitraums 2009-2019 eine Veränderung des ökologischen Zustands im Längsverlauf der Raab. Während im Oberlauf (bis Bahnhof Takern I) meistens der *gute ökologische Zustand* festgestellt werden konnte, indizierten die Aufnahmen ab Gniebing wie in den meisten Jahren zuvor einen *mäßigen ökologischen Zustand*. Betrachtet man nur den Saprobienindex, dem für die Fragestellung des Projekts RaabSTAT eine größere Bedeutung zukommt als den multimetrischen Indizes MM1 und MM2, so liegen die meisten Stellen im *guten Zustand*; zwei Standorte bei Mitterdorf und stromauf Wollsdorf wurden als *sehr gut*, die Grenzstrecke Mogersdorf als *mäßig* bewertet. Die ungarische Aufnahme ergab bei Mogersdorf einen *guten ökologischen Zustand*. Die Aufnahmen im RaabSTAT decken sich damit mit der Bewertung zum 2. NGP (vgl. Tabelle 5).

Wie beim Phytobenthos waren die Bewertungen der Lafnitz 2009-2019 ähnlich bzw. tendenziell besser als jene der Raab vor der Einmündung der Lafnitz.

4.3.3 Ergebnisse Fischökologie

4.3.3.1 Allgemeine Charakteristik der Fischfauna der Raab und Verteilung im Längsverlauf

Im Zeitraum 2009 bis 2019 konnten im betrachteten Abschnitt der Raab insgesamt 32 Fischarten belegt werden. An den einzelnen Befischungsstrecken war die Artenzahl geringer und variierte zwischen zwei und 21 Arten. Im Unterlauf der Lafnitz (Heiligenkreuz und St. Gotthard) konnten insgesamt 33 Arten belegt werden.

Im obersten, noch naturnahen Abschnitt **Grillbichl** wurden zwei Fischarten nachgewiesen, darunter die Leitart Bachforelle und als Begleitart die Koppe.

An der Stelle **Raabklamm** - nur einen km unterhalb von Grillbichl - wurde nur mehr die Leitart Bachforelle und als Neozoon der Blaubandbärbling gefunden. Die Stelle ist deutlich durch Ausleitungen geprägt (Restwasserstrecke).

Unterhalb **Mortantsch** wurden vier Arten nachgewiesen, darunter die Leitart Bachforelle und die als typische Begleitart angeführte Äsche. Einzelfunde gab es von Barbe und Regenbogenforelle. Die Strecke hatte im Erhebungsjahr 2011 morphologisch einen naturnahen Charakter, allerdings beeinflussten Schwall und Sunk den Abschnitt und damit potenziell die Fischzönose.

Knapp **oberhalb des KW Mortantsch** waren sowohl Bachforelle (Leitart) als auch Koppe (Begleitart) anzutreffen, weiters die neobiotische Art Sonnenbarsch. Auch diese Strecke ist morphologisch naturnahe, jedoch von Schwall- und Sunkereignissen und Einschränkungen in der Fischpassierbarkeit beeinflusst.

Die Strecke **Kögerl** liegt bereits in der Fischregion Östliche Flach- und Hügelländer. Das Leitbild erweitert sich um Gründling und Bachschmerle. Nachgewiesen wurden 2015 jedoch nur Bachforelle und Aitel. Der Abschnitt ist naturnahe reguliert und stand 2015 noch unter dem Einfluss von Schwall und Sunk. Durch Nebengewässer wurde dieser negative Effekt abgepuffert.

Oberhalb **Mitterdorf** waren neben Bachforelle und Aitel auch Ukrainisches Bachneunauge (Begleitart) und Rotaug im Artenspektrum vertreten. Auch dieser Streckenabschnitt ist eine Restwasserstrecke mit potenziell negativen Auswirkungen auf die Fischartengemeinschaft.

Die Strecke **Schloss Stadl** wird anhand eines adaptierten Leitbilds bewertet. Nur drei Arten des Leitbilds wurden nachgewiesen, darunter die Leitart Bachforelle sowie Aitel und Gründling.

Die Strecke knapp **oberhalb von Wollsdorf** wird der Fischregion Hyporhithral groß zugewiesen, entsprechend erhöht sich die Anzahl der Fischarten im Leitbild auf 23. Zum Zeitpunkt der Erhebung 2018 wurden fünf Arten des Leitbilds nachgewiesen. Neben den oberhalb schon dokumentierten Arten Bachforelle, Gründling, Ukrainisches Bachneunauge und Aitel erweitert sich das Spektrum um die Bachschmerle.

Auf Höhe **Takern** wechselt die Fischregion zu Epipotamal mittel1. Von den 25 Arten des Leitbilds wurden nur fünf dokumentiert. Die Leitarten Barbe, Aitel und Schneider waren vorhanden, die Nase (ebenfalls eine Leitart) fehlte jedoch. Typische bzw. seltene Begleitarten waren jeweils nur durch eine Art vertreten.

Die folgenden zwei Strecken **Fladnitz - Rohr** und **Rohr - Paurach** liegen in der Fischregion Epipotamal mittel2. Im Leitbild werden 32 Arten genannt, davon wurden 13 bzw. 14 nachgewiesen. Hinzukommen die Tieflandarten Giebel, Laube und Karpfen und Schleie. Bachforelle und die nicht-heimische Art Blaubandbärbling wurden ebenfalls dokumentiert.

Zusammenfassend ist die Taxazahl an den Standorten, jeweils in Relation zum gesamten Spektrum gemäß Leitbild in Abbildung 109 dargestellt.

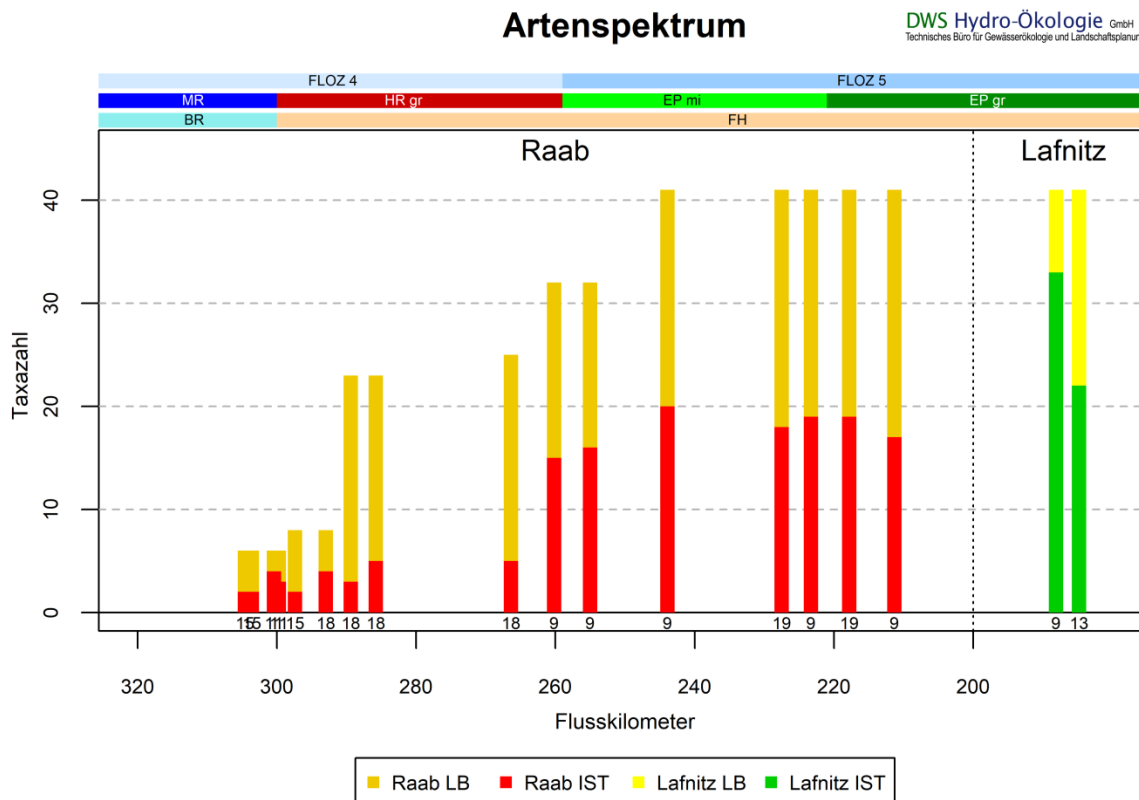


Abbildung 109: Artenzahl der Raab (ab Metarhithral) und Lafnitz gemäß Leitbild (LB) und in den Aufnahmen zwischen 2009 und 2019 (IST). Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen. Die Zahlen unter den Balken geben das jeweilige Aufnahmejahr an (9 = 2009, 15 = 2015 etc.)

4.3.3.2 Individuendichte und Biomasse

Die Individuendichte und Biomasse der Fische der Raab ist zusammenfassend in Abbildung 110 und Abbildung 111 dargestellt. Abgesehen vom metarhithralen Standort Grillbichl zeigen die Bestandszahlen ungeachtet der unterschiedlichen Aufnahmejahre im Längsverlauf tendenziell eine Zunahme der Individuendichte. Der Trend ist allerdings nicht durchgängig: an den beiden Standorten St. Martin und Mogersdorf waren die Dichten wiederum niedrig. Auch die Lafnitz wies nur Dichten um 2000 Ind./ha auf.

Bei der Biomasse stechen vor allem die Strecken Rohr-Paurach, Lödersdorf-Pertlstein und St. Martin mit um oder deutlich über 300 kg/ha heraus. An den übrigen potamalen Strecken wurde eine Biomasse zwischen 60 und 220 kg/a errechnet, im Hyporhithral lag die Biomasse bei zwei Aufnahmen im Sommer 2018 bei 125 bzw. 155 kg/ha. Durchwegs unter 100 kg/ha blieb die Biomasse im Oberlauf, teilweise sogar unter dem für die Zustandsbewertung kritischen Wert von 50 kg/ha.

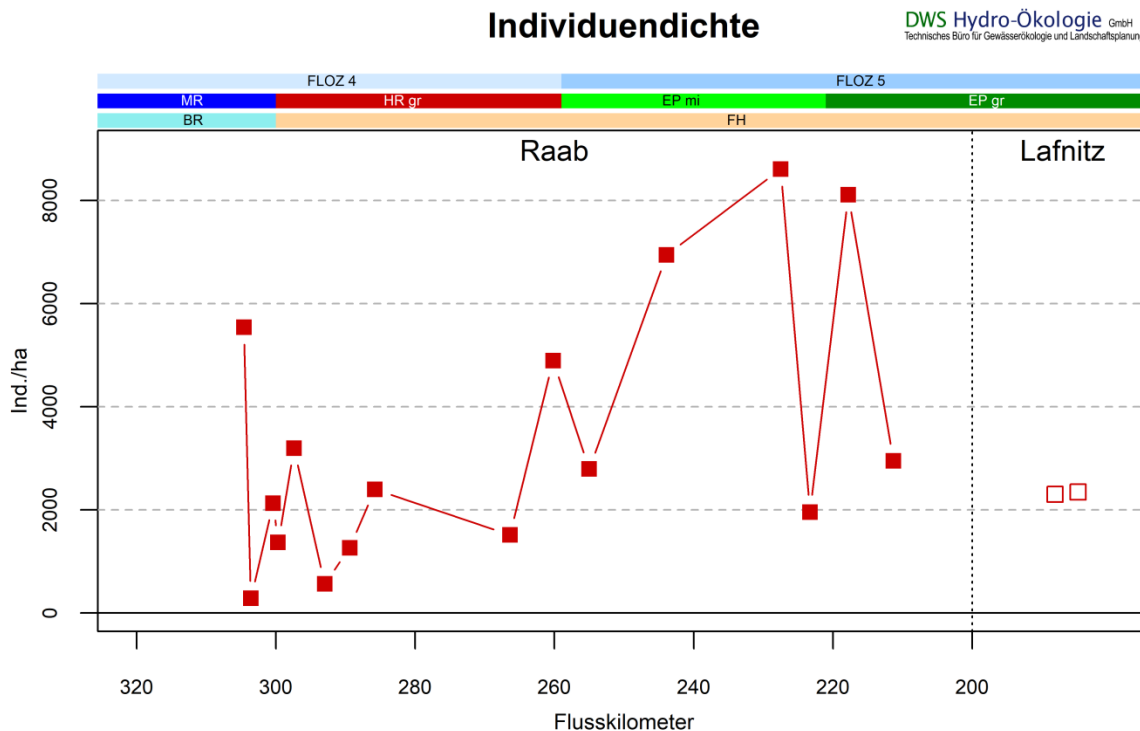


Abbildung 110: Individuendichte in der Raab (ab Metarhithral) und der Lafnitz im Zeitraum 2009-2019. Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen

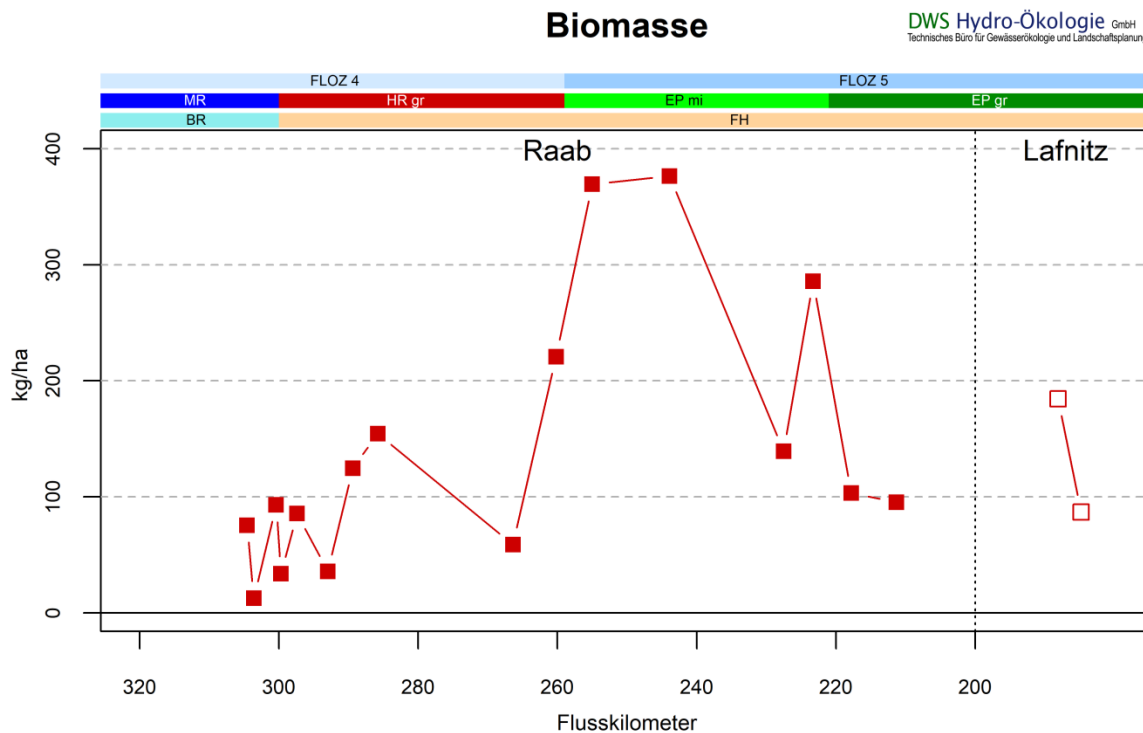


Abbildung 111: Biomasse in der Raab (ab Metarhithral) und der Lafnitz im Zeitraum 2009-2019. Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen

4.3.3.3 Zustandsbewertung

Die Bewertung des ökologischen Zustands anhand des Fish Index Austria (FIA) beruht primär auf dem Artenspektrum und dem Populationsaufbau. Als k.o.-Kriterium kommen der Fischregionsindex (FRI) und die Biomasse zum Tragen. Im rhithralen Oberlauf wird die Raab an drei Standorten aufgrund der niedrigen Biomasse als unbefriedigend bzw. schlecht eingestuft. Ansonsten ergibt die Bewertung nur in einem Fall (Schloss Stadl) aufgrund der Defizite in Artenspektrum und Populationsaufbau einen unbefriedigenden Zustand, mehrheitlich wird die Raab aber im mäßigen oder guten Zustand eingestuft (Abbildung 112, Tabelle 34).

Auffällig ist der Trend zu besseren Bewertungsergebnissen im Längsverlauf. Das dürfte zumindest teilweise der unterschiedlichen Befischungsmethodik (watend im Rhithral, Bootsbefischung im Potamal) geschuldet sein, kann doch im Rahmen einer Bootsbefischung ein deutlich größerer Abschnitt erfasst werden, was die Wahrscheinlichkeit des Nachweises seltener Arten erhöht.

Ein weiterer Unterschied ist im Vergleich der Lafnitz Höhe Heiligenkreuz (FIA = 1,5) und den übrigen Strecken zu erkennen. Die Lafnitz verfügt mit dem Rustenbach und wenigen verbliebenen Altarmen zumindest über einen letzten Rest eines ehemals reichen Angebots an epipotamalen Teillebensräumen in Nebengewässern, welcher der Raab weitgehend fehlt.

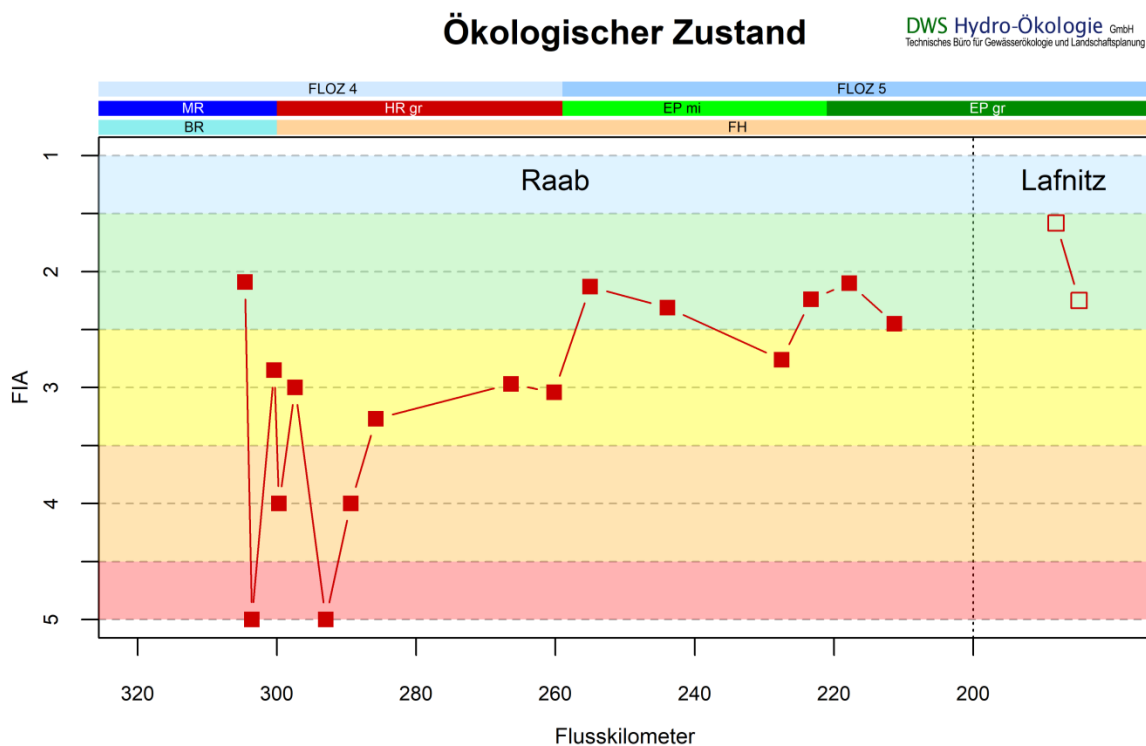


Abbildung 112: Ökologische Zustandsklasse, dargestellt anhand des Fish Index Austria (FIA), in der Raab (ab Metarhithral) und der Lafnitz im Zeitraum 2009-2019. Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen

Tabelle 33: Zustandsbewertung der Raab und der Lafnitz vom Metarhithal bis zur Staatsgrenze. ID FDA = Identifikationsnummer in der Fisch-Datenbank Scharfling, Meth = Befischungsmethodik (A2, A3 = watend mit 2-3 Anoden, C = Bootsbefischung), Artenzahl: gesamt (Ges), autochthone Arten (Aut) und nach Leitbild (LB), FRI = Fischregionsindex, FIA = Fish Index Austria, ÖZK = ökologische Zustandsklasse. Grau hinterlegt sind Bewertungen, bei denen das k.o.-Kriterium Biomasse schlagend wurde.

ID FDA	Stelle	Meth	Datum	Bestand		Artenzahl			FRI	FIA	ÖZK
				Ind/ha	kg/ha	Ges	Aut	LB			
Raab											
9769	Grillbichl	A3	14.07.15	5543	76	2	2	6	3,8	2,09	2
9786	Raabklamm	A2	14.07.15	283	13	2	1	6	3,8	5	5
8102	uh. Mortantsch	A2	23.09.11	2131	93	4	2	6	3,8	2,85	3
8103	oh. KW Mortantsch	A1	23.09.11	1367	34	3	2	6	3,8	4	4
9770	Kögerl	A3	14.07.15	3194	86	2	2	8	3,8	3	3
10350	oh. Mitterdorf	A2	19.07.18	564	36	4	3	8	5,9	5	5
10351	Schloss Stadl	A2	19.07.18	1263	125	3	3	23	5,6	4	4
10352	oh. Wollsdorf	A3	19.07.18	2400	155	5	5	23	5,5	3,27	3
10457	Takern	C	13.10.18	1515	59	5	5	25	5,8	2,97	3
6860	Fladnitz-Rohr	C	08.10.09	4896	221	15	13	32	5,7	3,04	3
6861	Rohr-Paurach	C	09.10.09	2792	369	16	14	32	6,0	2,13	2
6863	Lödersdorf-Pertlstein	C	10.10.09	6945	376	20	18	41	6,0	2,31	2
10581	Hohenbrugg-Welten	C	29.09.19	8609	139	18	18	41	6,1	2,76	3
6865	Höhe St.Martin	C	23.10.09	1958	286	19	18	41	6,1	2,24	2
10680	Neumarkt	C	11.11.19	8109	103	19	17	41	6,2	2,10	2
6862	Mogersdorf	C	26.10.09	2948	95	17	16	41	5,8	2,45	2
Lafnitz											
6866	Heiligenkreuz	C	22.10.09	2302	185	33	29	41	6,2	1,58	2
9178	St. Gotthard	C	29.10.13	2348	87	22	20	41	6,0	2,25	2

Anmerkungen zu den Standorten

Grillbichl: Die Berechnung des Fish Index Austria (FIA) ergab aufgrund der guten Altersstruktur der Bachforelle einen Wert von 2,09. Der gute Zustand ist plausibel, da der Abschnitt weitgehend naturnah ist. Flussab befindet sich ein nicht passierbares Querbauwerk.

Raabklamm: Aufgrund der geringen Biomasse der Bachforelle (k.o.-Kriterium!) ergab sich für den FIA ein Wert von 5,0. Damit einher geht allerdings auch ein ungünstiger Altersaufbau. Die Bewertung ist in Hinblick auf die unzureichende Dotierung der Restwasserstrecke plausibel.

Oh. KW Mortantsch: Aufgrund der geringen Biomasse (< 50 kg/ha) ergab sich der unbefriedigende ökologische Zustand. Wie für die Raabklamm ist auch hier eine unzureichende Dotierung der Restwasserstrecke gegeben.

Kögerl: Aufgrund der Abweichung beim FRI (nur 2 Arten des Leitbilds vorhanden) wird das k.o.-Kriterium aktiv und bedingt eine Einstufung im mäßigen ökologischen Zustand. Ein Zusammenhang mit dem Schwallbetrieb ist naheliegend; ökomorphologisch wäre die Strecke als naturnah anzusehen.

- Oh. Mitterdorf: Die Leitart Bachforelle wurde 2018 nur vereinzelt nachgewiesen, aufgrund des geringen FRI ergab sich die Bewertung schlechter ökologischer Zustand. Die Bewertung ist angesichts der Stressoren (Restwasserstrecke, Schwallenfluss) plausibel.
- Schloss Stadl: Die morphologisch intakt erscheinende Strecke wurde 2018 aufgrund des geringen FRI mit dem unbefriedigenden ökologischen Zustand bewertet. Wie bereits stromauf besteht eine Beeinträchtigung infolge des Schwallbetriebs (KW Raabklamm). Als weiterer Stressor wurde auch Prädation durch den Fischotter genannt.
- Wollsdorf: Die monoton regulierte Strecke oh. Wollsdorf wurde 2018 mit dem mäßigen ökologischen Zustand bewertet, abgeleitet aus der geringen Zahl an Leitarten (1 von 3) und dem ungünstigen Populationsaufbau der Bachforelle. Als Stressoren wirken nach wie vor der Schwallbetrieb des KW Raabklamm und die Prädation durch den Fischotter.
- Takern: Diese Strecke wurde als mäßig eingestuft. Auffällig war die geringe Biomasse. Die Artensammensetzung wurde ebenfalls nur als mäßig bewertet. Auch in diesem Abschnitt überwiegen hydromorphologische Belastungen wie fehlende Anbindung an Nebengewässer, Querbauwerke und weiterhin Effekte des Schwallbetriebs. 2018 wurden von lokalen Fischern auch Fischotter, Reiher und gelegentlich Kormoran als Stressoren genannt.
- Fladnitz - Rohr: Aufgrund des ungünstigen Populationsaufbaus wurde die Strecke mit dem mäßigen ökologischen Zustand bewertet. Angesichts der Stressoren (Staueinfluss, Kontinuumsunterbrechungen, Regulierung) erscheint das plausibel.
- Rohr - Paurach: Knapp unterhalb der Strecke Fladnitz - Rohr war der Altersaufbau zum Zeitpunkt der Aufnahme günstiger, weshalb dieser Abschnitt als gut bewertet werden konnte. Der untere Teil der Strecke wird durch das für Fische nicht passierbare KW Rohr begrenzt; es gibt aber dynamische Abschnitte in diese Strecke, die als Ursache für die bessere Bewertung angesehen werden können.
- Unterlauf ab Lödersdorf: Die restlichen Abschnitte der Raab werden anhand des FIA durchwegs gut bewertet, mit Ausnahme einer Aufnahme im Abschnitt Hohenbrugg - Welten aus dem Jahr 2019. Die Bearbeiter geben dazu an, dass der Abschnitt vor der Befischung durch Schwall („nicht genehmigter Schwallbetrieb“) beeinträchtigt war. Die Befischung wurde schließlich aufgrund des geringen Abflusses abgebrochen. Offenbar erfolgte zum Zeitpunkt der Aufnahme eine Dotation der FAH nahezu durch den gesamten Abfluss der Raab. Die Bewertung erscheint angesichts dessen nicht plausibel. Zu den übrigen Abschnitten ist allerdings anzumerken, dass der FIA hier eine etwas zu guten Zustand anzeigt, vor allem angesichts der hydromorphologischen Defizite etwa Höhe St. Martin im Vergleich zur naturnahen Grenzstrecke bei Mogersdorf. Zur näheren Diskussion dazu wird auf den Bericht zum Raab Survey 2009 verwiesen. Seit damals gab es im Unterlauf der Raab außer für Hohenbrugg - Welten nur bei Neumarkt neuere Aufnahmen (siehe dazu nächster Abschnitt).

4.3.3.4 Zeitreihe 2009-2019

Im Gegensatz zu den beiden anderen biologischen Qualitätselementen liegen bei den Fischen nicht ausreichend Daten vor, um eine Entwicklung über mehrere Jahre hinweg beschreiben zu können. Nur Höhe Neumarkt wurde die Raab innerhalb der letzten 10 Jahre mehrmals befischt. Wie Tabelle 34 zeigt, schwankte die Individuendichte von Aufnahme zu Aufnahme deutlich, während die Biomasse

se relativ konstant blieb. Es ist denkbar, dass die unterschiedlichen Abflussbedingungen für die Unterschiede in der Individuendichte verantwortlich waren (schlechtere Fängigkeit von Klein- und Jungfischen bei höherem Wasserstand); ein schwankender Reproduktionserfolg kann aber nicht ausgeschlossen werden. In der Gesamtbewertung schlägt sich dieser Unterschied nicht nieder. Der FIA indiziert konstant einen guten ökologischen Zustand, womit dieser Befund als sehr gut abgesichert angesehen werden kann.

Tabelle 34: Zustandsbewertung der Raab bei Neumarkt anhand der Fische. ID FDA = Identifikationsnummer in der Fisch-Datenbank Scharfling, FRI = Fischregionsindex, FIA = Fish Index Austria, ÖZK = ökologische Zustandsklasse

ID FDA	Datum	Bestand		Artenzahl			FRI	FIA	ÖZK
		Ind./ha	kg/ha	gesamt	autochthon	Leitbild			
10680	11.11.2019	8109	103	19	17	41	6,2	2,10	2
7201	24.11.2010	5340	120	21	20	41	6,1	2,05	2
9177	31.10.2013	1724	112	17	16	41	6,1	2,08	2
6864	24.10.2009	1298	126	21	19	41	6,0	2,27	2

4.3.3.5 Diskussion - Stressoren

Aus fischökologischer Sicht sind die für das Phyto- und Makrozoobenthos ausschlaggebenden stofflichen Einflüsse wenig maßgebend. Fischarten von Tieflandflüssen sind gegenüber organischen oder Nährstoffbelastungen häufig weniger sensitiv als viele Vertreter des Algenaufwuchses und der zoobenthischen Lebensgemeinschaft. In der Einschätzung der prägenden Stressoren liegt der Fokus daher auf der Hydromorphologie.

In dieser Hinsicht ist die Raab einerseits im rhithralen Oberlauf durch die Kraftwerknutzung (Einschränkungen des Kontinuums, Ausleitungen, Schwallbetrieb), andererseits durch Staustrecken und Flussregulierung im Mittellauf merklich beeinträchtigt. Die hydromorphologischen Beeinträchtigungen im Mittellauf führten nicht zuletzt zur Ausweisung mehrerer Wasserkörper zwischen Gleisdorf und Welten als „erheblich verändert“, wobei das gute ökologische Potenzial hier gemäß NGP noch nicht erreicht ist.

Maßnahmen zur hydromorphologischen Verbesserung wurden im Rahmen des 1. NGP bis 2015 (abgesehen von einigen Raab-Zubringern) vor allem im burgenländischen Abschnitt der Raab gesetzt (BWV Burgenland, Fachbericht Jennersdorf - St. Martin/Raab Juni 2017). Hervorzuheben sind die Anbindungen von Altarmen. Dass diese auch kontraproduktiv sein können, wurde bereits im Raab-Bericht von Wolfram et al. (2008, 2010) thematisiert. Bis 2021 ist gemäß 2. NGP die Wiederherstellung der Durchgängigkeit geplant, teilweise auch umgesetzt. Inwieweit sich diese Maßnahmen wie auch die Altarmenbindungen positiv auf die Fischfauna in der Raab auswirk(t)en, kann angesichts der knappen Datenlage noch nicht gesagt werden.

Neben den hydromorphologischen Eingriffen ist aus den Berichten der fischökologischen Aufnahmen auch ein Einfluss durch Prädation herauszulesen, der jedoch vielfach auf Aussagen lokaler Fischer beruht und mangels quantitativer Daten schwer zu überprüfen ist. Als piscivore Prädatoren werden im Oberlauf Reiher und Schwarzstorch, im Unterlauf teilweise Kormoran und im gesamten Verlauf der Fischotter genannt. Die Beantwortung der Frage, ob der Fischotter tatsächlich die Hauptursache für den geringen Fischbestand im rhithralen Abschnitt der Raab ist, muss künftigen Untersuchungen

vorbehalten bleiben. Eine derzeit laufende umfangreiche Studie im Mittellauf der Lafnitz (Projektlaufzeit bis 2022) kann dazu neue Erkenntnisse beitragen. Bemerkenswert sind jedoch an der Raab die guten Fischbestände im oberen Potamal Höhe Rohr und Lödersdorf im Jahr 2009, zu einem Zeitpunkt also, als der Fischotter in dieser Region bereits präsent war (Kranz & Poledník 2012).

4.3.3.6 Resümee

Im Unterschied zu den biologischen Qualitätselementen PHB und MZB fanden im Rahmen des Projekts RaabSTAT keine eigenen fischökologischen Freilandaufnahmen statt, vielmehr beruht die Darstellung der Ergebnisse auf vorhandenen Daten. Seit 2009 fanden nur wenige Fischbestandsaufnahmen in der Raab statt, vor allem im steirischen Ober- und Mittellauf bis stromauf Wollsdorf (drei Strecken Epirhithral, sechs Strecken Metarhithral, zwei Strecken Hyporhithral). Im Potamal liegen seit 2009 neuere Daten aus Takern (Okt 2018), Hohenbrugg-Welten (Sep 2019) und Neumarkt (Nov 2010, Okt 2013, Nov 2019) vor. Damit ist die Möglichkeit, Veränderungen über einen längeren Zeitraum darzustellen, eingeschränkt. In Zusammenschau mit den Aufnahmen aus dem Jahr 2009 wurde dennoch versucht, ein Gesamtbild der fischökologischen Situation an der Raab zu zeichnen.

In faunistischer Hinsicht ist die Raab deutlich ärmer als die etwa doppelt so große Lafnitz, die jedoch im Unterlauf ein besseres Strukturangebot an Nebengewässern besitzt und zudem in geringerem Ausmaß hydromorphologisch beeinträchtigt ist als die Raab. Die Zahl autochthoner Arten im rhithralen Abschnitt der Raab steigt auch im Hyporhithral nicht über fünf und bleibt damit deutlich hinter dem Leitbild (im HR groß über 20 Arten) zurück. Im Potamal wurden bei den meisten Aufnahmen weniger als die Hälfte der Leitbildarten nachgewiesen.

Die Individuendichte schwankte bei den 19 ausgewerteten Aufnahmen in der Raab zwischen knapp 300 und über 8600 Ind./ha, die Biomasse zwischen 13 und 369 kg/ha. Niedrig war der Bestand vor allem im Rhithral, die höchsten Werte wurden 2009 im Epipotamal Höhe Rohr und Lödersdorf nachgewiesen. In der Strecke Höhe Neumarkt variierten die Beständen an vier Aufnahmen zwischen 2009 und 2019 nur geringfügig.

In der Zustandsbewertung lösten Abweichungen beim Fischregionsindex und die geringe Biomasse das sogenannte k.o.-Kriterium aus; mit Werten von 4 und 5 für den Fish Index Austria wurden einzelne Strecken daher als unbefriedigend bis schlecht bewertet. Der Großteil der Fischbestandsaufnahmen ergab jedoch für die Raab eine mäßigen bis guten Zustand. Im Potamal wurde nur ein Standort als mäßig, alle übrigen als gut bewertet. Auch die Lafnitz weist nach den fischökologischen Aufnahmen von 2009 und 2013 einen guten ökologischen Zustand auf.

Die Abweichung vom Zielzustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im rhithralen Ober- und Mittellauf kann plausibel mit den hydrologischen Beeinträchtigungen in Zusammenhang gebracht werden. Ein Einfluss von Fischprädatoren ist nicht auszuschließen, aber auch durch keine fundierten Daten belegt. Die im Unterlauf der Raab getroffenen Maßnahmen zur Altarmanbindung haben für den Ober-/Mittellauf keine Relevanz, führten aber auch im Unterlauf bislang zu keinen erkennbaren Auswirkungen. Hier ist allerdings anzumerken, dass die Datenlage für eine solche Aussage sehr spärlich ist, zudem befindet sich der österreichische Potamalabschnitt der Raab ja bereits derzeit aus fischökologischer Sicht überwiegend im guten Zustand. Eine signifikante und nachhaltige Verbesserung bzw. eine Annäherung an die faunistisch reichhaltigere Lafnitz kann am ehesten durch effektive Wiederherstellung des Wanderkorridors aus der ungarischen Raab nach Österreich erreicht werden.

5 Gesamtesümee

Chemie

Die aus Einzelstichproben gewonnenen Erkenntnisse zur Emissions- und Immissionssituation an der Raab, die an 13 Immissionsmessstellen (12 Raab- und eine Lafnitzmessstelle) sowie 14 Abwassereinleitungen (6 kommunale Kläranlagen in die Raab, eine in die Lafnitz und 7 betriebliche Einleiter in die Raab) vom 7. bis 11. Oktober 2019 stattfand, und der Vergleich zu ebenfalls aus Stichproben gewonnenen Daten vom Raab Survey 2009 unterliegen erhöhten Unsicherheiten und spiegeln die Situation an der Raab in zwei zeitlich sehr eng begrenzten Zeiträumen wider. Verallgemeinerbare Aussagen sind aus diesem Monitoringkonzept daher nur unter Vorbehalt abzuleiten. Für die Immissionskonzentrationen der allgemein physikalisch-chemischen Parameter wurden daher zusätzlich Daten der Bundesländer Burgenland und Steiermark der Jahre 2010-2018 herangezogen, die eine Plausibilisierung der Messergebnisse und eine bessere Einordnung der Immissionssituation ermöglichen.

Ein Vergleich der Emissionssituation von 2019 und 2009 (auf Grundlage von Stichproben) zeigt eine deutliche Reduktion der Stoffeinträge aus Punktquellen. Insbesondere die Emissionen aus den Direktleitern und hier insbesondere der Lederfabriken konnten aufgrund verschiedener Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung auf den betriebseigenen Kläranlagen deutlich reduziert werden. Dies betrifft speziell die Einträge von organischen Schmutzstoffen und Nährstoffen (mit Ausnahme von Nitrat) aber auch anderer Stoffe wie AOX, Fe und Cr. Auch für die kommunalen Kläranlagen konnten für Ammonium und die Phosphorfractionen ($\text{o-PO}_4\text{-P}$ und P_{ges}) weitere deutliche Reduktionen der Einleitetrachten ermittelt werden. Bei anderen Stoffen liegen die Emissionsfrachten in derselben Größenordnung wie bei der Untersuchung im Jahr 2009. Eine Erhöhung der Einleitetracht konnte nur für wenige Parameter (z. B. Kalium, $\text{NO}_3\text{-N}$) festgestellt werden. Bei anderen Stoffen, wie den endokrinen Disruptoren, ist ein Vergleich der berechneten Emissionsfrachten nicht zielführend, da die ermittelten Konzentrationen häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen und entsprechend über eine Konvention (mit Konzentration $< \text{BG} = \frac{1}{2} \text{BG}$) berechnet wurden. Je nach Häufigkeit des Auftretens der Unterschreitungen der Bestimmungsgrenze ergibt sich somit ein umso stärker ausschließlich aus dieser Konvention resultierender Emissionswert.

Aufgrund der im Jahr 2019 bei den Fließgewässerstichproben vorliegenden Abflusssituation mit Abflüssen im Bereich eines Mittleren Jährlichen Niederwassers (MJNQ) und dem daraus resultierenden sehr geringen Verdünnungspotenzial, konnte mit den vorliegenden Erhebungen eine näherungsweise maximale Belastungssituation der Raab durch Punktquelleneinträge ermittelt werden. Dies zeigt sich auch bei der Plausibilisierung der Messwerte mit Daten aus dem Standardmonitoring der Bundesländer Burgenland und Steiermark zwischen 2011 und 2018, z. B. für den Parameter Chlorid, bei dem die Messwerte von 2019 im Bereich der 95er bis 100er Perzentile liegen, also Extremwerte darstellen. Im Jahr 2009 führte eine mit 2019 vergleichbare Emissionsfracht aus Punktquellen bei fast 6-mal höherer Verdünnungskapazität der Raab zu Konzentrationen, die im Bereich des 5er bis 25er Perzentils lagen.

Entsprechend den Abflussbedingungen von 2019 und trotz der teilweise deutlichen Reduktion der Einleitetrachten aus Punktquellen führen die Emissionen bei den genannten Abflussverhältnissen für bestimmte Stoffe noch immer zu erhöhten Konzentrationen, die im Längsverlauf der Raab zunehmen, dazu gehören Chlorid, Sulfat, Natrium und Kalium.

Für andere Stoffe ergeben sich trotz der deutlich geringeren Verdünnungskapazität dagegen ähnliche Konzentrationen wie 2009, oder unterschreiten diese noch. Dies liegt zum einen an den dargestellten, teilweise deutlichen Reduktionen der Einleitetrachten aus Punktquellen und zum anderen daran, dass es bei der Probenahme von 2019 zu einer minimalen Beeinflussung der Konzentrationen durch diffuse Einträge kommt. Diese, so konnte in einem einfachen Frachtvergleich am Pegel Neumarkt dargestellt werden, nehmen bei der Probenahme 2009 einen deutlich höheren Anteil ein.

Ein direkter Vergleich der Immissionskonzentrationen von 2019 und 2009 ist nicht zulässig. Zu groß sind die Unterschiede, die sich aus der stark unterschiedlichen Wasserführung ergeben. Dies betrifft insbesondere die deutliche Beeinflussung des Verdünnungspotenzials, die Veränderung von Retentions- und Abbaubedingungen in der fließenden Welle sowie die genannte signifikant unterschiedliche Relevanz der Einträge aus diffusen Quellen.

Phytobenthos

Der Algenaufwuchs wurde im Herbst 2019 an elf Untersuchungsstellen in der Raab und Lafnitz untersucht. Im Längsverlauf der Raab indizierte die benthische Algengemeinschaft eine tendenzielle Zunahme der Trophiezeiger, die auch in vergangenen Untersuchungen beobachtet wurde. Punktuelle Anstiege der Trophieindizes fielen räumlich mit Nährstoffanstiegen zusammen. Ob ein ursächlicher Zusammenhang der Algenzönosen mit punktuellen Einleitungen durch Abwasserreinigungsanlagen und Industriebetrieben bestand, ließ sich nicht mit Sicherheit nachweisen. Die Zusammensetzung des Phytobenthos repräsentierte einen mehrwöchigen Entwicklungsprozess, die vorliegenden Daten der Nährstoffchemie waren nur tagesaktuelle Einzelmessungen.

Im Jahresvergleich konnten erhebliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren festgestellt werden, wobei beim Vergleich unter anderem methodische Unterschiede sowie teilweise unterschiedliche Bewertungsansätze (manchmal reine Kieselalgenauswertungen, meistens Bewertungen aller Algengruppen; ab 2018 überarbeitete PHB-Methodik) berücksichtigt werden müssen. Auch die Abhängigkeit von der Abflusssituation spielt eine große Rolle für die Zusammensetzung des Phytobenthos. Insgesamt kann jedoch eine tendenzielle Verbesserung der Trophie von 2009 bis 2013 sowie eine Zunahme der Nährstoffbelastung in den Jahren 2013 bis 2019 beobachtet werden. Die Untersuchung des Qualitätselements Phytobenthos ergab 2019 so wie in den meisten Jahren des Vergleichszeitraums 2009-2019 eine Zunahme der Trophieindizes im Längsverlauf der Raab. Während im Oberlauf (bis Bahnhof Takern I) meistens der *gute ökologische Zustand* festgestellt werden konnte, indizierten die Daten ab Gniebing wie in den meisten Jahren einen *mäßigen ökologischen Zustand*. Die Bewertung der Raab anhand des Phytobenthos weicht damit teilweise von der Einstufung zum 2. NGP (2015) ab.

Die Bewertungen der Lafnitz waren 2009-2019 ähnlich bzw. tendenziell besser als jene der Raab vor der Lafnitz-Einmündung.

Makrozoobenthos

Wie der Algenaufwuchs wurde auch die zoobenthische Lebensgemeinschaft im Herbst 2019 an elf Standorten untersucht. Von Arzberg bis Takern I dominierten rhithrale Faunenelemente die Zönose, ab Gniebing potamale Taxa.

Wie bereits 2009 zeigt die Raab auch 2019 im Längsverlauf eine zunehmende Belastung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen. Der Vergleich verschiedener Untersuchungsjahre lässt an

den einzelnen Messstellen eine hohe Variabilität erkennen, ein zeitlicher Trend ist jedoch nicht gegeben. Einzelne Jahre wiesen tendenziell einen höheren bzw. niedrigeren Saprobienindex auf, was neben der natürlichen Variabilität auf unterschiedliche Erhebungszeitpunkte und Abflusssituationen rückgeführt werden kann. Zuleitungen von Abwasserreinigungsanlagen und/oder von Industriebetrieben (Lederverarbeitung) waren über mehrere Jahre durch Anstiege des Saprobienindex auf Höhe St.Ruprecht/Wollsdorf, Boxmark Feldbach und Boxmark Jennersdorf erkennbar.

Bedingt durch die hohe natürliche Variabilität zeigt das Makrozoobenthos keine Verbesserung der saprobiellen Belastung durch Maßnahmen, die seitens der lederverarbeitenden Betriebe gesetzt wurden, was jedoch der hohen zeitlichen Variabilität geschuldet sein mag.

Das Modul „Allgemeine Degradation“ zeigte im Vergleich der Jahre 2009 und 2019 eine Entspannung der Raab bis Takern, ab Gniebing indizierte die Zönose eine verstärkte Abweichung vom Referenzzustand. Der Abfall beider multimetrischer Indizes (MMI1 und MMI2) zwischen den Messstellen Fa. Schmidt oh. und uh. Wollsdorf ist möglicherweise auf Schadstoffeinleitungen der Lederindustrie zurückzuführen.

2009 war eine höhere Abflusssituation gegeben, die Ergebnisse ab Gniebing können neben anthropogenen Faktoren wie z. B. strukturellen Defiziten (auch indirekter Einfluss der Stauräume) auch durch die niedrigeren Abflussverhältnisse 2019 erklärt werden.

Die Gesamtbewertung nach dem Qualitätselement Makrozoobenthos ergab 2019 so wie in den meisten Jahren des Vergleichszeitraums 2009-2019 eine Veränderung des ökologischen Zustands im Längsverlauf der Raab. Während im Oberlauf (bis Bahnhof Takern I) meistens der *gute ökologische Zustand* festgestellt werden konnte, indizierten die Ergebnisse ab Gniebing wie in den meisten Jahren zuvor einen *mäßigen ökologischen Zustand*. Betrachtet man nur den Saprobienindex, dem für die Fragestellung im Projekt RaabSTAT eine größere Bedeutung zukommt als den multimetrischen Indizes MM1 und MM2, so liegen die meisten Stellen im *guten Zustand*; zwei Standorte bei Mitterdorf und stromauf Wollsdorf wurden als *sehr gut*, die Grenzstrecke Mogersdorf als *mäßig* bewertet. Die ungarische Aufnahme ergab bei Mogersdorf einen *guten ökologischen Zustand*. Die Bewertung der Raab anhand des Makrozoobenthos deckt sich damit im Wesentlichen mit der Einstufung zum 2. NGP (2015).

Fische

Im Unterschied zu den biologischen Qualitätselementen Phytobenthos und Makrozoobenthos fanden im Rahmen des Projekts RaabSTAT keine eigenen fischökologischen Freilandaufnahmen statt, vielmehr beruht die Darstellung der Ergebnisse auf vorhandenen Daten. Seit 2009 fanden nur wenige Fischbestandsaufnahmen in der Raab statt, vor allem im steirischen Ober- und Mittellauf bis stromauf Wollsdorf (11 Strecken im Rhithral). Im Potamal liegen seit 2009 neuere Daten aus Takern (Okt 2018), Hohenbrugg-Welten (Sep 2019) und Neumarkt (Nov 2010, Okt 2013, Nov 2019) vor.

In faunistischer Hinsicht ist die Raab deutlich ärmer als die Lafnitz, die jedoch im Unterlauf ein besseres Strukturangebot an Nebengewässern besitzt und zudem in geringerem Ausmaß hydromorphologisch beeinträchtigt ist als die Raab. Die Individuendichte schwankte bei den 19 ausgewerteten Aufnahmen in der Raab zwischen knapp 300 und über 8600 Ind./ha, die Biomasse zwischen 13 kg/ha und 369 kg/ha. Niedrig war der Bestand vor allem im Rhithral, die höchsten Werte wurden im Jahr 2009 im Epipotamal Höhe Rohr und Lödersdorf nachgewiesen. In der Strecke Höhe Neumarkt variierten die Bestände an vier Aufnahmen zwischen 2009 und 2019 nur geringfügig.

In der Zustandsbewertung lösten Abweichungen beim Fischregionsindex und die geringe Biomasse das sogenannte k.o.-Kriterium aus; mit Werten von 4 und 5 für den Fish Index Austria wurden einzelne Strecken daher als unbefriedigend bis schlecht bewertet. Der Großteil der Fischbestandsaufnahmen ergab jedoch für die Raab eine mäßigen bis guten Zustand. Im Potamal wurde nur 1 Standort als mäßig, alle übrigen als gut bewertet. Auch die Lafnitz weist nach den fischökologischen Aufnahmen von 2009 und 2013 einen guten ökologischen Zustand auf.

Die Abweichung vom Zielzustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im rhithralen Ober- und Mittellauf kann plausibel mit den hydrologischen Beeinträchtigungen in Zusammenhang gebracht werden. Ein Einfluss von Fischprädatoren ist nicht auszuschließen, aber auch durch keine fundierten Daten belegt. Die im Unterlauf der Raab getroffenen Maßnahmen zur Altarmbindung führten bislang zu keinen erkennbaren Auswirkungen, wobei die Datenlage für gesicherte Aussagen zur zeitlichen Entwicklung sehr gering ist. Eine signifikante und nachhaltige Verbesserung bzw. eine Annäherung an die faunistisch reichhaltigere Lafnitz kann am ehesten durch effektive Wiederherstellung des Wanderkorridors aus der ungarischen Raab nach Österreich erreicht werden. Es ist allerdings neuerlich festzuhalten, dass sich der österreichische Potamalabschnitt der Raab bereits derzeit aus fischökologischer Sicht überwiegend im guten Zustand befindet.

Auslöser für das intensive Untersuchungsprogramm an der Raab war das Auftreten von Schaum um die Jahrtausendwende im österreichisch-ungarischen Grenzbereich bei Széntgotthard. Im Projekt RaabSTAT konnte 2019 bei keiner Probe Schaumbildung festgestellt werden und auch die damit in Zusammenhang stehenden Werte für die Oberflächenspannung haben sich im Vergleich zum Raab Survey 2009 deutlich verbessert. Aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse ist aus fachlicher Sicht kein weiterer Anlass für ein verdichtetes Monitoring gegeben.

6 Abkürzungsverzeichnis

AOX	Adsorbierbare organische Halogen-Verbindungen
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BPA	Bisphenol A
BG	Bestimmungsgrenze
BGBL.	Bundesgesetzblatt
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BMLRT	Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
BMNT	Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
BR	Bioregion Bergrückenlandschaft
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf
CPOM	Coarse particulate organic matter (grobes organisches Material)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
EP gr	Epipotamal groß
EP mi	Epipotamal mittel
EQR	Ecological quality ratio
ER	Epirhithral
FH	Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer
FIA	Fisch Index Austria
FPOM	Fine particulate organic matter (feines organisches Material)
FRI	Fischregionsindex
GGK	Grenzwässerkommission
GK	Güteklasse
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
HHQ	Höchster gemessener Abfluss
HR gr	Hyporhithal groß
KA	Kieselalgen
LAS	Lineare Alkylbenzolsulfonate
LB	Leitbild

MBAS	Methylenblauaktive Substanzen, anionische Tenside
MJNQT	Mittlerer jährlicher Niederwasserabfluss
MMI	Multimetrischer Index
MQ	Mittlerer Abfluss
MR	Metarhithral
MZB	Makrozoobenthos
nEQR	Normierte ecological quality ratio
NG	Nachweisgrenze
NGP	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan
NKA	Nicht-Kieselalgen
NQ	Niedrigster Abfluss
ÖZK	Ökologische Zustandsklasse
PHB	Phytobenthos
QZV	Qualitätszielverordnung
RI	Referenzartenindex
SI	Saprobienindex
TI	Trophieindex
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
UQN	Umweltqualitätsnorm
ZHK	Zulässige Höchstkonzentration

7 Literaturverzeichnis

- BMLFUW (2011). Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2009. 117. Band. Hydrographischer Dienst in Österreich.
- BMLFUW (2015). Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2013. 121. Band. Hydrographischer Dienst in Österreich.
- BMNT (2019). Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene. Endbericht. 368 S. <https://doi.org/10.34726/s80j-4g54>
- CEN EN 14011:2003 Probenahme von Fischen mittels Elektrizität.
- CIS WFD (2000/60/EC) Guidance Document No. 28 (2012). Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). ISBN: 978-92-79-23823-9. European Communities.
- Draxler, A.; Gans, O.; Hochedlinger, G.; Humer, F.; Scharf, S.; Bélavári, C.; László, F.; Mándoki, M.; (2008): Raab Survey 2008. Projektbericht.
- Draxler, A.; Gans, O.; Hochedlinger, G.; Humer, F.; Scharf, S.; Bélavári, C.; Deák, L.; Lakosi, I.; László, F.; Mándoki, M.; Vass, I. (2009): Raab Survey 2009 - Bewertung der Wassergüte der Raab im gesamten Längsverlauf anhand allgemein physikalisch-chemischer Parameter und ausgewählter Schadstoffe. Projektbericht.
- Haunschmid, R.; Schotzko, N.; Petz-Glechner, R.; Honsig-Erlenburg, W.; Schmutz, S.; Spindler, T.; Unfer, G.; Wolfram, G.; Bammer, V.; Hundritsch, L.; Prinz, H. & Sasano, B. (2019). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 Fische. Vs. A1-01m_FIS. BMNT, Wien.
- Haunschmid, R.; Wolfram, G.; Spindler, T.; Honsig-Erlenburg, W.; Wimmer, R.; Jagsch, A.; Kainz, E.; Hehenwarter, K.; Wagner, B.; Konecny, R.; Riedmüller, R. & Ibel, G. (2006). Erstellung einer fischbasierenden Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Holzer, H.J.; Kulterer, M.; Quinz, J.; Schatzl, R. & Stromberger, B. (2019). Hydrographische Monatsberichte 2019. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 - Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit.
- Kranz, A. & Poledník, L. (2012). Fischotter - Verbreitung und Erhaltungszustand 2011 im Bundesland Steiermark. Studie i.A. des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, FA 10A und 13C, Graz, 77 pp.
- Ofenböck, T.; Moog, O; Hartmann, A.; Schwarzinger, I. & Leitner, P. (2019). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A2 - Makrozoobenthos (Version A2-01j_MZB). BMNT, Wien.
- Passy, S. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquat. Bot.* 86, 171-178.
- Pfister, P. & Pipp, E. (2018). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A3 - Phytobenthos (Version A3-01k_PHB). BMNT, Wien.

- Schmutz, S.; Kaufmann, M.; Vogel, B. & Jungwirth, M. (2000). Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Schmutz, S.; Zauner, G.; Eberstaller, J. & Jungwirth, M. (2001). Die „Streifenbefischungsmethode“: eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichs Fischerei 54: 14-27.
- Seber, G.A.F. & Le Cren, E.D. (1967). Estimating population parameters from the catches large relative to the population. J. Anim.Ecol. 36: 631-643.
- Wimmer, R. & Moog, O. (1994). Flußordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Monographien 51, UBA Wien.
- Wolfram G. & Mikschi, E. (2006). Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/2. Böhlau-Verlag, Wien, Köln, Weimar.
- Wolfram, G. & Woschitz, G. (2007). Fischökologische Leitbilder für die Gewässer des Burgenlandes. Studie i.A. des Amtes der Bgld. Landesregierung, Wien.
- Wolfram, G.; Woschitz, G. & Wolfram, A. (2008). Fischökologische Untersuchung der Raab - Gutachten über mögliche Auswirkungen von Abwässern aus drei Lederfabriken auf die Fischpopulationen der Raab. Gutachten i.A. der Umweltbundesamt GmbH, Wien, 92 pp.
- Wolfram, G.; Woschitz, G.; Wolfram, A.; Szalóky, Z.; György A. I. & Keserü, B. (2010). Raab Survey 2009: Fischökologie. In Csányi, B.; Draxler, A.; Hochedlinger, G. & Scharf, S. (eds) Raab Survey 2009 Projektbericht Biologie. Studie i.A. des Umweltbundesamts und VITUKI Non-profit Kft., 98 pp.
- Wolfram, G.; Dokulil, M. & Donabaum, K. (2015). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil B2 - Phytoplankton, i.d.g.F. BMLFUW, Wien.
- Wolfram, G. (2018). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Makrozoobenthos in Seen (Entwurf), BMNT.
- Woschitz, G.; Wolfram, G. & Parthl, G. (2007). Zuordnung der Fließgewässer zu Fischregionen und Entwicklung adaptierter fischökologischer Leitbilder für die Steiermark. Endbericht i.A.d. Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 19 Wasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, FA 19A Wasserwirtschaftliche Planung und Siedlungswasserwirtschaft, Referat Wasserwirtschaftliche Planung Planungsraum „Raab/Enns“.
- Woschitz, G. (2007). Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) in der Steiermark. Studie i.A. des Amtes der Stmk. Landesregierung, FA 10A und 13C, 86 pp.

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchungsstellen an der Raab von Arzberg bis zur ungarischen Grenze in Mogersdorf und an der Lafnitz kurz vor der Einmündung (© AMapFly 5.0)	35
Abbildung 2: Lage der Untersuchungsstelle bei Arzberg	36
Abbildung 3: Raab bei Arzberg mit Blick flussauf	36
Abbildung 4: Raab bei Arzberg mit Blick flussab	36
Abbildung 5: Gewässersohle der Raab bei Arzberg	36
Abbildung 6: Lage der Untersuchungsstelle bei Mitterdorf	38
Abbildung 7: MZB-Probenahme an der Raab bei Mitterdorf mit Blick flussauf	38
Abbildung 8: Raab bei Mitterdorf mit Blick flussab	38
Abbildung 9: Gewässersohle der Raab bei Mitterdorf	38
Abbildung 10: Lage der Untersuchungsstelle bei Wollsdorf aufwärts der Fa. Schmidt	40
Abbildung 11: Raab aufwärts Fa. Schmidt mit Blick flussauf	40
Abbildung 12: Raab aufwärts Fa. Schmidt mit Blick flussab	40
Abbildung 13: Gewässersohle der Raab aufwärts der Fa. Schmidt	40
Abbildung 14: Lage der Untersuchungsstelle bei Wollsdorf abwärts der Fa. Schmidt	42
Abbildung 15: Raab abwärts Fa. Schmidt mit Blick flussauf	42
Abbildung 16: Raab abwärts Fa. Schmidt mit Blick flussab	42
Abbildung 17: Gewässersohle der Raab abwärts der Fa. Schmidt	42
Abbildung 18: Lage der Untersuchungsstelle bei Takern I	44
Abbildung 19: Raab bei Takern I mit Blick flussauf	44
Abbildung 20: Raab bei Takern I mit Blick flussab	44
Abbildung 21: Gewässersohle der Raab bei Takern I	44
Abbildung 22: Lage der Untersuchungsstelle bei Gniebing	46
Abbildung 23: Raab bei Gniebing mit Blick flussauf	46
Abbildung 24: Raab bei Gniebing mit Blick flussab	46
Abbildung 25: Gewässersohle der Raab bei Gniebing	46
Abbildung 26: Lage der Untersuchungsstelle bei der Ertlermühle	48
Abbildung 27: Raab Ertlermühle mit Blick flussauf	48
Abbildung 28: Raab Ertlermühle mit Blick flussab	48
Abbildung 29: Gewässersohle der Raab bei der Ertlermühle	48
Abbildung 30: Lage der Untersuchungsstelle bei St.Martin	50
Abbildung 31: Raab bei St. Martin mit Blick flussauf	50
Abbildung 32: Raab bei St. Martin mit Blick flussab	50
Abbildung 33: Blockwurf am Ufer der Raab bei St.Martin	50
Abbildung 34: Lage der Untersuchungsstelle bei Neumarkt	52
Abbildung 35: Raab bei Neumarkt mit Blick flussauf	52
Abbildung 36: Raab bei Neumarkt mit Blick flussab	52
Abbildung 37: Gewässersohle der Raab bei Neumarkt	52
Abbildung 38: Lage der Untersuchungsstelle bei Mogersdorf	54
Abbildung 39: Raab bei Mogersdorf mit Blick flussauf	54
Abbildung 40: Raab bei Mogersdorf mit Blick flussab	54
Abbildung 41: Gemeinsame Probenahme mit den ungarischen KollegInnen	54

Abbildung 42: Lage der Untersuchungsstelle bei Eltendorf	56
Abbildung 43: Lafnitz bei Eltendorf mit Blick flussauf	56
Abbildung 44: Lafnitz bei Eltendorf mit Blick flussab	56
Abbildung 45: Gewässersohle der Lafnitz bei Eltendorf	56
Abbildung 46: E-Befischungsboot mit Ausleger für den Anodenrechen	65
Abbildung 47: Bootsbefischung mit zwei Personen am Käscher, einem Bootsführer und (optional) einer vierten Person als Hilfskraft	65
Abbildung 48: Tagesniederschläge 2009 (mm) im Raab Einzugsgebiet	69
Abbildung 49: Tagesniederschläge 2019 (mm) im Raab Einzugsgebiet	70
Abbildung 50: Wassertemperatur in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	78
Abbildung 51: pH-Wert in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	79
Abbildung 52: Elektrische Leitfähigkeit in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	80
Abbildung 53: Chloridkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	81
Abbildung 54: Sulfatkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	82
Abbildung 55: Oberflächenspannung in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	84
Abbildung 56: Sauerstoffgehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	85
Abbildung 57: DOC-Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	86
Abbildung 58: TOC-Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	87
Abbildung 59: Biochemischer Sauerstoffbedarf in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	88
Abbildung 60: Chemischer Sauerstoffbedarf im Längsverlauf	89
Abbildung 61: Gesamtstickstoffkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	90
Abbildung 62: Nitrat-N Konzentration in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	91
Abbildung 63: Ammonium-N Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	92
Abbildung 64: Nitrit-N Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	93
Abbildung 65: Phosphorkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	94
Abbildung 66: Orthophosphat-P-Gehalte in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	95
Abbildung 67: Gesamthärte (in °dH) in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	96

Abbildung 68: Karbonathärte (in °dH) in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	97
Abbildung 69: Säurebindungsvermögen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitern im Längsverlauf	98
Abbildung 70: Calciumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	99
Abbildung 71: Magnesiumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	100
Abbildung 72: Natriumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	101
Abbildung 73: Kaliumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	102
Abbildung 74: Nickelkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	103
Abbildung 75: Cadmiumkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	104
Abbildung 76: Bleikonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	105
Abbildung 77: Kupferkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	106
Abbildung 78: Chromkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	107
Abbildung 79: Eisenkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	108
Abbildung 80: AOX in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	109
Abbildung 81: MBAS Konzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	110
Abbildung 82: Nonylphenol Konzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	111
Abbildung 83: NP2EO Konzentrationen in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	112
Abbildung 84: Bisphenol A in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	113
Abbildung 85: LAS in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	114
Abbildung 86: 1,5-NDSA in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	115
Abbildung 87: 1,6-NDSA in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	116
Abbildung 88: 2,6-NDSA in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	117
Abbildung 89: DEHP in den untersuchten Fließgewässern und Einleitefrachten im Längsverlauf	118
Abbildung 90: Vergleich der Messwerte des Sauerstoffgehalts in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018	122

Abbildung 91: Vergleich der Messwerte des biochemischen Sauerstoffbedarfs in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018	123
Abbildung 92: Vergleich der Messwerte des DOC in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018.....	124
Abbildung 93: Vergleich der Messwerte von NO ₂ -N in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018.....	125
Abbildung 94: Vergleich der Messwerte von NH ₄ -N in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018.....	126
Abbildung 95: Vergleich der Messwerte von NO ₃ -N in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018.....	127
Abbildung 96: Vergleich der Messwerte von PO ₄ -P in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018.....	128
Abbildung 97: Vergleich der Messwerte von Chlorid in Raab Survey 2009 und RaabSTAT 2019 mit den Messwerten aus dem Standard Monitoring im Zeitraum 2011-2018.....	129
Abbildung 98: Häufige Vertreter des Phytobenthos in den untersuchten Bereichen der Raab und Lafnitz. Fädige Grünalge <i>Cladophora glomerata</i> (l.o.), Blaualgenkrusten von <i>Phormidium incrustatum</i> (r.o.), Rotalge <i>Hildenbrandia rivularis</i> (l. Mitte), Grünalge <i>Gongrosira incrustans</i> im Mikroskop (r. Mitte), Rotalge <i>Audouinella chalybea</i> im Mikroskop (l.u.), Blaualge <i>Pleurocapsa minor</i> im Mikroskop (r.u.).....	132
Abbildung 99: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Trophieindex (nur Kieselalgen) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT). Die wichtigsten Punktquellen sind unten an der entsprechenden Kilometrierung angegeben. Die farbigen Balken oben veranschaulichen die Veränderungen des Gewässertyps im Längsverlauf: Flussordnungszahl (FLOZ), biozönotische Region (MR = Metarhithral, HR gr = Hyporhithral groß, EP mi = Epipotamal mittel, EP gr = Epipotamal groß) und Bioregion (BR = Bergrückenlandschaft, FH = Östliche Flach- und Hügelländer). Die strichlierte Linie (nm) stellt die Neuberechnung der Ergebnisse aus 2009 mit der aktuellen Bewertungsmethode (Ecoprof 5.0) dar.....	134
Abbildung 100: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Saprobienindex (nur Kieselalgen) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT). Die strichlierte Linie (nm) stellt die Neuberechnung der Ergebnisse aus 2009 mit der aktuellen Bewertungsmethode (Ecoprof 5.0) dar.	136
Abbildung 101: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Referenzartenindex (nur Kieselalgen) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT). Die strichlierte Linie (nm) stellt die Neuberechnung der Ergebnisse aus 2009 mit der aktuellen Bewertungsmethode (Ecoprof 5.0) dar.....	137
Abbildung 102: Längsverlauf der normierten EQRs (nEQR) des Phytobenthos-Trophieindex in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019 (Legende: R für Raab bzw. L für Lafnitz + Jahr)	146

Abbildung 103: Zeitreihe der normierten EQR (nEQR) des Phytobenthos-Trophieindex in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019. Arzb = Arzberg, Mitt = Mitterdorf, oh/uhWol = oberhalb/unterhalb Wollsdorf, Glel = Gleisdorf, Take = Takern I, Gnie = Gniebing, Ertl = Ertlermühle, Löde = Lödersdorf, GrMa = Gritsch/St. Martin, Neum = Neumarkt, StGo = St. Gotthard	147
Abbildung 104: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des Makrozoobenthos-Saprobienindex in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT)	154
Abbildung 105: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des multimetrischen Index MMI1 (Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT).....	155
Abbildung 106: Längsverlauf der normierten EQR (nEQR) des multimetrischen Index MMI2 (Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz 2009 (Raab Survey) und 2019 (RaabSTAT).....	155
Abbildung 107: Längsverlauf des Saprobienindex (SI; Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019 (Legende: R für Raab bzw. L für Lafnitz + Jahr). Die blaue Linie zeigt den saprobiellen Grundzustand. Für die Bioregion FH gilt im Winter (23.09.-31.05.) der saprob. GZ = 1,75, im Sommer der (01.06.-22.09.) der sapr. GZ = 2. Einzelne Untersuchungen der Jahre 2010, 2014 und 2016 fanden im Winter statt.....	162
Abbildung 108: Zeitreihe des Saprobienindex (SI; Makrozoobenthos) in der Raab und der Lafnitz zwischen 2009 und 2019. Arz = Arzberg, Mit = Mitterdorf, oh/uhWol = oberhalb/unterhalb Wollsdorf, Glel = Gleisdorf, Take = Takern I, Gnie = Gniebing, Ertl = Ertlermühle, Löde = Lödersdorf, GrMa = Gritsch/St. Martin, Neum = Neumarkt, StGo = St. Gotthard	163
Abbildung 109: Artenzahl der Raab (ab Metarhithral) und Lafnitz gemäß Leitbild (LB) und in den Aufnahmen zwischen 2009 und 2019 (IST). Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen. Die Zahlen unter den Balken geben das jeweilige Aufnahmejahr an (9 = 2009, 15 = 2015 etc.).....	168
Abbildung 110: Individuendichte in der Raab (ab Metarhithral) und der Lafnitz im Zeitraum 2009-2019. Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen ...	169
Abbildung 111: Biomasse in der Raab (ab Metarhithral) und der Lafnitz im Zeitraum 2009-2019. Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen	169
Abbildung 112: Ökologische Zustandsklasse, dargestellt anhand des Fish Index Austria (FIA), in der Raab (ab Metarhithral) und der Lafnitz im Zeitraum 2009-2019. Für die Stelle Raab/Neumarkt, von der als einzigem Standort mehr als 1 Aufnahme vorliegt, wurden die Daten der letzten Befischung herangezogen.....	170

9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Untersuchte Immissions- und Emissionsmessstellen in Österreich	27
Tabelle 2: Untersuchte Parameter	29
Tabelle 3: Hydrologische Kenngrößen für die Raab	33
Tabelle 4: Hydrologische Kenngrößen für die Lafnitz im Unterlauf	33
Tabelle 5: Oberflächenwasserkörper (OWK; Detailwasserkörper) an der Raab im Untersuchungsgebiet, Status als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB), Risikobewertung nach der Belastungsanalyse (oP = organische Belastung aus Punktquellen, nP = Nährstoffbelastung aus Punktquellen, nD = Nährstoffbelastung aus diffusen Quellen, 1 = kein Risiko, 2 = mögliches Risiko, 3 = sicheres Risiko) und Bewertung des ökologischen Zustands (ÖZK = ökologische Zustandsklasse) in Hinblick auf die stoffliche Belastung mit Angabe der Sicherheit (Sich.) der Bewertung der ÖZK (A = Bewertung anhand von Messungen, B = Bewertung anhand von Gruppierungen, C = vorläufige Bewertung).	34
Tabelle 6: Untersuchungsstellen an der Raab und Lafnitz mit Nummerierung, Datum der Probenahme und Koordinaten (Gauß-Krüger).....	35
Tabelle 7: Untersuchungsbefund der Raab bei Arzberg	37
Tabelle 8: Untersuchungsbefund der Raab bei Mitterdorf	39
Tabelle 9: Untersuchungsbefund der Raab aufwärts der Fa. Schmidt in Wollsdorf	41
Tabelle 10: Untersuchungsbefund der Raab abwärts der Fa. Schmidt in Wollsdorf	43
Tabelle 11: Untersuchungsbefund der Raab bei Takern I.....	45
Tabelle 12: Untersuchungsbefund der Raab bei Gniebing.....	47
Tabelle 13: Untersuchungsbefund der Raab bei der Ertlermühle	49
Tabelle 14: Untersuchungsbefund der Raab bei St.Martin	51
Tabelle 15: Untersuchungsbefund der Raab bei Neumarkt.....	53
Tabelle 16: Untersuchungsbefund der Raab bei Mogersdorf	55
Tabelle 17: Untersuchungsbefund der Lafnitz bei Eltendorf.....	57
Tabelle 18: Befischungsstandorte an der Raab und im mündungsnahen Abschnitt der Lafnitz zwischen 2009 und 2019 mit Messstellen-Nummer, ID-Code gemäß Fischdatenbank FDA, Befischungsdatum, Bioregion (Bioreg), Fischregion (Fischreg) und Fluss-Kilometer (Fremddaten, Quellen siehe Kap. 3.2.3)	58
Tabelle 19: Untersuchungsstellen an der Raab und Lafnitz 2009 und 2019	60
Tabelle 20: Überblick über die Befischungsstrecken an der österreichischen Raab und der Lafnitz im Rahmen der GZÜV Erhebungen (2009-2019) und des Raab Survey (2009, mit * gekennzeichnet). BR = Bergrückenlandschaft, B = Fischbioregion Unvergletscherte Zentralalpen und deren Ausläufer, FH = Flach- und Hügelländer, E = Fischbioregion Flach- und Hügelländer, MR = Metarhithral, HR gr = Hyporhithral groß, EP mi = Epipotamal mittel, EP gr = Epipotamal groß.....	64

Tabelle 21: Autochthones Artenspektrum der Fische der österreichischen Raab (Meta- und Hyporhithral) zwischen Mündung Moderbach und oberhalb Wollsdorf, zugleich Fischökologische Leitbilder im Sinne von Haunschmid <i>et al.</i> (2009), Woschitz <i>et al.</i> 2007 und Gefährdungskategorie nach der Roten Liste Österreich (Wolfram & Mikschi, 2006). MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, LB = Leitbild, l = Leitart, b = (typische) Begleitart, s = seltene Begleitart. RE = regionally extinct (regional ausgestorben), CR = critically endangered (vom Aussterben bedroht), EN = endangered (stark gefährdet), VU = vulnerable (gefährdet), NT = near-threatened (Vorwarnstufe), LC = least concern (nicht gefährdet). Das adaptierte Leitbild nach Woschitz <i>et al.</i> 2007 gilt für den Abschnitt Kleinsemmering bis Oberdorf	66
Tabelle 22: Autochthones Artenspektrum der Fische der österreichischen Raab (Epipotamal mittel 1 und 2) zwischen Mündung Rabnitzbach und Staatsgrenze und Lafnitz (ab Mündung Feistritz), zugleich Fischökologische Leitbilder im Sinne von Haunschmid <i>et al.</i> (2009), Wolfram & Woschitz (2007). EP mi = Epipotamal mittel, LB = Leitbild, l = Leitart, b = (typische) Begleitart, s = seltene Begleitart. Adaptiertes Leitbild nach Wolfram & Woschitz (2007) für den Abschnitt Feldbach bis Staatsgrenze bzw. Lafnitz Unterlauf	67
Tabelle 23: Abflussverhältnisse und Bezugswasserstände an der Raab an ausgewählten Stichtagen 2009 und 2019	71
Tabelle 24: Überblick über die ermittelten Frachten.....	77
Tabelle 25: Tagesfrachten jener Parameter mit Werten > BG (Untersuchungen 2009 und 2019)....	120
Tabelle 26: Vergleich der österreichischen mit den ungarischen Ergebnissen an der Stelle Raab Mogersdorf am 18.09.2019. Auswertung nach der österreichischen detaillierten PHB-Methode (Ecoprof 5.0) auf Basis der Kieselalgenzählungen.	139
Tabelle 27: Vergleich der österreichischen mit der ungarischen Kieselalgen-Taxaliste sowie die jeweiligen Anteile der einzelnen Taxa an der Stelle Raab Mogersdorf am 18.09.2019. Planktische Formen wie zentrische Diatomeen und höhere taxonomische Kategorien (Pennales spp.) sind in dieser Liste nicht enthalten.	141
Tabelle 28: Zustandsbewertung anhand des Phytobenthos (PHB) für die drei Metrics Trophieindex (TI), Saprobienindex (SI) und Referenzartenindex (RI), für die jeweilige Zustandsklasse (KL.) sowie Gesamtbewertung (ÖZK) im September 2019. EQR = ecological quality ratio, nEQR = normierte EQR. Oben: Auswertung nur anhand der Kieselalgen (KA), unten: Auswertung anhand des gesamten Phytobenthos (KA+NKA)	143
Tabelle 29: Gegenüberstellung der MZB-Bewertungen der Raab in Mogersdorf anhand der ungarischen und österreichischen Daten nach österreichischer Methodik	157
Tabelle 30: Gegenüberstellung der MZB-Bewertungen der Raab in Mogersdorf anhand der ungarischen und österreichischen Daten nach ungarischer Methodik	158
Tabelle 31: Gegenüberstellung der MZB-Taxalisten nach ungarischem und österreichischem Bestimmungsniveau	159
Tabelle 32: Zustandsbewertung anhand des Makrozoobenthos für die drei Metrics Saprobienindex (SI), multimetrischer Index 1 und 2 (MMI1, MMI2) sowie Gesamtbewertung (ÖZK) im September 2019	160

Tabelle 33: Zustandsbewertung der Raab und der Lafnitz vom Metarhithral bis zur Staatsgrenze. ID FDA = Identifikationsnummer in der Fisch-Datenbank Scharfling, Meth = Befischungsmethodik (A2, A3 = watend mit 2-3 Anoden, C = Bootsbefischung), Artenzahl: gesamt (Ges), autochthone Arten (Aut) und nach Leitbild (LB), FRI = Fischregionsindex, FIA = Fish Index Austria, ÖZK = ökologische Zustandsklasse. Grau hinterlegt sind Bewertungen, bei denen das k.o.-Kriterium Biomasse schlagend wurde.	171
Tabelle 34: Zustandsbewertung der Raab bei Neumarkt anhand der Fische. ID FDA = Identifikationsnummer in der Fisch-Datenbank Scharfling, FRI = Fischregionsindex, FIA = Fish Index Austria, ÖZK = ökologische Zustandsklasse	173
Tabelle 35: Messwerte der allgemein physikalisch-chemischen Kenngrößen und Sauerstoffhaushalt.....	193
Tabelle 36: Messwerte der Nährstoffverhältnisse, Wasserhärte, Alkali- und Erdalkalimetalle	194
Tabelle 37: Messwerte der Metalle, sonstigen Summen- und Gruppenparameter sowie endokrinen Disruptoren.....	195
Tabelle 38: Messwerte der weiteren synthetischen Schadstoffe.....	196
Tabelle 39: Taxaliste Phytobenthos, Teil 1: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt.....	197
Tabelle 40: Taxaliste Phytobenthos, Teil 2: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt (Fortsetzung)	198
Tabelle 41: Taxaliste Phytobenthos, Teil 3: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin	199
Tabelle 42: Taxaliste Phytobenthos, Teil 4: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin (Fortsetzung)	200
Tabelle 43: Taxaliste Phytobenthos, Teil 5: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf.....	201
Tabelle 44: Taxaliste Phytobenthos, Teil 6: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf (Fortsetzung)	202
Tabelle 45: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 1: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt	203
Tabelle 46: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 2: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt (Fortsetzung)	204
Tabelle 47: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 3: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt (Fortsetzung)	205
Tabelle 48: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 4: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin	206
Tabelle 49: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 5: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin (Fortsetzung)	207
Tabelle 50: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 6: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin (Fortsetzung)	208
Tabelle 51: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 7: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf	209
Tabelle 52: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 8: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf (Fortsetzung)	210
Tabelle 53: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 9: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf (Fortsetzung)	211

Tabelle 54: Bewertungstabelle Phytobenthos (alle Algenklassen)	212
Tabelle 55: Bewertungstabelle Phytobenthos (nur Kieselalgen)	213
Tabelle 56: Bewertungstabelle Makrozoobenthos	214

10 Quellenangaben/©

Abbildungen, Fotos, Kartenausschnitte:

- Abb. 1-47: DWS Hydro-Ökologie GmbH (wobei 2, 6, 10, 14, 18, 22, 26, 30, 34, 38, 42 Kartenausschnitte sind - © AMapFly 5.0)
- Abb. 48-49: Umweltbundesamt GmbH (Daten vom Hydrografischen Dienst Burgenland und Steiermark)
- Abb. 50-89: Umweltbundesamt GmbH (die Abflussdaten der Einleiter für die Errechnung der Frachten wurden von den Ländern Burgenland und Steiermark zur Verfügung gestellt, ein Wert in den Längsverlaufsgrafiken stammt jeweils vom ungar. Labor Vtk Innosystem Kft.)
- Abb. 90-97: Umweltbundesamt GmbH (Daten zwischen den beiden Untersuchungen 2009 und 2019 sind von den Ländern Burgenland und Steiermark)
- Abb. 98-112: DWS Hydro-Ökologie GmbH

Tabellen

- Tab. 1-2: Umweltbundesamt GmbH
- Tab. 3: DWS Hydro-Ökologie GmbH (Daten von den Hydrografischen Diensten Burgenland und Steiermark)
- Tab. 4: DWS Hydro-Ökologie GmbH (Daten vom Hydrografischen Dienst Burgenland)
- Tab. 5: DWS Hydro-Ökologie GmbH (Daten aus WISA)
- Tab. 6-22: DWS Hydro-Ökologie GmbH
- Tab. 23: Umweltbundesamt (Daten Hydrografische Dienste Burgenland und Steiermark)
- Tab. 24: Umweltbundesamt (Basisdaten für die Berechnung der Frachten von den Ländern zur Verfügung gestellt)
- Tab. 25: Umweltbundesamt (Basisdaten für die Berechnung der Frachten von den Ländern zur Verfügung gestellt)
- Tab. 26-34: DWS Hydro-Ökologie
- Tab. 35-38: Umweltbundesamt
- Tab. 39-56: DWS Hydro-Ökologie

11 Anhang

11.1 Tabellen mit Messwerten

Tabelle 35: Messwerte der allgemein physikalisch-chemischen Kenngrößen und Sauerstoffhaushalt

Messstelle	PN-Datum	Wasser-temp. °C	pH-Wert	elektrische Leitfähigkeit µS/cm	Chlorid mg/l	Sulfat mg/l	Oberflächen-spannung mN/m	Sauerstoff-gehalt mg/l	DOC mg/l	TOC mg/l	BSB5 mg O2/l	CSB gesamt mg/l
RAAB, Arzberg abw. Moderbachmündung	07.10.2019	9,2	8,4	440	14	17	72,4	11,06	1,2	1,1	1,9	n.n.
RAAB, Straßenbrücke Mitterdorf a. d. Raab	07.10.2019	9,3	8,4	420	14	16	71,8	11,7	1,3	1,3	2,4	n.n.
ARA St.Ruprecht an der Raab	07.10.2019	17,8	7,4	1000	150	50	71,7	3,9	8,6	8,5	2,2	22
Wollsdorf-Leder Schmidt u. Co. Ges.m.b.H.	07.10.2019	24,6	7,8	22000	7000	1700	71,6	6,6	18	18,1	1,7	54
Steierobst	07.10.2019	31,3	8,1	2100	160	15	72,1	4,9	11	10,7	1,8	32
ARA Gleisdorf	07.10.2019	16,7	7,4	940	130	44	72,1	2,9	5,1	4,8	0,8	15
RAAB; Pegel Neumarkt - Vergleichsprobe AT	08.10.2019	11,3	8	960	120	69	72,3	9,8	4,9	5,2	2,6	15
RAAB, 1. Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	08.10.2019	10,3	8,4	470	22	19	72,4	12,03	1,7	1,7	2,1	n.n.
RAAB, ca. 1000 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	08.10.2019	10,7	8,5	1000	170	47	72	12,08	3,5	3,4	2,1	< 15
RAAB, aufw. Gleisbachmündung	08.10.2019	11,3	8,3	810	110	36	72,2	12,1	2,7	2,9	2,2	< 15
RAAB, Bahnhof Takern I	08.10.2019	11,3	8,2	810	110	36	72	10,39	2,8	2,8	2	< 15
ARA St.Margarethen an der Raab	09.10.2019	16,7	7,2	1100	160	63	72	2,6	6,4	6,1	3,3	20
ARA Flachitz im Raabtal	09.10.2019	16,6	7,1	1100	150	59	72,2	2,6	5,5	5,4	4,4	16
Titz Gefügeschlachthof GmbH	09.10.2019	20,6	7,3	2000	520	48	72,6	7,8	11,8	12,1	4,9	35
Feldbach, Boxmark Leather GmbH & Co KG	09.10.2019	22,7	7,2	8500	1400	2400	71,7	4,2	55	52	3,1	170
RAAB, Bahnhof Feldbach	09.10.2019	11	8	670	75	33	71,8	10,5	2,8	2,9	3,1	< 15
Fleischhof Raabtal GmbH	09.10.2019	16,2	7,6	1300	270	3,4	70,9	7,1	11,1	11,8	3,6	34
RAAB, Ertlermühle	10.10.2019	11,9	8,1	820	99	57	72,4	9,9	4	4,2	3,3	< 15
ARA Feldbach-Raabau	10.10.2019	17,7	7,4	1300	240	54	72,2	5,2	5	5,1	5,3	16
RAAB, Pertsteinmühle	10.10.2019	12,1	8,2	800	95	61	72,1	9,4	3,7	3,9	3	< 15
AT & S, Austria Technologie und Systemtechnik	10.10.2019	23,3	8,1	5700	770	1600	69,5	10,17	21	21	2,6	58
ARA Fehring	10.10.2019	16,9	7,2	1800	420	95	72,2	6,1	5,5	5,2	6,9	15
RAAB, Straßenbrücke Hohenbrugg	11.10.2019	11,8	8	830	110	63	72,7	9,2	4	4,4	1,4	< 15
RAAB; St. Martin	11.10.2019	11,4	8	790	100	52	72,6	10,27	4,4	3,9	1,2	< 15
Lederfabrik Boxmark Jennersdorf	11.10.2019	23,3	7,5	16000	3700	2300	72,6	6,3	19,6	18,6	1,4	53
ARA AWV Jennersdorf, Heiligenkreuz/Lafnitztal	11.10.2019	20,6	7,5	4500	530	1200	72,1	7,4	13,5	13,4	1,6	44
LAFNITZ, Eitendorf	11.10.2019	11,5	8,4	310	23	20	72,4	11,05	1,9	1,8	4,3	n.n.
RAAB; Pegel Neumarkt	11.10.2019	12,1	8,2	900	100	72	72,4	10,32	4,7	4,8	3,8	< 15

Tabelle 36: Messwerte der Nährstoffverhältnisse, Wasserhärte, Alkali- und Erdalkalimetalle

Messtelle	Gesamtstickstoff mg/l	Nitrat-N mg/l	NH4-N mg/l	Nitrit-N mg/l	Gesamtphosphor-P mg/l	Ortho-Phosphat (PO4-P) mg/l	Karbonat- härte °dH	Gesamt- härte °dH	Hydrogen- karbonat mg/l	Säurebindungs- vermögen mmol/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l
RAAB; Arzberg abw. Moderbachmündung	1,3	1,2	n.n.	0,0035	0,015	0,035	11,2	10,6	240	4	59	11	7,4	2
RAAB; Straßenbrücke Mitterdorf a. d. Raab	1,2	1,1	n.n.	<0,0030	0,021	0,054	10,6	10	230	3,8	58	8,7	6,9	1,9
ARA St.Ruprecht an der Raab	5,2	4	0,15	0,069	0,19	0,19	11,8	10,8	260	4,2	65	7,7	99	19
Wollsdorf-Leder Schmidt u. Co. Ges.m.b.H.	29	26	0,34	0,13	0,53	0,63	23,6	21,7	510	8,4	140	12	5000	67
Steierobst	15	13	0,079	0,07	0,06	0,079	53,2	7,9	1200	19	40,5	9,72	464	17,7
ARA Gleisdorf	7,5	6,7	0,025	0,0093	0,21	0,51	12,1	11,8	260	4,3	68	10	78	17
RAAB; Pegel Neumarkt - Vergleichsprobe AT	3,3	3	0,1	0,029	0,11	0,26	11,8	13,5	260	4,2	75,6	12,7	103	7,16
RAAB; 1. Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	2,3	2,2	0,056	0,023	0,082	0,21	11,3	11,9	250	4,1	67,6	10,5	11,5	2,48
RAAB; ca. 1000 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	3,1	2,6	0,042	0,028	0,091	0,2	11,6	12,6	250	4,2	71,8	11	120	4,52
RAAB; aufw. Gleisbachmündung	2,4	2	0,044	0,016	0,067	0,14	11,5	12	250	4,1	69,6	9,82	71,4	3,5
RAAB; Bahnhof Takern I	2,6	2,3	0,036	0,012	0,07	0,15	12,3	11,9	270	4,4	68,4	10	72,6	4,16
ARA St.Margarethen an der Raab	4,7	3,8	0,12	0,1	0,71	2,1	13,1	12,8	290	4,7	67	15	120	23
ARA Fladnitz im Raabtal	10	3,7	0,47	0,16	0,21	0,56	13,5	12,7	290	4,8	65	16	100	22
Titz Geflügelschlachthof GmbH	9,6	7,8	0,087	0,011	0,089	1,7	4,52	22,3	99	1,6	130	16	160	65,6
Feldbach, Boxmark Leather GmbH & Co KG	71	71	0,022	0,11	0,044	0,022	20,2	67,7	440	7,2	460	18	1600	54
RAAB; Bahnhof Feldbach	1,9	1,5	0,058	0,013	0,053	0,097	11,2	11,4	240	4	64	11	49	4,2
Fleischhof Raabtal GmbH	5,7	3,4	0,28	0,13	0,24	0,53	11,5	10,8	250	4,1	45	20	130	64
RAAB; Erleermühle	2,9	2,3	0,085	0,015	0,071	0,2	11,8	12	260	4,2	68	11	75	5,6
ARA Feldbach-Raabau	3,3	2,2	0,32	0,042	0,39	0,98	16	15,4	350	5,7	77	20	150	25
RAAB; Pertleinsmühle	2,7	2,2	0,07	0,016	0,071	0,15	11,8	12,2	260	4,2	69	11	68	5,8
AT & S. Austria Technologie und Systemtechnik	0,95	0,53	0,074	0,015	0,029	0,028	16,9	21,1	370	6	150	2,4	1000	1,9
ARA Fehring	11	10	0,14	0,013	0,068	0,097	9,73	15,6	210	3,5	81	18	200	25
RAAB; Straßenbrücke Hohenbrugg	2,7	2,2	0,13	0,017	0,034	0,07	11,8	12	260	4,2	68	11	75	5,9
RAAB; St. Martin	2,5	2	0,11	0,019	0,03	0,058	10	11,8	220	3,6	65	11	71	5,9
Lederfabrik Boxmark Jennersdorf	71	65	0,034	0,8	0,1	0,26	18	77,9	390	6,5	520	24	2900	51,7
ARA AWW Jennersdorf, Heiligenkreuz/Lafnitztal	11	4,8	3	0,15	0,34	0,92	23,4	9,2	510	8,3	47	12	850	54
LAFNITZ; Eitendorf	1,2	1,2	0,024	0,0047	0,044	0,055	5,61	5,8	120	2	30	7	23	4,3
RAAB; Pegel Neumarkt	2,9	2,3	0,1	0,018	0,045	0,1	12	12	250	4,2	66	11	93	6,5

Tabelle 37: Messwerte der Metalle, sonstigen Summen- und Gruppenparameter sowie endokrinen Disruptoren

Messstelle	Hg	Ni	Cd	Pb	Cu	Cr	Fe	AOX	MBAS	LAS	Bisphenol A	Nonyl-phenol	Octyl-phenol	NP1EO	NP2EO	OP1EO	OP2EO
RAAB, Arzberg abw. Moderbachmündung	n.n.	0,23	0,0098	0,17	0,79	0,12	5,9	n.n.	0,336	< 0,010	0,07	< 0,050	n.n.	< 0,050	0,079	n.n.	n.n.
RAAB, Straßenbrücke Mitterdorf a. d. Raab	n.n.	0,32	0,01	0,2	0,9	0,12	22	< 10	0,037	< 0,010	0,046	< 0,050	n.n.	n.n.	0,022	n.n.	n.n.
ARA St. Ruprecht an der Raab	n.n.	1,9	< 0,0050	0,087	1,4	0,32	65	30	0,042	< 0,010	0,14	0,055	n.n.	< 0,050	0,027	n.n.	n.n.
Wollsdorf-Leder-Schmidt u. Co. Ges.m.b.H.	n.n.	4,5	0,043	0,21	5,4	33	71	34	0,033	< 0,010	0,045	< 0,050	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Steinerobst	n.n.	5,9	< 0,0050	0,085	1,9	0,53	1400	80	0,033	< 0,010	0,033	< 0,050	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA Gleisdorf	n.n.	0,76	< 0,0050	0,058	1,6	0,21	28	30	0,031	< 0,010	0,092	< 0,050	n.n.	< 0,050	0,023	n.n.	n.n.
RAAB, Pegel Neumarkt - Vergleichsprobe AT	n.n.	1	0,028	0,087	1,7	1,8	67	30	0,041	< 0,010	0,019	< 0,050	n.n.	< 0,050	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB, 1. Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	n.n.	0,37	0,0075	0,11	2	0,18	20	n.n.	< 0,020	< 0,010	0,052	< 0,050	n.n.	< 0,050	0,046	n.n.	n.n.
RAAB, ca. 1000 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	n.n.	0,39	0,008	0,11	1	1,3	27	10	0,03	< 0,010	0,066	0,058	n.n.	< 0,050	< 0,020	n.n.	n.n.
RAAB, aufw. Gleisbachmündung	n.n.	0,48	0,008	0,11	0,99	0,81	51	30	0,033	< 0,010	0,06	0,052	n.n.	< 0,050	0,038	n.n.	n.n.
RAAB, Bahnhof Takern I	n.n.	0,58	0,03	0,12	1	0,65	84	10	0,033	< 0,010	< 0,010	< 0,050	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA St. Margarethen an der Raab	n.n.	1,3	0,0096	0,075	1,4	0,26	37	30	0,055	< 0,010	0,011	< 0,050	n.n.	< 0,050	0,021	n.n.	n.n.
ARA Fiadnitz im Raabtal	n.n.	1,6	0,013	0,038	1,2	0,24	88	10	0,061	< 0,010	0,029	< 0,050	n.n.	n.n.	< 0,020	n.n.	n.n.
Titz Geflügelschlachthof GmbH	n.n.	4,8	0,009	0,019	2,3	0,18	54	57	0,065	< 0,010	0,013	0,057	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Feldbach, Boxmark Leather GmbH & Co KG	0,0026	6,1	< 0,0050	0,8	4,6	37	50	110	0,35	< 0,010	0,018	< 0,050	n.n.	< 0,050	0,035	n.n.	n.n.
RAAB, Bahnhof Feldbach	n.n.	0,65	0,0092	0,092	1,4	0,34	78	14	0,076	< 0,010	< 0,010	< 0,050	n.n.	< 0,050	0,031	n.n.	n.n.
Fleischhof Raabtal GmbH	n.n.	1,3	0,0059	0,13	4,6	0,15	4,2	78	0,089	< 0,010	0,034	0,052	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB, Erntermühle	n.n.	0,67	0,007	0,072	1,2	2,6	76	19	0,027	< 0,010	0,02	< 0,050	n.n.	n.n.	0,042	n.n.	n.n.
ARA Feldbach-Raabau	n.n.	2	0,0083	0,049	2,2	0,23	54	26	n.n.	< 0,010	n.n.	< 0,050	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB, Pertsteinmühle	n.n.	0,77	0,0064	0,081	1	0,7	67	23	0,038	< 0,010	0,011	< 0,050	n.n.	n.n.	0,025	n.n.	n.n.
AT & S, Austria Technologie und Systemtechnik	n.n.	3,1	0,0089	0,024	28	2,1	16	150	0,066	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,050	n.n.	n.n.	n.n.
ARA Fehring	n.n.	4,6	0,0076	0,046	3,2	0,21	36	44	0,18	< 0,010	0,017	< 0,050	n.n.	< 0,050	0,081	n.n.	n.n.
RAAB, Straßenbrücke Hohenbrugg	n.n.	0,73	0,0087	0,023	1,2	0,56	10	10	0,054	< 0,010	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB, St. Martin	n.n.	0,96	0,0058	0,026	1,6	0,46	10	12	< 0,020	< 0,010	< 0,010	< 0,050	n.n.	n.n.	0,023	n.n.	n.n.
Lederfabrik Boxmark Jennersdorf	0,0012	5	0,0077	0,028	6,9	29	11	47	0,26	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA AWV Jennersdorf, Heiligenkreuz/Lafnitzal	n.n.	3,7	< 0,0050	0,039	6,3	0,43	18	140	0,079	< 0,010	0,025	< 0,050	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
LAFNITZ, Eitendorf	n.n.	1,1	0,0067	0,038	3,2	< 0,10	4,5	10	0,025	< 0,010	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB, Pegel Neumarkt	n.n.	2,3	0,0098	0,029	1,4	2,3	20	24	0,095	< 0,010	0,038	< 0,050	n.n.	n.n.	0,025	n.n.	n.n.

Tabelle 38: Messwerte der weiteren synthetischen Schadstoffe

Messstelle	1-Naphthalinsulfonat (1-NSA)	2-Naphthalinsulfonat (2-NSA)	1,5-Naphthalindisulfonat (1,5-NDSA)	1,6-Naphthalindisulfonat (1,6-NDSA)	2,6-Naphthalindisulfonat (2,6-NDSA)	1,3,6-Naphthalintrisulfonat (1,3,6-NDSA)	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
RAAB, Arzberg abw. Moderbachmündung	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,20
RAAB, Straßenbrücke Mitterdorf a. d. Raab	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,25
ARA St.Ruprecht an der Raab	n.n.	0,2	0,14	0,12	n.n.	n.n.	< 0,20
Wolfsdorf-Leder Schmidt u. Co. Ges.m.b.H.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Steierobst	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,20
ARA Gleisdorf	n.n.	0,094	0,2	0,15	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB; Pegel Neumarkt - Vergleichsprobe AT	n.n.	< 0,080	12	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,20
RAAB, 1.Straßenbrücke aufw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB, ca. 1000 m abw. Fa. Schmidt, Wollsdorf	n.n.	< 0,080	13	n.n.	n.n.	n.n.	0,28
RAAB, aufw. Gleisbachmündung	n.n.	n.n.	7,7	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,20
RAAB, Bahnhof Takern I	n.n.	n.n.	6,3	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,20
ARA St.Margarethen an der Raab	n.n.	0,1	0,14	0,1	n.n.	n.n.	< 0,20
ARA Fladnitz im Raabtal	1,1	13	23	20	< 0,057	5,7	0,24
Titz Geflügelschlachthof GmbH	0,88	3,3	n.n.	2,7	n.n.	n.n.	< 0,20
Feldbach, Boxmark Leather GmbH & Co KG	n.n.	n.n.	140	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,20
RAAB, Bahnhof Feldbach	n.n.	< 0,080	5,2	n.n.	n.n.	n.n.	0,2
Fleischhof Raabtal GmbH	n.n.	0,084	n.n.	< 0,080	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB, Ertlermühle	n.n.	< 0,080	13	n.n.	n.n.	n.n.	0,31
ARA Feldbach-Raabau	n.n.	< 0,080	0,2	0,3	< 0,057	n.n.	0,36
RAAB, Perltsteinmühle	n.n.	n.n.	8,7	n.n.	n.n.	n.n.	0,32
AT & S, Austria Technologie und Systemtechnik	n.n.	0,1	1,1	0,2	n.n.	n.n.	n.n.
ARA Fehring	n.n.	n.n.	0,8	0,1	n.n.	n.n.	0,85
RAAB, Straßenbrücke Hohenbrugg	n.n.	n.n.	10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB; St. Martin	n.n.	< 0,080	10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Lederfabrik Boxmark Jennersdorf	n.n.	n.n.	52	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA AVW Jennersdorf, Heiligenkreuz/Lafnitztal	n.n.	0,16	6,7	3	n.n.	< 0,60	< 0,20
LAFNITZ, Ellendorf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
RAAB; Pegel Neumarkt	n.n.	< 0,080	11	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

11.2 Taxalisten

Tabelle 39: Taxaliste Phytobenthos, Teil 1: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt

Gewässer	Raab															
	1 Arzberg				2 Mitterdorf				3 Wollsdorf oh Schmidt				4 Wollsdorf uh. Schmidt			
Untersuchungsstelle	19.09.2019				19.09.2019				19.09.2019				19.09.2019			
Datum	65				95				95				75			
Gesamtalgendeckung inkl. Bakterien & Pilze [%]	50				75				65				60			
Algendeckung inkl. Bakterien & Pilze exkl. Kieselalgen [%]	4				2				2				6			
Makroalgen inkl. Bakterien & Pilze [%]	4				3				1,5				1,5			
mittlere Bewuchsdicke [mm]	522				549				576				461			
Kieselalgenschalen Gesamtanzahl																
CHLOROPHYCEAE	cf.	SI	G(ber)	TW	G-TW	DG %	Rel.%	DG %	Rel.%	DG %	Rel.%	DG %	Rel.%	DG %	Rel.%	
Cladophora glomerata		2,5	1	2,6	1	34,65	69,3	36,63	48,84	19,8	30,46	12,87	21,45			
Gongrosira debaryana		2,1	1	2,1	1											
Gongrosira incrustans		2,0	2	2,3	0	2,19	4,38	18,6	24,8	4	6,15	2,4	4			
Oedogonium sp.		-	-	0,0	0											
Stigeodionium sp.		-	-	0,0	0	0,03	0,06					0,2	0,33			
Stigeodionium tenue	X	2,7	3	2,5	2											
Ulothrix zonata		2,1	2	1,9	1											
CYANOPROKARYOTA																
Aphanocapsa rivularis		1,7	1	1,7	1					1,75	2,69	0,55	0,92			
Chamaesiphon incrustans		1,9	1	2,0	1	0,35	0,7	0,37	0,49	0,2	0,31	0,13	0,22			
Chamaesiphon pncobyrsoides		1,7	2	2,3	3	1,2	2,4									
Chamaesiphon polymorphus		2,4	2	2,1	1							0,2	0,33			
Chroococcopsis gigantea		2,2	2	2,2	1											
Heteroleibleinia kuetzingii		1,5	4	2,5	0											
Homoethrix crustacea		1,8	2	2,1	1	1,9	3,8	11,23	14,97	1,95	3	0,2	0,33			
Homoethrix juliana		1,9	2	2,8	3											
Homoethrix varians		1,7	2	1,4	1	1,5	3									
Hydrococcus cesatii		2,2	1	2,4	1					1,05	1,62	0,7	1,17			
Lyngbya martensiana		1,9	2	3,2	4											
Phormidium aerugineo-caeruleum	X	2,2	2	3,5	1											
Phormidium autumnale Gruppe		2,5	0	1,9	0	0,07	0,14	1,2	1,6							
Phormidium incrustatum		1,7	3	2,1	1	2,69	5,38	5,76	7,68	4,65	7,15	8,5	14,17			
Phormidium sp.		-	-	0,0	0											
Pleurocapsa minor		2,3	2	2,5	1	0,2	0,4	0,21	0,28	4,4	6,77	19	31,67			
RHODOPHYCEAE																
Audouinella chalybea		2,4	1	3,1	2					24,5	37,69					
Audouinella pygmaea		2,0	2	2,6	1	1,2	2,4					9,25	15,42			
Bangia atropurpurea		2,0	3	1,9	3	0,02	0,04			0,7	1,08					
Hildenbrandia rivularis		1,8	2	2,7	1					1	1,54	3	5			
XANTHOPHYCEAE																
Vaucheria sp.		-	-	0,0	0	4	8	1	1,33	1	1,54	3	5			
ZYGEMATOPHYCEAE																
Mougeotia sp.		-	-	0,0	0											
BACILLARIOPHYCEAE						KA Abs.	Rel.%	KA Abs.	Rel.%	KA Abs.	Rel.%	KA Abs.	Rel.%			
Achnanthyrium atomoides		1,4	4	1,8	2			8	1,46	2	0,35	9	1,95			
Achnanthyrium atomum		-	-	0,0	0	8	1,53									
Achnanthyrium catenatum		-	-	0,0	0											
Achnanthyrium delmontii		2,0	1	2,3	1	54	10,94	28	5,1	15	2,6					
Achnanthyrium eutrophilum		2,1	1	2,5	1					4	0,69					
Achnanthyrium jackii		-	-	0,0	0	4	0,77									
Achnanthyrium minutissimum		1,6	1	1,3	1	6	1,15			4	0,69	19	4,12			
Achnanthyrium minutissimum Gruppe		1,6	1	1,3	1	42	8,05	45	8,2	25	4,34	5	1,08			
Achnanthyrium pyrenaicum		1,4	4	1,1	2							6	1,3			
Adlafia minuscula var. minuscula		1,8	0	2,3	0											
Amphora copulata		2,1	1	2,8	2											
Amphora liniensis		1,7	0	2,0	0							4	0,87			
Amphora ovalis		2,1	1	2,9	2	2	0,38	7	1,28	9	1,56	2	0,43			
Amphora pediculus		2,1	1	2,7	1	90	17,24	23	4,19	36	6,25	105	22,78			
Caloneis lancettula		2,1	2	2,4	1	4	0,77			2	0,35					
Cocconeis euglyptoides		-	-	0,0	0											
Cocconeis pediculus		2,0	1	2,5	2	9	1,72	26	4,74	14	2,43	13	2,82			
Cocconeis placentula var. euglypta		-	-	0,0	0	63	12,07	30	5,46	13	2,26	61	13,23			
Cocconeis placentula var. lineata		-	-	0,0	0			1	0,18							
Cocconeis placentula var. placentula		-	-	0,0	0	2	0,38									
Cocconeis pseudolineata		2,2	1	2,3	0	2	0,38									
Craticula ambigua		3,0	1	0,0	0							2	0,43			
Cymatopleura elliptica var. elliptica		1,9	2	2,1	0											
Cymatopleura solea var. solea		2,1	1	2,7	1							2	0,43			
Cymbella excisa		1,2	4	2,6	2	4	0,77	29	5,28	6	1,04					
Diademsia perpusilla		-	-	1,9	0											
Diatoma ehrenbergii		1,5	1	1,0	3			16	2,91							
Diatoma moniliformis ssp. moniliformis		2,1	3	1,6	0	3	0,57									
Diatoma vulgare		2,1	4	2,0	1							6	1,3			
Diploneis oculata		1,8	2	1,9	0											
Encyonema minutum		1,6	4	1,3	1			7	1,28							
Encyonema silesiacum		1,9	3	1,4	1					2	0,35					
Encyonema ventricosum		2,1	1	2,0	0	5	0,96	2	0,36							
Eolimna minima		2,6	0	3,0	2	11	2,11	4	0,73	34	5,9	14	3,04			
Eolimna subminuscula		3,4	3	3,5	4											
Fallacia lenzii		2,0	2	2,5	1											
Fallacia subhamulata		2,0	1	2,6	1					50	8,68					
Fragilaria acus		2,3	0	2,3	0											
Fragilaria brevistriata		2,0	1	2,5	0											
Fragilaria candidagilliae		-	-	0,0	0											
Fragilaria gracilis		1,3	4	1,4	1											
Fragilaria mesolepta		2,2	2	2,2	0							1	0,22			
Fragilaria nanana		-	-	0,0	0											
Fragilaria neointermedia		-	-	0,0	0							2	0,43			
Fragilaria pararumpens		-	-	0,0	0											
Fragilaria parasitica var. subconstricta		-	-	0,0	0											
Fragilaria pectinalis		-	-	0,0	0											
Fragilaria pinnata		2,0	1	2,5	1	4	0,77	2	0,36							
Fragilaria tenera		-	-	1,5	0											
Fragilaria ulna var. ulna		2,4	0	2,3	0											
Frustulia vulgaris		2,1	1	2,4	2			2	0,36							
Geissleria decussis		2,1	2	2,7	3	10	1,92	4	0,73							
Geissleria ignota		-	-	0,0	0											
Gomphonema italicum		-	-	0,0	0											
Gomphonema micropus		2,1	1	2,3	0											
Gomphonema minutum		2,0	3	2,5	1			13	2,37	6	1,04	2	0,43			
Gomphonema occultum		1,0	5	0,8	3	2	0,38									

Tabelle 40: Taxaliste Phytobenthos, Teil 2: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt (Fortsetzung)

Gewässer	Untersuchungsstelle					Raab		Raab		Raab		Raab	
						1 Arzberg	2 Mitterdorf	3 Wollsdorf oh Schmidt	4 Wollsdorf uh. Schmidt				
Datum						19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019				
Gomphonema olivaceoides		1,2	3	1,1	2	2	0,38						
Gomphonema olivaceum var. olivaceum		2,0	2	2,2	1	2	0,38	10	1,82	2	0,35		
Gomphonema parvulum Gruppe		2,6	0	2,5	0								
Gomphonema parvulum var. parvulum f. parvulum		2,6	0	2,5	0			2	0,36				
Gomphonema pumilum var. rigidum		-	-	0,0	0			22	4,01	20	3,47	14	3,04
Gomphonema tergestinum		1,6	4	1,2	2	4	0,77			5	0,87		
Gyrosigma acuminatum		2,0	1	2,7	1			2	0,36				
Gyrosigma attenuatum		2,0	1	2,6	1			2	0,36			3	0,65
Gyrosigma obtusatum		-	-	0,0	0								
Gyrosigma sciotoense		2,0	4	2,7	2								
Halamphora montana		2,4	0	3,0	2								
Hantzschia amphioxys		-	-	0,0	0								
Hippodonta capitata		2,7	2	3,1	2								
Hippodonta neglecta		-	-	0,0	0								
Hippodonta pseudocapitata		-	-	3,0	2								
Luticola goeppertiana		3,3	3	3,3	4					4	0,69		
Luticola ventricifusa		-	-	0,0	0								
Mayamaea atomus var. permissis		3,1	2	3,1	2					2	0,35		
Melosira varians		2,2	0	2,7	1	8	1,53	10	1,82	4	0,69		
Navicula amphiceropsis		2,1	1	0,0	0							1	0,22
Navicula antonii		2,3	3	2,9	2			2	0,36	2	0,35	2	0,43
Navicula capitatoradiata		2,1	1	2,9	2	5	0,96	80	14,57	34	5,9	38	8,24
Navicula catalanogermanica		-	-	0,0	0			2	0,36			2	0,43
Navicula cryptocephala		2,5	1	2,7	2								
Navicula cryptotenella		2,0	1	2,5	1	10	1,92	31	5,65	55	9,55	38	8,24
Navicula erifuga		2,3	3	3,4	4								
Navicula exilis		1,4	4	1,2	4								
Navicula germarii		2,2	2	2,7	1								
Navicula gregaria		2,3	1	2,9	2	7	1,34			18	3,13	2	0,43
Navicula lanceolata		2,3	1	2,8	1								
Navicula microcari		-	-	0,0	0								
Navicula notha		-	-	1,6	2								
Navicula reichardtiana		1,9	2	2,3	1	19	3,64	40	7,29	9	1,56	5	1,08
Navicula rostellata		2,0	4	3,1	2								
Navicula simulata		-	-	0,0	0								
Navicula slesvicensis		2,2	1	2,6	1								
Navicula tenelloides		2,3	2	2,6	1					3	0,52		
Navicula tripunctata		2,0	3	2,6	1	57	10,92	27	4,92	78	13,54	26	5,64
Navicula trivialis		2,9	2	3,1	3			7	1,28				
Navicula vandamii		2,0	3	0,0	0					2	0,35		
Navicula veneta		2,7	0	3,2	3								
Navicula vilaplani		2,7	0	3,2	3								
Navicula viridula var. viridula		-	-	0,0	0			2	0,36				
Nitzschia acicularis var. acicularis		-	-	0,0	0	2	0,38						
Nitzschia agnita		-	-	3,4	3								
Nitzschia amphibia		2,6	2	3,3	4							1	0,22
Nitzschia angustata		1,6	2	2,4	0								
Nitzschia angustatula		1,7	3	2,4	1								
Nitzschia archibaldii		2,0	0	2,2	0							1	0,22
Nitzschia brevissima		1,6	2	0,0	0								
Nitzschia bulnheimiana		2,2	3	3,0	3								
Nitzschia capitellata		3,4	3	3,2	4			4	0,73				
Nitzschia clausii		-	-	3,2	4								
Nitzschia communis		3,3	3	3,0	2								
Nitzschia constricta		2,2	1	3,3	4			2	0,36				
Nitzschia debilis		2,5	0	2,8	0								
Nitzschia dissipata ssp. dissipata		2,0	3	2,4	2	30	5,75	2	0,36	14	2,43		
Nitzschia dissipata var. media		1,6	1	1,6	1								
Nitzschia fonticola		2,1	1	2,0	0	12	2,3	21	3,83	25	4,34	8	1,74
Nitzschia frequens		-	-	3,0	1								
Nitzschia frustulum var. frustulum		2,5	0	3,1	3								
Nitzschia frustulum var. inconspicua		2,3	2	2,8	2					15	2,6	17	3,69
Nitzschia heufferiana		1,9	2	2,5	1	8	1,53	7	1,28			2	0,43
Nitzschia intermedia		2,2	1	3,0	3								
Nitzschia levidensis		2,5	2	3,3	4								
Nitzschia linearis		2,3	0	2,5	1	2	0,38	5	0,91	2	0,35	9	1,95
Nitzschia palea var. debilis		-	-	0,0	0			2	0,36				
Nitzschia palea var. palea		2,5	0	2,9	1			2	0,36	3	0,52	2	0,43
Nitzschia palea var. tenuirostris sensu		-	-	0,0	0								
Nitzschia paleaformis		-	-	0,0	0								
Nitzschia recta		2,3	0	2,6	1								
Nitzschia rectiformis		-	-	0,0	0			2	0,36				
Nitzschia salinarum		2,6	1	3,3	4								
Nitzschia sigmoidea		-	-	0,0	0					2	0,35		
Nitzschia sociabilis		2,1	4	2,5	1								
Nitzschia solita		2,9	3	3,0	3								
Nitzschia sp.		-	-	0,0	0								
Nitzschia subacicularis		2,4	3	3,1	4								
Nitzschia sublinearis		1,8	1	1,5	1	2	0,38						
Nitzschia supralittorea		2,8	3	3,2	4								
Nitzschia tenuis		-	-	0,0	0								
Parlibellus protracta		2,0	0	2,8	2								
Planothidium frequentissimum		2,4	1	3,0	2	2	0,38					2	0,43
Planothidium lanceolatum		2,4	0	2,8	1								
Reimeria sinuata		1,7	1	2,1	1	19	3,64	4	0,73	16	2,78		
Reimeria uniseriata		-	-	0,0	0			2	0,36			10	2,17
Rhoicosphenia abbreviata		2,1	2	2,8	2	4	0,77	6	1,09	36	6,25	21	4,56
Sellaphora bacillum		1,8	3	2,8	3								
Sellaphora pseudopupula		1,3	5	2,7	4							2	0,43
Sellaphora pupula var. pupula		2,6	1	2,9	3	2	0,38			3	0,52		
Sellaphora seminulum		3,0	2	3,2	3								
Stauroneis smithii		2,4	0	2,3	0								
Stauroneis thermicola		2,3	0	2,2	0								
Surirella angusta		2,0	1	2,6	1			2	0,36			2	0,43
Surirella brebissonii		2,3	1	2,6	1								
Surirella helvetica		1,6	4	0,0	0								
Surirella linearis var. linearis		1,6	4	0,0	0								
Surirella minuta		2,2	1	2,9	2			2	0,36				
Surirella tenera		-	-	0,0	0								
Surirella terricola		-	-	0,0	0								
Taxa (Gesamt)	186					51		53		50		51	

Tabelle 41: Taxaliste Phytobenthos, Teil 3: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin

Gewässer	Untersuchungsstelle	Raab				Raab				Raab				Raab			
		5 Bahnhof Takern I				6 Gniebing				7 Ertler Mühle				9 St. Martin			
Datum		19.09.2019				18.09.2019				18.09.2019				18.09.2019			
Gesamtalgendeckung inkl. Bakterien & Pilze [%]		95				91				85				85			
Algendeckung inkl. Bakterien & Pilze exkl. Kieselalgen [%]		70				61				62				65			
Makroalgen inkl. Bakterien & Pilze [%]		31				1				1				1			
mittlere Bewuchsdicke [mm]		2				1				1,5				1			
Kieselalgenschalen Gesamtanzahl		518				628				642				606			
CHLOROPHYCEAE		cf.	SI	G(ber)	TW	G-TW	DG %	Rel.%	DG %	Rel.%	DG %	Rel.%	DG %	Rel.%			
Cladophora	glomerata		2,5	1	2,6	1	26,2	37,43	9,8	16,07	18	29,03	9,8	15,08			
Gongosira	debarvana		2,1	1	2,1	1				0,4	0,65	1,5	2,31				
Gongosira	incrustans		2,0	2	2,3	0	3,7	5,29	0,5	0,82	1,2	1,94	1	1,54			
Oedogonium	sp.		-	-	0,0	0				0,5	0,81						
Stigeodonium	sp.		-	-	0,0	0			0,1	0,16							
Stigeodonium	tenue	X	2,7	3	2,5	2					1	1,61					
Ulothrix	zonata		2,1	2	1,9	1											
CYANOPROKARYOTA																	
Aphanocapsa	rivularis		1,7	1	1,7	1	1,19	1,7	2,5	4,1	1,3	2,1	1	1,54			
Chamaesiphon	incrustans		1,9	1	2,0	1					0,4	0,65	0,1	0,15			
Chamaesiphon	oncobryoides		1,7	2	2,3	3											
Chamaesiphon	polymorphus		2,4	2	2,1	1			0,5	0,82							
Chroococcopsis	gigantea		2,2	2	2,2	1					2	3,23	2,5	3,85			
Heteroleibleinia	kuetzlingii		1,5	4	2,5	0					0,6	0,97	0,1	0,15			
Homoeothrix	crustacea		1,8	2	2,1	1	0,05	0,07	0,5	0,82	0,4	0,65	2,5	3,85			
Homoeothrix	juliana		1,9	2	2,8	3											
Homoeothrix	varians		1,7	2	1,4	1											
Hydrococcus	cesatii		2,2	1	2,4	1	2,85	4,07	1	1,64	6	9,68	9	13,85			
Lyngbya	martensiana		1,9	2	3,2	4							1,6	2,46			
Phormidium	aerugineo-caeruleum	X	2,2	2	3,5	1							2,4	3,69			
Phormidium	autumnale Gruppe		2,5	0	1,9	0											
Phormidium	incrustatum		1,7	3	2,1	1	0,96	1,37	0,1	0,16							
Phormidium	sp.		-	-	0,0	0					0,05	0,08					
Pleurocapsa	minor		2,3	2	2,5	1	17,75	25,36	15	24,59	4,1	6,61	2,5	3,85			
RHODOPHYCEAE																	
Audouinella	chalybea		2,4	1	3,1	2			5	8,2	10,05	16,21	2,5	3,85			
Audouinella	pygmaea		2,0	2	2,6	1	11,3	16,14	25	40,98	16	25,81	27,5	42,31			
Bangia	atropurpurea		2,0	3	1,9	3											
Hildenbrandia	rivularis		1,8	2	2,7	1											
XANTHOPHYCEAE																	
Vaucheria	sp.		-	-	0,0	0	5	7,14	1	1,64			1	1,54			
ZYGEMATOPHYCEAE																	
Mougeotia	sp.		-	-	0,0	0	1	1,43									
BACILLARIOPHYCEAE							KA Abs.	Rel.%	KA Abs.	Rel.%	KA Abs.	Rel.%	KA Abs.	Rel.%			
Achnanthyrium	atomoides		1,4	4	1,8	2					2	0,31					
Achnanthyrium	atomus		-	-	0,0	0											
Achnanthyrium	catenatum		-	-	0,0	0											
Achnanthyrium	delmontii		2,0	1	2,3	1											
Achnanthyrium	eutrophilum		2,1	1	2,5	1			15	2,39	25	3,89					
Achnanthyrium	jackii		-	-	0,0	0											
Achnanthyrium	minutissimum		1,6	1	1,3	1	2	0,39	31	4,94							
Achnanthyrium	minutissimum Gruppe		1,6	1	1,3	1											
Achnanthyrium	pyrenaicum		1,4	4	1,1	2			5	0,8			2	0,33			
Adlafia	minuscula var. minuscula		1,8	0	2,3	0											
Amphora	copulata		2,1	1	2,8	2	2	0,39	8	1,27	2	0,31	2	0,33			
Amphora	inariensis		1,7	0	2,0	0			2	0,32			2	0,33			
Amphora	ovalis		2,1	1	2,9	2	4	0,77	1	0,16							
Amphora	pediculus		2,1	1	2,7	1	25	4,83	15	2,39	15	2,34	30	4,95			
Caloneis	lancettula		2,1	2	2,4	1											
Cocconeis	euglyptoides		-	-	0,0	0							5	0,83			
Cocconeis	pediculus		2,0	1	2,5	2	10	1,93									
Cocconeis	placentula var. euglypta		-	-	0,0	0	31	5,98	12	1,91			15	2,48			
Cocconeis	placentula var. lineata		-	-	0,0	0											
Cocconeis	placentula var. placentula		-	-	0,0	0											
Cocconeis	pseudolineata		2,2	1	2,3	0											
Craticula	ambigua		3,0	1	0,0	0											
Cymatopleura	elliptica var. elliptica		1,9	2	2,1	0							3	0,5			
Cymatopleura	solea var. solea		2,1	1	2,7	1					2	0,31	1	0,17			
Cymbella	excisa		1,2	4	2,6	2											
Diadesmis	perpusilla		-	-	1,9	0							2	0,33			
Diatoma	ehrenbergii		1,5	1	1,0	3											
Diatoma	moniliformis ssp. moniliformis		2,1	3	1,6	0	2	0,39	2	0,32							
Diatoma	vulgaris		2,1	4	2,0	1	6	1,16	2	0,32	2	0,31	4	0,66			
Diploneis	oculata		1,8	2	1,9	0											
Encyonema	minutum		1,6	4	1,3	1											
Encyonema	silesiacum		1,9	3	1,4	1											
Encyonema	ventricosum		2,1	1	2,0	0	7	1,35									
Eolimna	minima		2,6	0	3,0	2	14	2,7	79	12,58	110	17,13	20	3,3			
Eolimna	subminuscula		3,4	3	3,5	4	4	0,77			6	0,93	15	2,48			
Fallacia	lenzii		2,0	2	2,5	1					1	0,16	2	0,33			
Fallacia	subhamulata		2,0	1	2,6	1			2	0,32	3	0,47					
Fragilaria	acus		2,3	0	2,3	0			1	0,16							
Fragilaria	brevistriata		2,0	1	2,5	0											
Fragilaria	candidagilliae		-	-	0,0	0											
Fragilaria	gracilis		1,3	4	1,4	1											
Fragilaria	mesolepta		2,2	2	2,2	0											
Fragilaria	nanana		-	-	0,0	0					5	0,78					
Fragilaria	neointermedia		-	-	0,0	0											
Fragilaria	pararumpens		-	-	0,0	0					2	0,31					
Fragilaria	parasitica var. subconstricta		-	-	0,0	0											
Fragilaria	pectinalis		-	-	0,0	0											
Fragilaria	pinnata		2,0	1	2,5	1							2	0,33			
Fragilaria	tenera		-	-	1,5	0											
Fragilaria	ulna var. ulna		2,4	0	2,3	0	7	1,35			2	0,31					
Frustulia	vulgaris		2,1	1	2,4	2	4	0,77									
Geissleria	decussis		2,1	2	2,7	3					2	0,31					
Geissleria	ignota		-	-	0,0	0											
Gomphonema	italicum		-	-	0,0	0	2	0,39									
Gomphonema	micropus		2,1	1	2,3	0	3	0,58									
Gomphonema	minutum		2,0	3	2,5	1	10	1,93	2	0,32			2	0,33			
Gomphonema	occultum		1,0	5	0,8	3											

Tabelle 42: Taxaliste Phytobenthos, Teil 4: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin (Fortsetzung)

Gewässer	Untersuchungsstelle					Raab		Raab		Raab		Raab		
						5 Bahnhof Takern I		6 Gniebing		7 Ertler Mühle		9 St. Martin		
						19.09.2019		18.09.2019		18.09.2019		18.09.2019		
Datum														
Gomphonema	olivaceoides		1,2	3	1,1	2						2	0,33	
Gomphonema	olivaceum var. olivaceum		2,0	2	2,2	1	5	0,97						
Gomphonema	parvulum Gruppe		2,6	0	2,5	0	6	1,16						
Gomphonema	parvulum var. parvulum f. parvulum		2,6	0	2,5	0								
Gomphonema	pumilum var. rigidum		-	-	0,0	0	8	1,54	10	1,59		2	0,33	
Gomphonema	tergestinum		1,6	4	1,2	2						2	0,33	
Gyrosigma	acuminatum		2,0	1	2,7	1	2	0,39	2	0,32		5	0,83	
Gyrosigma	attenuatum		2,0	1	2,6	1	8	1,54			4	0,62		
Gyrosigma	obtusatum		-	-	0,0	0								
Gyrosigma	sciotoense		2,0	4	2,7	2			2	0,32				
Halamphora	montana		2,4	0	3,0	2			2	0,32	2	0,31		
Hantzschia	amphioxys		-	-	0,0	0	2	0,39	2	0,32				
Hippodonta	capitata		2,7	2	3,1	2								
Hippodonta	neglecta		-	-	0,0	0						7	1,16	
Hippodonta	pseudocapitata		-	-	3,0	2								
Luticola	goeppertiana		3,3	3	3,3	4			2	0,32	2	0,31		
Luticola	ventricifusa		-	-	0,0	0	29	5,6	35	5,57		13	2,15	
Mayamaea	atomus var. permissis		3,1	2	3,1	2					5	0,78		
Melosira	varians		2,2	0	2,7	1	34	6,56	35	5,57	20	3,12	20	3,3
Navicula	amphiceropsis		2,1	1	0,0	0	28	5,41	19	3,03	42	6,54	35	5,78
Navicula	antoni		2,3	3	2,9	2	17	3,28	7	1,11	18	2,8	2	0,33
Navicula	capitatoradiata		2,1	1	2,9	2	14	2,7					10	1,65
Navicula	catalanogermanica		-	-	0,0	0								
Navicula	cryptocephala		2,5	1	2,7	2							5	0,83
Navicula	cryptotenella		2,0	1	2,5	1	36	6,95	17	2,71	15	2,34	42	6,93
Navicula	erifuga		2,3	3	3,4	4	2	0,39					20	3,3
Navicula	exilis		1,4	4	1,2	4	2	0,39						
Navicula	germainii		2,2	2	2,7	1	4	0,77	7	1,11	33	5,14	105	17,33
Navicula	gregaria		2,3	1	2,9	2			5	0,8				
Navicula	lanceolata		2,3	1	2,8	1	4	0,77	1	0,16			10	1,65
Navicula	microcari		-	-	0,0	0							7	1,16
Navicula	notha		-	-	1,6	2			2	0,32				
Navicula	reichardtiana		1,9	2	2,3	1	17	3,28						
Navicula	rostellata		2,0	4	3,1	2	2	0,39	1	0,16	12	1,87	4	0,66
Navicula	simulata		-	-	0,0	0			16	2,55	2	0,31	30	4,95
Navicula	slesvicensis		2,2	1	2,6	1			1	0,16				
Navicula	tenelloides		2,3	2	2,6	1								
Navicula	tripunctata		2,0	3	2,6	1	66	12,74	22	3,5	2	0,31	15	2,48
Navicula	trivialis		2,9	2	3,1	3								
Navicula	vandamii		2,0	3	0,0	0								
Navicula	veneta		2,7	0	3,2	3	2	0,39			5	0,78		
Navicula	vilaplani		2,7	0	3,2	3					5	0,78	2	0,33
Navicula	viridula var. viridula		-	-	0,0	0	4	0,77	13	2,07	11	1,71	8	1,32
Nitzschia	acicularis var. acicularis		-	-	0,0	0					4	0,62	5	0,83
Nitzschia	agnita		-	-	3,4	3			9	1,43	7	1,09	1	0,17
Nitzschia	amphibia		2,6	2	3,3	4	10	1,93	19	3,03			4	0,66
Nitzschia	angustata		1,6	2	2,4	0	2	0,39						
Nitzschia	angustatula		1,7	3	2,4	1								
Nitzschia	archibaldii		2,0	0	2,2	0								
Nitzschia	brevissima		1,6	2	0,0	0								
Nitzschia	bulnheimiana		2,2	3	3,0	3					10	1,56		
Nitzschia	capitellata		3,4	3	3,2	4							2	0,33
Nitzschia	clausii		-	-	3,2	4			2	0,32			2	0,33
Nitzschia	communis		3,3	3	3,0	2							12	1,98
Nitzschia	constricta		2,2	1	3,3	4								
Nitzschia	debilis		2,5	0	2,8	0								
Nitzschia	dissipata ssp. dissipata		2,0	3	2,4	2			41	6,53	23	3,58	32	5,28
Nitzschia	dissipata var. media		1,6	1	1,6	1								
Nitzschia	fonticola		2,1	1	2,0	0	2	0,39	2	0,32	4	0,62	3	0,5
Nitzschia	frequens		-	-	3,0	1								
Nitzschia	frustulum var. frustulum		2,5	0	3,1	3					17	2,65	10	1,65
Nitzschia	frustulum var. inconspicua		2,3	2	2,8	2	16	3,09	85	13,54	79	12,31		
Nitzschia	heufferiana		1,9	2	2,5	1								
Nitzschia	intermedia		2,2	1	3,0	3					1	0,16	2	0,33
Nitzschia	levidensis		2,5	2	3,3	4								
Nitzschia	linearis		2,3	0	2,5	1	2	0,39						
Nitzschia	palea var. debilis		-	-	0,0	0	5	0,97					6	0,99
Nitzschia	palea var. palea		2,5	0	2,9	1	7	1,35	1	0,16	88	13,71	23	3,8
Nitzschia	palea var. tenuirostris sensu		-	-	0,0	0	4	0,77	9	1,43	9	1,4		
Nitzschia	paleaeformis		-	-	0,0	0			2	0,32			2	0,33
Nitzschia	recta		2,3	0	2,6	1			6	0,96				
Nitzschia	rectiformis		-	-	0,0	0	2	0,39						
Nitzschia	salinarum		2,6	1	3,3	4							2	0,33
Nitzschia	sigmoidea		-	-	0,0	0								
Nitzschia	sociabilis		2,1	4	2,5	1			12	1,91			5	0,83
Nitzschia	softa		2,9	3	3,0	3					4	0,62		
Nitzschia	sp.		-	-	0,0	0			1	0,16	3	0,47		
Nitzschia	subacicularis		2,4	3	3,1	4			2	0,32				
Nitzschia	sublinearis		1,8	1	1,5	1								
Nitzschia	supralitoreae		2,8	3	3,2	4					4	0,62		
Nitzschia	tenuis		-	-	0,0	0							2	0,33
Parlibellus	protracta		2,0	0	2,8	2			1	0,16	2	0,31		
Planothidium	frequentissimum		2,4	1	3,0	2							2	0,33
Planothidium	lanceolatum		2,4	0	2,8	1	4	0,77						
Reimeria	sinuata		1,7	1	2,1	1			2	0,32	2	0,31		
Reimeria	uniseriata		-	-	0,0	0	4	0,77	2	0,32			2	0,33
Rhoicosphenia	abbreviata		2,1	2	2,8	2	15	2,9	33	5,25	23	3,58	22	3,63
Sellaphora	bacillum		1,8	3	2,8	3			1	0,16				
Sellaphora	pseudopupula		1,3	5	2,7	4								
Sellaphora	pupula var. pupula		2,6	1	2,9	3	2	0,39					2	0,33
Sellaphora	seminulum		3,0	2	3,2	3			6	0,96			8	1,32
Stauroneis	smithi		2,4	0	2,3	0	2	0,39						
Stauroneis	thermicola		2,3	0	2,2	0			3	0,48	2	0,31		
Surirella	angusta		2,0	1	2,6	1	2	0,39	2	0,32	1	0,16	4	0,66
Surirella	brebissonii		2,3	1	2,6	1	12	2,32	7	1,11				
Surirella	helvetica		1,6	4	0,0	0					1	0,16		
Surirella	linearis var. linearis		1,6	4	0,0	0								
Surirella	minuta		2,2	1	2,9	2	2	0,39						
Surirella	tenera		-	-	0,0	0					1	0,16		
Surirella	terricola		-	-	0,0	0			2	0,32				
Taxa (Gesamt)		186					64		69		64		73	

Tabelle 43: Taxaliste Phytobenthos, Teil 5: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf

Gewässer	Untersuchungsstelle	Raab						Raab		Lafnitz		
		10 Neumarkt						11 Mogersdorf		12 Eltendorf		
Datum		18.09.2019						18.09.2019		18.09.2019		
Gesamtalgendeckung inkl. Bakterien & Pilze [%]		89						37		92		
Algendeckung inkl. Bakterien & Pilze exkl. Kieselalgen [%]		64						22		67		
Makroalgen inkl. Bakterien & Pilze [%]		1						0		1		
mittlere Bewuchsdicke [mm]		1						1		1		
Kieselalgenschaalen Gesamtanzahl		554						681		560		
CHLOROPHYCEAE		cf.	SI	G(ber)	TW	G-TW	DG %	Rel. %	DG %	Rel. %	DG %	Rel. %
Cladophora glomerata		2,5	1	2,6	1	9,5	14,84			9	13,43	
Gongrosira debaryana		2,1	1	2,1	1							
Gongrosira incrustans		2,0	2	2,3	0	1	1,56			2,7	4,03	
Oedogonium sp.		-	-	0,0	0	0,7	1,09					
Stigeodinium sp.		-	-	0,0	0							
Stigeodinium tenue	X	2,7	3	2,5	2							
Ulothrix zonata		2,1	2	1,9	1	0,1	0,16					
CYANOPROKAYOTA												
Aphanocapsa rivularis		1,7	1	1,7	1			0,01	0,05	0,04	0,06	
Chamaesiphon incrustans		1,9	1	2,0	1					0,6	0,9	
Chamaesiphon oncobysoides		1,7	2	2,3	3							
Chamaesiphon polymorphus		2,4	2	2,1	1							
Chroococcopsis gigantea		2,2	2	2,2	1	5	7,81			2,7	4,03	
Heteroleibleinia kuetzingii		1,5	4	2,5	0	0,1	0,16					
Homoeothrix crustacea		1,8	2	2,1	1	1,5	2,34	0,05	0,23			
Homoeothrix juliana		1,9	2	2,8	3					0,5	0,75	
Homoeothrix varians		1,7	2	1,4	1					1,7	2,54	
Hydrococcus cesatii		2,2	1	2,4	1	5	7,81	1	4,55	2,66	3,97	
Lyngbya martensiana		1,9	2	3,2	4	0,4	0,63			1,5	2,24	
Phormidium aerugineo-caeruleum	X	2,2	2	3,5	1	0,6	0,94	0,5	2,27	1	1,49	
Phormidium autumnale Gruppe		2,5	0	1,9	0	1	1,56	0,21	0,95			
Phormidium incrustatum		1,7	3	2,1	1				0,9	4,09		
Phormidium sp.		-	-	0,0	0				0,3	1,36		
Pleurocapsa minor		2,3	2	2,5	1	7,5	11,72	1,03	4,68	3,8	5,67	
RHODOPHYCEAE												
Audouinella chalybea		2,4	1	3,1	2	5,5	8,59			26,1	38,96	
Audouinella pygmaea		2,0	2	2,6	1	25,1	39,22	18	81,82	13,7	20,45	
Bangia atropurpurea		2,0	3	1,9	3							
Hildenbrandia rivularis		1,8	2	2,7	1					1	1,49	
XANTHOPHYCEAE												
Vaucheria sp.		-	-	0,0	0	1	1,56					
ZYGEMATOPHYCEAE												
Mougeotia sp.		-	-	0,0	0							
BACILLARIOPHYCEAE						KA Abs.	Rel. %	KA Abs.	Rel. %	KA Abs.	Rel. %	
Achnanthydium atomoides		1,4	4	1,8	2					18	3,21	
Achnanthydium atomus		-	-	0,0	0							
Achnanthydium catenatum		-	-	0,0	0	2	0,36					
Achnanthydium delmontii		2,0	1	2,3	1					2	0,36	
Achnanthydium eutrophilum		2,1	1	2,5	1					5	0,89	
Achnanthydium jackii		-	-	0,0	0							
Achnanthydium minutissimum		1,6	1	1,3	1					8	1,43	
Achnanthydium minutissimum Gruppe		1,6	1	1,3	1							
Achnanthydium pyrenaicum		1,4	4	1,1	2			2	0,29	2	0,36	
Adlafia minuscula var. minuscula		1,8	0	2,3	0					2	0,36	
Amphora copulata		2,1	1	2,8	2	2	0,36					
Amphora inariensis		1,7	0	2,0	0	4	0,72					
Amphora ovalis		2,1	1	2,9	2							
Amphora pediculus		2,1	1	2,7	1	12	2,17	25	3,67	10	1,79	
Caloneis lancettula		2,1	2	2,4	1	2	0,36					
Cocconeis euglyptoides		-	-	0,0	0							
Cocconeis pediculus		2,0	1	2,5	2							
Cocconeis placentula var. euglypta		-	-	0,0	0	10	1,81	16	2,35	5	0,89	
Cocconeis placentula var. lineata		-	-	0,0	0							
Cocconeis placentula var. placentula		-	-	0,0	0							
Cocconeis pseudolineata		2,2	1	2,3	0							
Craticula ambigua		3,0	1	0,0	0							
Cymatopleura elliptica var. elliptica		1,9	2	2,1	0							
Cymatopleura solea var. solea		2,1	1	2,7	1			2	0,29	2	0,36	
Cymbella excisa		1,2	4	2,6	2							
Diadesmis perpusilla		-	-	1,9	0							
Diatoma ehrenbergii		1,5	1	1,0	3							
Diatoma moniliformis ssp. moniliformis		2,1	3	1,6	0					4	0,71	
Diatoma vulgare		2,1	4	2,0	1					2	0,36	
Diploneis oculata		1,8	2	1,9	0			1	0,15			
Encyonema minutum		1,6	4	1,3	1							
Encyonema silesiacum		1,9	3	1,4	1							
Encyonema ventricosum		2,1	1	2,0	0							
Eolimna minima		2,6	0	3,0	2	10	1,81	2	0,29	4	0,71	
Eolimna subminuscula		3,4	3	3,5	4	5	0,9					
Fallacia lenzii		2,0	2	2,5	1			10	1,47			
Fallacia subhamulata		2,0	1	2,6	1			10	1,47			
Fragilaria acus		2,3	0	2,3	0							
Fragilaria brevistriata		2,0	1	2,5	0					2	0,36	
Fragilaria candidagilae		-	-	0,0	0	4	0,72					
Fragilaria gracilis		1,3	4	1,4	1			2	0,29			
Fragilaria mesolepta		2,2	2	2,2	0							
Fragilaria nanana		-	-	0,0	0							
Fragilaria neointermedia		-	-	0,0	0							
Fragilaria pararumpens		-	-	0,0	0							
Fragilaria parasitica var. subconstricta		-	-	0,0	0			2	0,29			
Fragilaria pectinalis		-	-	0,0	0			2	0,29	2	0,36	
Fragilaria pinnata		2,0	1	2,5	1							
Fragilaria tenera		-	-	1,5	0			6	0,88			
Fragilaria ulna var. ulna		2,4	0	2,3	0			4	0,59			
Frustulia vulgaris		2,1	1	2,4	2							
Geissleria decussis		2,1	2	2,7	3							
Geissleria ignota		-	-	0,0	0					4	0,71	
Gomphonema italicum		-	-	0,0	0							
Gomphonema micropus		2,1	1	2,3	0							
Gomphonema minutum		2,0	3	2,5	1					132	23,57	
Gomphonema occultum		1,0	5	0,8	3							

Tabelle 44: Taxaliste Phytobenthos, Teil 6: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf (Fortsetzung)

Gewässer	Untersuchungsstelle					Raab		Raab		Lafnitz	
						10 Neumarkt		11 Mogersdorf		12 Eltendorf	
						18.09.2019		18.09.2019		18.09.2019	
Gomphonema	olivaceoides	1,2	3	1,1	2						
Gomphonema	olivaceum var. olivaceum	2,0	2	2,2	1						
Gomphonema	parvulum Gruppe	2,6	0	2,5	0					2	0,36
Gomphonema	parvulum var. parvulum f. parvulum	2,6	0	2,5	0	2	0,36				
Gomphonema	pumilum var. rigidum	-	-	0,0	0						
Gomphonema	tergestinum	1,6	4	1,2	2						
Gyrosigma	acuminatum	2,0	1	2,7	1	1	0,18	10	1,47		
Gyrosigma	attenuatum	2,0	1	2,6	1	1	0,18	1	0,15		
Gyrosigma	obtusatum	-	-	0,0	0			15	2,2	2	0,36
Gyrosigma	sciotoense	2,0	4	2,7	2			4	0,59		
Halamphora	montana	2,4	0	3,0	2			2	0,29		
Hantzschia	amphioxys	-	-	0,0	0			2	0,29		
Hippodonta	capitata	2,7	2	3,1	2			2	0,29		
Hippodonta	neglecta	-	-	0,0	0			2	0,29		
Hippodonta	pseudaccepatata	-	-	3,0	2					8	1,43
Luticola	goepfertiana	3,3	3	3,3	4	135	24,37			2	0,36
Luticola	ventriculifusa	-	-	0,0	0					2	0,36
Mayamaea	atomus var. permissis	3,1	2	3,1	2	2	0,36			4	0,71
Melosira	varians	2,2	0	2,7	1	98	17,69	15	2,2		
Navicula	amphiceropsis	2,1	1	0,0	0	18	3,25	4	0,59	14	2,5
Navicula	antonii	2,3	3	2,9	2	3	0,54	13	1,91	13	2,32
Navicula	capitatoradiata	2,1	1	2,9	2	4	0,72			5	0,89
Navicula	catalanogermanica	-	-	0,0	0						
Navicula	cryptocephala	2,5	1	2,7	2						
Navicula	cryptotenella	2,0	1	2,5	1	3	0,54	7	1,03	42	7,5
Navicula	erifuga	2,3	3	3,4	4	4	0,72	3	0,44	6	1,07
Navicula	exilis	1,4	4	1,2	4						
Navicula	germainii	2,2	2	2,7	1	12	2,17	22	3,23	18	3,21
Navicula	gregaria	2,3	1	2,9	2	10	1,81	30	4,41	45	8,04
Navicula	lanceolata	2,3	1	2,8	1	2	0,36	10	1,47	30	5,36
Navicula	microcari	-	-	0,0	0			4	0,59		
Navicula	notha	-	-	1,6	2						
Navicula	reichardtiana	1,9	2	2,3	1					5	0,89
Navicula	rostellata	2,0	4	3,1	2	5	0,9	15	2,2	5	0,89
Navicula	simulata	-	-	0,0	0			6	0,88	9	1,61
Navicula	slesvicensis	2,2	1	2,6	1						
Navicula	tenelloides	2,3	2	2,6	1						
Navicula	tripunctata	2,0	3	2,6	1	18	3,25	29	4,26	10	1,79
Navicula	trivialis	2,9	2	3,1	3						
Navicula	vandamii	2,0	3	0,0	0			14	2,06	8	1,43
Navicula	veneta	2,7	0	3,2	3					4	0,71
Navicula	vilaplani	2,7	0	3,2	3					2	0,36
Navicula	viridula var. viridula	-	-	0,0	0	8	1,44	2	0,29		
Nitzschia	acicularis var. acicularis	-	-	0,0	0	5	0,9				
Nitzschia	agnita	-	-	3,4	3	5	0,9			2	0,36
Nitzschia	amphibia	2,6	2	3,3	4					2	0,36
Nitzschia	angustata	1,6	2	2,4	0						
Nitzschia	angustatula	1,7	3	2,4	1			2	0,29		
Nitzschia	archibaldii	2,0	0	2,2	0						
Nitzschia	brevissima	1,6	2	0,0	0	4	0,72				
Nitzschia	bulnheimiana	2,2	3	3,0	3						
Nitzschia	capitellata	3,4	3	3,2	4						
Nitzschia	clausii	-	-	3,2	4			49	7,2		
Nitzschia	communis	3,3	3	3,0	2	4	0,72	4	0,59		
Nitzschia	constricta	2,2	1	3,3	4			68	9,99		
Nitzschia	debilis	2,5	0	2,8	0			1	0,15		
Nitzschia	dissipata ssp. dissipata	2,0	3	2,4	2	18	3,25	58	8,52	16	2,86
Nitzschia	dissipata var. media	1,6	1	1,6	1			3	0,44		
Nitzschia	fonticola	2,1	1	2,0	0	3	0,54	10	1,47		
Nitzschia	frequens	-	-	3,0	1	2	0,36	4	0,59		
Nitzschia	frustulum var. frustulum	2,5	0	3,1	3						
Nitzschia	frustulum var. inconspicua	2,3	2	2,8	2	39	7,04			7	1,25
Nitzschia	heufleriana	1,9	2	2,5	1						
Nitzschia	intermedia	2,2	1	3,0	3	4	0,72				
Nitzschia	levidensis	2,5	2	3,3	4	2	0,36				
Nitzschia	linearis	2,3	0	2,5	1						
Nitzschia	palea var. debilis	-	-	0,0	0	1	0,18	8	1,17	12	2,14
Nitzschia	palea var. palea	2,5	0	2,9	1	29	5,23	34	4,99	5	0,89
Nitzschia	palea var. tenuirostris sensu	-	-	0,0	0	10	1,81	5	0,73		
Nitzschia	paleaformis	-	-	0,0	0						
Nitzschia	recta	2,3	0	2,6	1	2	0,36			2	0,36
Nitzschia	rectiformis	-	-	0,0	0						
Nitzschia	sallarum	2,6	1	3,3	4	1	0,18			2	0,36
Nitzschia	sigmoidea	-	-	0,0	0					1	0,18
Nitzschia	sociabilis	2,1	4	2,5	1			79	11,6	14	2,5
Nitzschia	solita	2,9	3	3,0	3			5	0,73		
Nitzschia	sp.	-	-	0,0	0						
Nitzschia	subacicularis	2,4	3	3,1	4						
Nitzschia	sublinearis	1,8	1	1,5	1						
Nitzschia	supralittorea	2,8	3	3,2	4			3	0,44		
Nitzschia	tenuis	-	-	0,0	0						
Parlibellus	protracta	2,0	0	2,8	2						
Planothidium	frequentissimum	2,4	1	3,0	2			6	0,88	5	0,89
Planothidium	lanceolatum	2,4	0	2,8	1	2	0,36				
Reimeria	sinuata	1,7	1	2,1	1	2	0,36	5	0,73	5	0,89
Reimeria	uniseriata	-	-	0,0	0	2	0,36	2	0,29		
Rhoicosphenia	abbreviata	2,1	2	2,8	2	19	3,43	25	3,67	33	5,89
Sellaphora	bacillum	1,8	3	2,8	3						
Sellaphora	pseudopupula	1,3	5	2,7	4						
Sellaphora	pupula var. pupula	2,6	1	2,9	3	2	0,36	4	0,59	4	0,71
Sellaphora	seminulum	3,0	2	3,2	3	15	2,71			9	1,61
Stauroneis	smithii	2,4	0	2,3	0						
Stauroneis	thermicola	2,3	0	2,2	0						
Surirella	angusta	2,0	1	2,6	1	3	0,54	5	0,73		
Surirella	brebissonii	2,3	1	2,6	1	2	0,36				
Surirella	helvetica	1,6	4	0,0	0			2	0,29		
Surirella	linearis var. linearis	1,6	4	0,0	0					1	0,18
Surirella	minuta	2,2	1	2,9	2	1	0,18	2	0,29		
Surirella	tenera	-	-	0,0	0			1	0,15		
Surirella	terricola	-	-	0,0	0						
Taxa (Gesamt)		186				65		68		67	

Tabelle 45: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 1: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt

Gewässer:			Raab	Raab	Raab	Raab
Untersuchungsstelle:			1 Arzberg	2 Mitterdorf	3 Wollsdorf oh. Schmidt	4 Wollsdorf uh. Schmidt
Datum:			19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]
HYDROZOA	<i>Hydra</i> sp.	-	-	58	19	3
TURBELLARIA	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	-	-	-	-	3
	<i>Girardia tigrina</i>	-	-	-	-	-
NEMATODA	Nematoda Gen. sp.	-	-	19	10	21
GASTROPODA	Gastropoda Gen. sp. frgmt.	-	-	-	-	-
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2,8	-	5	10	141
	<i>Physella acuta</i>	2,7	-	-	-	3
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	1,8	-	-	25	39
BIVALVIA	<i>Unio crassus</i> ssp.	-	-	-	-	-
	<i>Pisidium</i> sp.	-	-	43	-	3
	<i>Pisidium (Euglesa) personatum</i>	1,8	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	<i>Haplotaxis gordioides</i>	1,5	-	-	-	-
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	2,0	1	-	1	-
	Lumbricidae Gen. sp. juv.	-	10	14	5	-
	<i>Nais bretscheri</i>	2,4	29	19	24	9
	<i>Nais communis</i>	2,7	-	10	-	-
	<i>Nais</i> sp.	-	-	-	5	-
	<i>Nais variabilis</i>	2,6	-	307	101	39
	<i>Pristina longiseta</i>	-	-	29	-	-
	<i>Pristina</i> sp.	-	-	-	10	9
	<i>Aulodrilus japonicus</i>	-	-	-	19	12
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	2,4	-	-	-	-
	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	2,9	-	-	-	-
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	3,5	-	-	10	-
	<i>Potamothrix moldaviensis</i>	2,5	-	-	-	-
	<i>Psammoryctides albicola</i>	2,5	-	-	-	-
	<i>Tubifex ignotus</i>	2,4	-	-	-	-
	Tubificidae Gen. sp. juv.	-	-	58	72	63
	<i>Propappus volki</i>	1,9	-	34	-	-
	Lumbriculidae Gen. sp. juv.	-	154	187	72	27
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	1,9	29	48	62	21
HIRUDINEA	<i>Helobdella stagnalis</i>	2,8	-	-	-	-
	<i>Erpobdella octoculata</i>	3,0	-	5	-	-
	<i>Erpobdella testacea</i>	2,5	-	-	-	-
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	2,2	-	-	1	7
	<i>Trocheta</i> sp. juv.	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	<i>Gammarus fossarum/pulex</i>	-	710	269	521	168
ISOPODA	<i>Asellus aquaticus</i>	2,8	-	-	-	-
HYDRACHNIDIA	Hydrachnidia Gen. sp.	-	10	43	10	3
EPHEMEROPTERA	<i>Baetis</i> sp. juv.	-	360	1464	331	192
	<i>Baetis (Baetis) buceratus</i>	2,4	-	173	5	-
	<i>Baetis (Baetis) fuscatus</i>	2,2	5	194	130	84
	<i>Baetis (Baetis) lutheri</i>	1,6	72	86	-	15
	<i>Baetis (Baetis) scambus</i>	1,7	-	19	5	-
	<i>Baetis (Baetis) vardarensis</i>	2,2	-	-	38	-
	<i>Baetis (Baetis) vernus</i>	2,3	-	19	5	-
	<i>Baetis (Rhodobaetis) rhodani</i>	2,1	163	1795	293	150
	<i>Centroptilum luteolum</i>	2,1	5	-	-	-
	<i>Proclleon (Proclleon) bifidum</i>	2,2	-	-	-	-
	<i>Ecdyonurus</i> sp. juv.	-	10	96	43	-
	<i>Ecdyonurus venosus-Gr.</i>	-	-	-	-	-
	<i>Ecdyonurus (Ecdyonurus) starmachi</i>	1,3	-	-	-	-
	<i>Epeorus (Epeorus) assimilis</i>	1,4	43	-	-	-
	<i>Heptagenia (Heptagenia) flava</i>	2,3	-	-	-	-
	<i>Heptagenia (Heptagenia) sulphurea</i>	2,0	-	-	-	-
	Heptageniidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-	24
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	1,9	-	389	-	12
	<i>Rhithrogena</i> sp. juv.	-	576	-	77	-
	<i>Habroleptoides confusa</i>	1,6	62	146	10	9
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1,6	-	-	-	-
	<i>Potamanthus luteus</i>	2,2	-	-	-	-
	<i>Ephemera (Ephemera) danica</i>	1,8	144	242	16	8
	<i>Ephemerella ignita</i>	2,1	-	19	5	-
	<i>Torleya major</i>	1,8	29	-	-	-
	<i>Caenis beskidensis</i>	1,5	-	-	-	-
	<i>Caenis cf. macrura</i>	1,9	-	-	-	-
	<i>Caenis</i> sp. juv.	-	-	6	-	3
ODONATA	Zygoptera Gen. sp. juv.	-	-	-	-	-
	<i>Calopteryx splendens</i>	2,2	-	-	-	-
	<i>Calopteryx virgo</i>	1,6	-	-	-	-
	<i>Platycnemis pennipes</i>	1,9	-	-	-	-
	Gomphidae Gen. sp. juv.	-	-	115	14	3
	<i>Gomphus</i> sp.	-	-	-	-	-
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1,9	-	-	-	-
	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	1,6	-	-	-	-
	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	1,8	-	-	-	-

Tabelle 46: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 2: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt (Fortsetzung)

Gewässer:						
Untersuchungsstelle:		Raab		Raab		
		1 Arzberg	2 Mitterdorf	3 Wollsdorf oh. Schmidt	4 Wollsdorf uh. Schmidt	
Datum:		19.09.2019		19.09.2019		
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	
PLECOPTERA	Perlodidae Gen. sp. juv.	-	-	-	38	
	<i>Dinocros cephalotes/megacephala</i>	-	-	-	5	
	<i>Perla marginata</i>	1,1	136	115	91	34
	<i>Perla sp. juv.</i>	-	-	-	34	-
	Perlidae Gen. sp. juv.	-	-	96	-	-
	Nemouridae Gen. sp. juv.	-	5	5	-	-
	<i>Leuctra sp.</i>	-	38	40	5	12
HETEROPTERA	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	1,8	-	-	-	-
	<i>Micronecta sp.</i>	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	<i>Bidessus sp. Ad. C</i>	-	-	-	-	-
	<i>Platambus maculatus Ad. C</i>	2,3	-	-	-	-
	Elmidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-	-
	<i>Elmis aenea</i>	1,6	-	48	-	-
	<i>Elmis maugetii</i>	1,6	34	1104	259	78
	<i>Elmis maugetii Ad. C</i>	1,6	19	38	5	-
	<i>Elmis cf. obscura</i>	1,7	-	-	-	-
	<i>Elmis sp. Ad. C</i>	-	10	73	-	-
	<i>Elmis sp. juv.</i>	-	312	1200	696	288
	<i>Esolus parallelepipedus Ad. C</i>	1,6	5	5	10	-
	<i>Esolus sp.</i>	-	10	194	120	72
	<i>Esolus sp. Ad. C</i>	-	-	5	-	3
	<i>Limnius perrisi</i>	1,4	178	67	10	3
	<i>Limnius perrisi Ad. C</i>	1,4	5	-	-	-
	<i>Limnius sp.</i>	-	77	101	-	-
	<i>Limnius sp. Ad. C</i>	-	34	14	10	-
	<i>Limnius volckmari</i>	1,6	38	91	67	70
	<i>Limnius volckmari Ad. C</i>	1,6	-	5	-	3
	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1,9	-	-	-	-
	<i>Riolus sp.</i>	-	120	48	5	3
	<i>Riolus sp. Ad. C</i>	-	-	-	-	3
	<i>Riolus subviolaceus Ad. C</i>	1,5	-	5	5	-
	<i>Orectochilus villosus</i>	1,8	5	-	19	6
<i>Hydraena gracilis Ad. C</i>	1,6	10	5	-	-	
<i>Hydraena sp. Ad. C</i>	-	14	10	19	-	
TRICHOPTERA	<i>Rhyacophila s. str. sp. juv.</i>	-	29	54	-	-
	<i>Rhyacophila vulgaris-Gr.</i>	-	6	19	10	9
	Rhyacophilidae Gen. sp. juv.	-	43	24	77	45
	<i>Hydroptila sp.</i>	-	-	222	24	9
	Hydroptilidae Gen. sp.	-	-	264	14	-
	<i>Ithytrichia lamellaris</i>	1,0	-	-	-	-
	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	2,2	-	-	-	-
	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2,3	-	-	-	-
	<i>Hydropsyche bulbifera</i>	2,4	-	10	30	6
	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	2,8	-	-	-	-
	<i>Hydropsyche incognita</i>	2,1	5	-	-	-
	<i>Hydropsyche modesta</i>	2,8	-	-	-	-
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	2,1	-	14	50	13
	<i>Hydropsyche sitalai</i>	2,0	34	-	-	-
	<i>Hydropsyche sp. juv.</i>	-	720	1253	1747	96
	Polycentropodidae Gen. sp.	-	-	-	-	-
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2,0	-	-	-	-
	<i>Psychomyia pusilla</i>	2,1	-	-	19	27
	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	2,1	-	-	-	-
	Limnephilidae Gen. sp. juv.	-	91	5	-	-
	<i>Goera pilosa</i>	2,1	-	-	-	-
	Goeridae Gen. sp. juv.	-	14	24	-	-
	<i>Silo pallipes</i>	1,4	10	48	5	3
Leptoceridae Gen. sp. juv.	-	-	10	-	-	
<i>Mystacides azurea</i>	2,1	-	-	-	-	
<i>Mystacides sp. juv.</i>	-	-	-	-	-	
<i>Oecetis notata</i>	-	-	-	-	-	
<i>Setodes punctatus</i>	-	-	-	-	-	
<i>Sericostoma flavicorne/personatum</i>	-	14	1	5	-	
Sericostomatidae Gen. sp. juv.	-	15	-	-	-	
DIPTERA	<i>Dicranota sp.</i>	-	43	19	19	3
	<i>Pedicia sp.</i>	-	-	-	-	-
	<i>Cardiocladius fuscus</i>	2,3	-	-	-	-
	<i>Cardiocladius sp. juv.</i>	-	-	-	-	-
	Chironomini Gen. sp. juv.	-	-	-	-	-
	<i>Chironomus (Chironomus) acutiventris</i>	2,7	-	-	-	-
	<i>Chironomus (Chironomus) cf. bernensis</i>	2,9	-	-	-	-
	<i>Cladopelma sp. juv.</i>	-	-	-	-	-
	<i>Cladotanytarsus sp.</i>	-	-	34	-	-
	<i>Conchapelopia sp.</i>	-	-	58	-	-
<i>Cricotopus sp.</i>	-	-	-	-	-	
<i>Cricotopus (Cricotopus) albiforceps</i>	-	-	48	-	-	

Tabelle 47: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 3: Raab Arzberg, Mitterdorf, Wollsdorf oh. und uh. Schmidt (Fortsetzung)

Gewässer:					
Untersuchungsstelle:		1 Arzberg	2 Mitterdorf	3 Wollsdorf oh. Schmidt	4 Wollsdorf uh. Schmidt
Datum:		19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]
DIPTERA	<i>Cricotopus (Cricotopus) annulator</i>	1,9	-	96	-
	<i>Cricotopus (Cricotopus) trifascia</i>	2,1	5	-	-
	<i>Cricotopus (Cricotopus) vierriensis</i>	-	-	-	-
	<i>Cricotopus (Paratrichocladius) rufiventris</i>	2,3	-	77	5
	<i>Cryptochironomus sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Demicyptochironomus sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Demicyptochironomus (Demicyptochironomus) vulneratus</i>	2,3	-	24	-
	<i>Diamesa insignipes</i>	2,0	5	-	-
	<i>Epaicocladius ephemerae</i>	-	5	5	-
	<i>Eukiefferiella brevicar</i>	1,7	10	-	-
	<i>Eukiefferiella clypeata</i>	1,8	-	-	5
	<i>Eukiefferiella devonica/ilkeleyensis</i>	1,7	14	-	-
	<i>Eukiefferiella fittkai/minor</i>	-	-	24	-
	<i>Eukiefferiella sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Glyptotendipes cf. pallens</i>	2,7	-	-	-
	<i>Glyptotendipes sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Heleniella sp. juv.</i>	1,2	-	-	-
	<i>Macropelopia sp.</i>	-	-	-	5
	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	2,4	58	19	-
	<i>Microtendipes pedellus-Gr.</i>	-	-	192	67
	<i>Nanocladius rectinervis</i>	2,1	-	-	-
	<i>Neozavrelia sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Nilotanypus dubius</i>	1,9	-	14	-
	<i>Orthoclaadiini COP juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Paracricotopus niger</i>	1,9	5	14	-
	<i>Parametrioctenemus stylatus</i>	1,6	24	144	62
	<i>Paratanytarsus dissimilis</i>	2,4	-	-	-
	<i>Pentaneurini Gen. sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Phaenopsectra sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Polypedilum sp. juv.</i>	-	-	-	19
	<i>Polypedilum (Tripodura) acifer</i>	2,2	-	-	14
	<i>Polypedilum (Tripodura) aegyptium</i>	2,2	-	-	-
	<i>Polypedilum (Tripodura) scalaenum-Gr.</i>	2,3	-	-	-
	<i>Polypedilum (Uresipedilum) convictum</i>	1,9	19	1200	134
	<i>Polypedilum (Uresipedilum) cutellatum</i>	1,8	-	-	-
	<i>Pothastia gaedii</i>	2,0	-	-	-
	<i>Pothastia longimanus</i>	2,3	14	-	-
	<i>Procladius sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	2,7	-	-	-
	<i>Prodiamesa cf. rufovittata</i>	2,2	-	-	-
	<i>Rheocricotopus (Psilocricotopus) chalybeatus</i>	2,1	-	-	-
	<i>Rheopelopia sp.</i>	-	14	38	-
	<i>Rheotanytarsus sp.</i>	-	-	24	67
	<i>Saetheria reissi</i>	2,2	-	-	-
	<i>Stempellina sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Synorthocladus semivirens</i>	2,0	-	14	5
	<i>Tanytarsus cf. brundini</i>	2,0	-	48	-
	<i>Tanytarsus sp.</i>	-	5	-	-
	<i>Thienemanniella sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Tvetenia calvescens</i>	1,9	77	24	10
	<i>Tvetenia discoloripes/verralli</i>	2,0	-	48	19
	<i>Tvetenia cf. verralli</i>	2,0	38	-	-
	<i>Tvetenia vitracies</i>	-	-	-	-
	<i>Simulium sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Simulium (Simulium) ornatum</i>	2,4	-	24	-
	<i>Simulium (Simulium) ornatum-Gr.</i>	-	-	-	5
	<i>Simulium (Simulium) cf. reptans</i>	1,9	-	-	5
	<i>Simulium (Simulium) variegatum-Gr.</i>	-	19	-	-
	<i>Simulium (Wilhelmia) balcanicum</i>	2,2	-	-	-
	<i>Simulium (Wilhelmia) sp.</i>	-	-	-	-
<i>Atherix ibis</i>	-	24	69	-	
<i>Ibisia marginata</i>	-	10	-	-	
<i>Bezzia-Gr. sp.</i>	-	-	58	-	
<i>Chelifera sp.</i>	-	5	-	-	
<i>Empididae Gen. sp.</i>	-	5	-	5	
<i>Hemerodromia sp.</i>	-	5	5	5	
<i>Wiedemannia sp.</i>	-	-	120	14	
<i>Antocha sp.</i>	-	5	10	5	
<i>Hexatoma sp.</i>	-	10	54	30	
<i>Limoniidae Gen. sp.</i>	-	5	5	-	
<i>Lispe sp.</i>	-	-	-	-	
<i>Tabanidae Gen. sp.</i>	-	1	15	5	
<i>Tipula sp.</i>	-	-	6	-	
Summe		4864	13656	5828	2166
Gesamttaxazahl	218	68	90	78	67
Gesamttaxazahl (exkl. "sp.")	137	39	50	44	39
Neozoa-Summe		0	5	10	144
Neozoa	4	0	1	1	2
davon invasive Neozoa-Summe		0	5	10	141
davon invasive Neozoa	1	0	1	1	1

Tabelle 48: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 4: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin

Gewässer:			Raab	Raab	Raab	Raab
Untersuchungsstelle:			5 Bahnhof Takern I	6 Gniebing	7 Ertler Mühle	9 St. Martin
Datum:			19.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]
HYDROZOA	<i>Hydra</i> sp.	-	-	-	2	6
TURBELLARIA	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	-	-	-	-	-
	<i>Girardia tigrina</i>	-	-	-	5	9
NEMATODA	Nematoda Gen. sp.	-	14	36	38	6
GASTROPODA	Gastropoda Gen. sp. frgmt.	-	-	-	-	-
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2,8	77	-	6	-
	<i>Physella acuta</i>	2,7	5	-	-	-
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	1,8	19	-	-	-
BIVALVIA	<i>Unio crassus</i> ssp.	-	-	-	-	-
	<i>Pisidium</i> sp.	-	-	-	-	66
	<i>Pisidium (Euglesa) personatum</i>	1,8	5	-	-	-
OLIGOCHAETA	<i>Haplotaxis gordioides</i>	1,5	-	-	-	-
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	2,0	1	-	-	-
	Lumbricidae Gen. sp. juv.	-	14	-	-	-
	<i>Nais bretscheri</i>	2,4	-	2	-	-
	<i>Nais communis</i>	2,7	-	-	-	-
	<i>Nais</i> sp.	-	-	-	-	-
	<i>Nais variabilis</i>	2,6	-	-	-	-
	<i>Pristina longiseta</i>	-	-	-	-	-
	<i>Pristina</i> sp.	-	-	-	-	-
	<i>Aulodrilus japonicus</i>	-	10	-	11	-
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	2,4	77	183	70	621
	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	2,9	-	-	5	-
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	3,5	-	5	27	-
	<i>Potamothrix moldaviensis</i>	2,5	10	53	54	114
	<i>Psammoryctides albicola</i>	2,5	-	-	5	-
	<i>Tubifex ignotus</i>	2,4	-	-	-	-
	Tubificidae Gen. sp. juv.	-	134	178	195	525
	<i>Propappus volki</i>	1,9	5	-	-	-
	Lumbriculidae Gen. sp. juv.	-	29	12	-	18
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	1,9	29	-	-	-
HIRUDINEA	<i>Helobdella stagnalis</i>	2,8	-	-	-	-
	<i>Erpobdella octoculata</i>	3,0	2	-	-	-
	<i>Erpobdella testacea</i>	2,5	-	-	-	-
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	2,2	-	-	-	-
	<i>Trocheta</i> sp. juv.	-	-	-	2	-
AMPHIPODA	<i>Gammarus fossarum/pulex</i>	-	43	8	45	30
ISOPODA	<i>Asellus aquaticus</i>	2,8	5	-	-	-
HYDRACHNIDIA	Hydrachnidia Gen. sp.	-	24	5	14	36
EPHEMEROPTERA	<i>Baetis</i> sp. juv.	-	237	-	32	21
	<i>Baetis (Baetis) buceratus</i>	2,4	-	26	8	15
	<i>Baetis (Baetis) fuscatus</i>	2,2	185	103	67	45
	<i>Baetis (Baetis) lutheri</i>	1,6	-	-	-	-
	<i>Baetis (Baetis) scambus</i>	1,7	-	-	-	-
	<i>Baetis (Baetis) vardarensis</i>	2,2	38	-	-	-
	<i>Baetis (Baetis) vernus</i>	2,3	48	-	-	-
	<i>Baetis (Rhodobaetis) rhodani</i>	2,1	82	-	-	-
	<i>Centroptilum luteolum</i>	2,1	-	-	-	-
	<i>Proclleon (Proclleon) bifidum</i>	2,2	-	-	2	-
	<i>Ecdyonurus</i> sp. juv.	-	29	9	-	18
	<i>Ecdyonurus venosus-Gr.</i>	-	5	-	-	-
	<i>Ecdyonurus (Ecdyonurus) starmachi</i>	1,3	-	-	-	-
	<i>Epeorus (Epeorus) assimilis</i>	1,4	-	-	-	-
	<i>Heptagenia (Heptagenia) flava</i>	2,3	-	1	-	-
	<i>Heptagenia (Heptagenia) sulphurea</i>	2,0	5	2	-	-
	Heptageniidae Gen. sp. juv.	-	-	-	3	-
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	1,9	10	-	-	-
	<i>Rhithrogena</i> sp. juv.	-	-	-	-	-
	<i>Habroleptoides confusa</i>	1,6	14	-	-	-
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1,6	5	-	-	-
	<i>Potamanthus luteus</i>	2,2	5	40	99	180
	<i>Ephemera (Ephemera) danica</i>	1,8	15	-	-	-
	<i>Ephemerella ignita</i>	2,1	-	-	-	-
	<i>Torleya major</i>	1,8	-	-	-	-
	<i>Caenis beskidensis</i>	1,5	-	-	6	15
	<i>Caenis cf. macrura</i>	1,9	-	9	-	-
	<i>Caenis</i> sp. juv.	-	-	7	-	9
ODONATA	Zygoptera Gen. sp. juv.	-	-	-	-	3
	<i>Calopteryx splendens</i>	2,2	-	-	-	9
	<i>Calopteryx virgo</i>	1,6	6	-	-	-
	<i>Platycnemis pennipes</i>	1,9	-	-	-	1
	Gomphidae Gen. sp. juv.	-	34	-	6	-
	<i>Gomphus</i> sp.	-	-	-	-	-
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1,9	-	-	-	4
	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	1,6	2	-	2	3
	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	1,8	-	1	-	1

Tabelle 49: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 5: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin (Fortsetzung)

Gewässer:		Raab			
Untersuchungsstelle:		5 Bahnhof Takern I	6 Gniebing	7 Ertler Mühle	9 St. Martin
Datum:		19.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]
PLECOPTERA	Perlodidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-
	<i>Dinocras cephalotes/megacephala</i>	-	-	-	-
	<i>Perla marginata</i>	1,1	15	-	-
	<i>Perla sp. juv.</i>	-	-	-	-
	Perlidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-
	Nemouridae Gen. sp. juv.	-	-	-	-
	<i>Leuctra sp.</i>	-	10	2	-
HETEROPTERA	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	1,8	-	-	10
	<i>Micronecta sp.</i>	-	5	-	-
COLEOPTERA	<i>Bidessus sp. Ad. C</i>	-	-	-	-
	<i>Platambus maculatus Ad. C</i>	2,3	-	-	2
	Elmidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-
	<i>Elmis aenea</i>	1,6	-	-	-
	<i>Elmis maugetii</i>	1,6	102	3	2
	<i>Elmis maugetii Ad. C</i>	1,6	5	-	-
	<i>Elmis cf. obscura</i>	1,7	-	-	-
	<i>Elmis sp. Ad. C</i>	-	10	-	-
	<i>Elmis sp. juv.</i>	-	360	-	-
	<i>Esolus parallelepipedus Ad. C</i>	1,6	14	-	-
	<i>Esolus sp.</i>	-	62	2	-
	<i>Esolus sp. Ad. C</i>	-	14	-	-
	<i>Limnius perrisi</i>	1,4	-	-	-
	<i>Limnius perrisi Ad. C</i>	1,4	-	-	-
	<i>Limnius sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Limnius sp. Ad. C</i>	-	-	-	-
	<i>Limnius volckmari</i>	1,6	19	2	5
	<i>Limnius volckmari Ad. C</i>	1,6	-	-	-
	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1,9	-	-	-
	<i>Riolus sp.</i>	-	10	-	-
	<i>Riolus sp. Ad. C</i>	-	5	-	-
	<i>Riolus subviolaceus Ad. C</i>	1,5	-	-	-
	<i>Orectochilus villosus</i>	1,8	53	2	2
<i>Hydraena gracilis Ad. C</i>	1,6	-	-	-	
<i>Hydraena sp. Ad. C</i>	-	10	-	-	
TRICHOPTERA	<i>Rhyacophila s. str. sp. juv.</i>	-	14	-	-
	<i>Rhyacophila vulgaris-Gr.</i>	-	10	-	-
	Rhyacophilidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-
	<i>Hydroptila sp.</i>	-	77	-	2
	Hydroptilidae Gen. sp.	-	24	-	-
	<i>Ithytrichia lamellaris</i>	1,0	-	-	-
	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	2,2	5	-	2
	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2,3	-	-	-
	<i>Hydropsyche bulbifera</i>	2,4	74	3	3
	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	2,8	-	-	-
	<i>Hydropsyche incognita</i>	2,1	-	-	-
	<i>Hydropsyche modesta</i>	2,8	48	4	10
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	2,1	144	2	2
	<i>Hydropsyche siltalai</i>	2,0	-	-	-
	<i>Hydropsyche sp. juv.</i>	-	1949	53	61
	Polycentropodidae Gen. sp.	-	-	-	-
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2,0	-	-	2
	<i>Psychomyia pusilla</i>	2,1	309	24	43
	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	2,1	-	-	-
	Limnephilidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-
	<i>Goera pilosa</i>	2,1	-	-	1
	Goeridae Gen. sp. juv.	-	-	2	-
	<i>Silo pallipes</i>	1,4	-	-	-
	Leptoceridae Gen. sp. juv.	-	-	-	3
	<i>Mystacides azurea</i>	2,1	-	-	-
	<i>Mystacides sp. juv.</i>	-	-	2	-
	<i>Oecetis notata</i>	-	-	-	-
<i>Setodes punctatus</i>	-	-	-	-	
<i>Sericostoma flavicorne/personatum</i>	-	-	-	-	
Sericostomatidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-	
DIPTERA	<i>Dicranota sp.</i>	-	49	1	6
	<i>Pedicia sp.</i>	-	5	-	-
	<i>Cardiocladius fuscus</i>	2,3	-	-	2
	<i>Cardiocladius sp. juv.</i>	-	-	-	-
	Chironomini Gen. sp. juv.	-	-	-	3
	<i>Chironomus (Chironomus) acutiventris</i>	2,7	-	-	-
	<i>Chironomus (Chironomus) cf. bernensis</i>	2,9	-	-	-
	<i>Cladopelma sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Cladotanytarsus sp.</i>	-	10	65	22
	<i>Conchapelopia sp.</i>	-	10	2	-
	<i>Cricotopus sp.</i>	-	14	7	5
<i>Cricotopus (Cricotopus) albiforceps</i>	-	-	-	-	

Tabelle 50: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 6: Raab Bahnhof Takern I, Gniebing, Ertler Mühle, St. Martin (Fortsetzung)

Gewässer:					
Untersuchungsstelle:		Raab		Raab	
		5 Bahnhof Takern I		6 Gniebing	
		7 Ertler Mühle		9 St. Martin	
Datum:		19.09.2019		18.09.2019	
		18.09.2019		18.09.2019	
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]
DIPTERA	<i>Cricotopus (Cricotopus) annulator</i>	1,9	24	10	6
	<i>Cricotopus (Cricotopus) trifascia</i>	2,1	-	-	-
	<i>Cricotopus (Cricotopus) vierriensis</i>	-	10	6	-
	<i>Cricotopus (Paratrichocladius) rufiventris</i>	2,3	48	5	-
	<i>Cryptochironomus sp.</i>	-	-	3	2
	<i>Demicryptochironomus sp. juv.</i>	-	5	-	-
	<i>Demicryptochironomus (Demicryptochironomus) vulneratus</i>	2,3	-	-	-
	<i>Diamesa insignipes</i>	2,0	-	-	-
	<i>Epaiclocladius ephemerae</i>	-	-	-	-
	<i>Eukiefferiella brevicar</i>	1,7	-	-	-
	<i>Eukiefferiella clypeata</i>	1,8	-	-	-
	<i>Eukiefferiella devonica/ilkleyensis</i>	1,7	-	-	-
	<i>Eukiefferiella fittkaui/minor</i>	-	-	-	-
	<i>Eukiefferiella sp. juv.</i>	-	5	-	-
	<i>Glyptotendipes cf. pallens</i>	2,7	-	-	-
	<i>Glyptotendipes sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Heleniella sp. juv.</i>	1,2	-	-	-
	<i>Macropelopia sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	2,4	-	-	-
	<i>Microtendipes pedellus-Gr.</i>	-	62	-	5
	<i>Nanocladius rectinervis</i>	2,1	5	-	-
	<i>Neozavrelia sp.</i>	-	5	2	-
	<i>Nilotanytus dubius</i>	1,9	-	-	-
	<i>Orthocladini COP juv.</i>	-	10	-	6
	<i>Paracricotopus niger</i>	1,9	-	-	-
	<i>Parametrioctenus stylatus</i>	1,6	24	-	-
	<i>Paratanytarsus dissimilis</i>	2,4	-	-	2
	<i>Pentaneurini Gen. sp. juv.</i>	-	-	10	5
	<i>Phaenopsectra sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Polypedium sp. juv.</i>	-	-	-	-
	<i>Polypedium (Tripodura) acifer</i>	2,2	10	24	8
	<i>Polypedium (Tripodura) aegyptium</i>	2,2	5	-	3
	<i>Polypedium (Tripodura) scalaenum-Gr.</i>	2,3	-	-	-
	<i>Polypedium (Uresipedium) convictum</i>	1,9	48	3	-
	<i>Polypedium (Uresipedium) cultellatum</i>	1,8	-	2	-
	<i>Potthastia gaedii</i>	2,0	-	3	10
	<i>Potthastia longimanus</i>	2,3	-	-	2
	<i>Procladius sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	2,7	-	-	2
	<i>Prodiamesa cf. rufovittata</i>	2,2	-	-	-
	<i>Rheocricotopus (Psilocricotopus) chalybeatus</i>	2,1	-	-	6
	<i>Rheopelopia sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Rheotanytarsus sp.</i>	-	10	-	2
	<i>Saetheria reisi</i>	2,2	-	2	-
	<i>Stempellina sp.</i>	-	-	-	-
	<i>Synorthocladus semivirens</i>	2,0	-	-	-
	<i>Tanytarsus cf. brundini</i>	2,0	-	-	-
	<i>Tanytarsus sp.</i>	-	10	14	5
	<i>Thienemanniella sp.</i>	-	19	5	3
	<i>Tvetenia calvescens</i>	1,9	10	-	-
<i>Tvetenia discoloripes/verralli</i>	2,0	19	-	-	
<i>Tvetenia cf. verralli</i>	2,0	-	-	-	
<i>Tvetenia vitracies</i>	-	-	-	-	
<i>Simulium sp. juv.</i>	-	-	-	3	
<i>Simulium (Simulium) ornatum</i>	2,4	5	-	-	
<i>Simulium (Simulium) ornatum-Gr.</i>	-	5	-	-	
<i>Simulium (Simulium) cf. reptans</i>	1,9	-	-	-	
<i>Simulium (Simulium) variegatum-Gr.</i>	-	-	-	-	
<i>Simulium (Wilhelmia) balcanicum</i>	2,2	-	-	-	
<i>Simulium (Wilhelmia) sp.</i>	-	-	-	-	
<i>Atherix ibis</i>	-	-	-	-	
<i>Ibis marginata</i>	-	-	-	-	
<i>Bezzia-Gr. sp.</i>	-	14	10	3	
<i>Chelifera sp.</i>	-	-	-	-	
<i>Empididae Gen. sp.</i>	-	-	-	-	
<i>Hemerodromia sp.</i>	-	-	-	-	
<i>Wiedemannia sp.</i>	-	5	-	-	
<i>Antocha sp.</i>	-	149	2	-	
<i>Hexatoma sp.</i>	-	7	10	7	
<i>Limoniidae Gen. sp.</i>	-	-	-	-	
<i>Lispe sp.</i>	-	-	-	-	
<i>Tabanidae Gen. sp.</i>	-	1	-	-	
<i>Tipula sp.</i>	-	1	9	9	

Summe		5166	965	988	2014
Gesamttaxazahl	218	86	50	62	53
Gesamttaxazahl (exkl. "sp.")	137	51	26	39	27
Neozoa-Summe		158	183	82	630
Neozoa	4	3	1	3	2
davon invasive Neozoa-Summe		77	0	6	0
davon invasive Neozoa	1	1	0	1	0

Tabelle 51: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 7: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf

Gewässer:		Raab		
Untersuchungsstelle:		10 Neumarkt	11 Mogersdorf	12 Eltendorf
Datum:		18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]
HYDROZOA	<i>Hydra</i> sp.	-	2	4
TURBELLARIA	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	-	-	-
	<i>Girardia tigrina</i>	-	8	24
NEMATODA	Nematoda Gen. sp.	-	13	4
GASTROPODA	Gastropoda Gen. sp. frgmt.	-	2	15
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2,8	-	3
	<i>Physella acuta</i>	2,7	-	-
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	1,8	-	1
BIVALVIA	<i>Unio crassus</i> ssp.	-	-	3
	<i>Pisidium</i> sp.	-	2	8
	<i>Pisidium (Euglesa) personatum</i>	1,8	-	-
OLIGOCHAETA	<i>Haplotaxis gordioides</i>	1,5	-	3
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	2,0	-	-
	Lumbricidae Gen. sp. juv.	-	-	-
	<i>Nais bretscheri</i>	2,4	-	-
	<i>Nais communis</i>	2,7	-	-
	<i>Nais</i> sp.	-	-	-
	<i>Nais variabilis</i>	2,6	-	-
	<i>Pristina longiseta</i>	-	-	-
	<i>Pristina</i> sp.	-	-	-
	<i>Aulodrilus japonicus</i>	-	-	-
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	2,4	326	508
	<i>Limnodrilus claparedelanus</i>	2,9	11	312
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	3,5	-	40
	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	2,5	11	664
	<i>Psammoryctides albicola</i>	2,5	-	-
	<i>Tubifex ignotus</i>	2,4	-	6
	Tubificidae Gen. sp. juv.	-	96	1408
	<i>Propappus volki</i>	1,9	-	-
	Lumbriculidae Gen. sp. juv.	-	-	24
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	1,9	-	18
HIRUDINEA	<i>Helobdella stagnalis</i>	2,8	2	-
	<i>Erpobdella octoculata</i>	3,0	-	-
	<i>Erpobdella testacea</i>	2,5	14	-
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	2,2	-	-
	<i>Tracheta</i> sp. juv.	-	-	-
AMPHIPODA	<i>Gammarus fossarum/pulex</i>	-	13	248
ISOPODA	<i>Asellus aquaticus</i>	2,8	2	-
HYDRACHNIDIA	Hydrachnidia Gen. sp.	-	19	28
EPHEMEROPTERA	<i>Baetis</i> sp. juv.	-	32	24
	<i>Baetis (Baetis) buceratus</i>	2,4	21	10
	<i>Baetis (Baetis) fuscatus</i>	2,2	43	74
	<i>Baetis (Baetis) lutheri</i>	1,6	-	-
	<i>Baetis (Baetis) scambus</i>	1,7	-	-
	<i>Baetis (Baetis) vardarensis</i>	2,2	-	29
	<i>Baetis (Baetis) vernus</i>	2,3	-	-
	<i>Baetis (Rhodobaetis) rhodani</i>	2,1	-	-
	<i>Centroptilum luteolum</i>	2,1	-	-
	<i>Proclaeon (Proclaeon) bifidum</i>	2,2	-	-
	<i>Ecdyonurus</i> sp. juv.	-	1	8
	<i>Ecdyonurus venosus-Gr.</i>	-	-	-
	<i>Ecdyonurus (Ecdyonurus) starmachi</i>	1,3	1	-
	<i>Epeorus (Epeorus) assimilis</i>	1,4	-	-
	<i>Heptagenia (Heptagenia) flava</i>	2,3	-	-
	<i>Heptagenia (Heptagenia) sulphurea</i>	2,0	-	15
	Heptageniidae Gen. sp. juv.	-	13	-
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	1,9	-	-
	<i>Rhithrogena</i> sp. juv.	-	-	-
	<i>Habroleptoides confusa</i>	1,6	2	-
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1,6	-	-
	<i>Potamanthus luteus</i>	2,2	182	28
	<i>Ephemera (Ephemera) danica</i>	1,8	-	-
	<i>Ephemerella ignita</i>	2,1	-	3
	<i>Torleya major</i>	1,8	-	-
	<i>Caenis beskidensis</i>	1,5	3	3
	<i>Caenis cf. macrura</i>	1,9	-	-
	<i>Caenis</i> sp. juv.	-	5	8
ODONATA	Zygoptera Gen. sp. juv.	-	-	4
	<i>Calopteryx splendens</i>	2,2	-	-
	<i>Calopteryx virgo</i>	1,6	2	4
	<i>Platycnemis pennipes</i>	1,9	2	13
	Gomphidae Gen. sp. juv.	-	3	-
	<i>Gomphus</i> sp.	-	2	-
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1,9	-	13
	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	1,6	-	-
	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	1,8	2	6

Tabelle 52: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 8: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf (Fortsetzung)

Gewässer:			Raab	Raab	Lafnitz	
Untersuchungsstelle:			10 Neumarkt	11 Mogersdorf	12 Eltendorf	
Datum:			18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	
PLECOPTERA	Perlodidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-	
	<i>Dinocras cephalotes/megacephala</i>	-	-	-	-	
	<i>Perla marginata</i>	1,1	-	-	-	
	<i>Perla sp. juv.</i>	-	-	-	-	
	Perlidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-	
	Nemouridae Gen. sp. juv.	-	-	-	-	
	<i>Leuctra sp.</i>	-	-	-	6	
HETEROPTERA	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	1,8	7	32	34	
	<i>Micronecta sp.</i>	-	2	112	-	
COLEOPTERA	<i>Bidessus sp. Ad. C</i>	-	2	-	-	
	<i>Platambus maculatus Ad. C</i>	2,3	-	-	-	
	Elmidae Gen. sp. juv.	-	2	-	-	
	<i>Elmis aenea</i>	1,6	-	-	-	
	<i>Elmis maugetii</i>	1,6	-	-	6	
	<i>Elmis maugetii Ad. C</i>	1,6	-	-	-	
	<i>Elmis cf. obscura</i>	1,7	-	16	-	
	<i>Elmis sp. Ad. C</i>	-	-	4	-	
	<i>Elmis sp. juv.</i>	-	2	-	-	
	<i>Esolus parallelepipedus Ad. C</i>	1,6	-	-	-	
	<i>Esolus sp.</i>	-	-	-	6	
	<i>Esolus sp. Ad. C</i>	-	-	-	-	
	<i>Limnius perrisi</i>	1,4	-	-	-	
	<i>Limnius perrisi Ad. C</i>	1,4	-	-	-	
	<i>Limnius sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Limnius sp. Ad. C</i>	-	-	-	-	
	<i>Limnius volckmari</i>	1,6	2	-	6	
	<i>Limnius volckmari Ad. C</i>	1,6	-	-	-	
	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1,9	-	-	6	
	<i>Riolus sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Riolus sp. Ad. C</i>	-	-	-	-	
	<i>Riolus subviolaceus Ad. C</i>	1,5	-	-	-	
	<i>Orectochilus villosus</i>	1,8	-	-	18	
	<i>Hydraena gracilis Ad. C</i>	1,6	-	-	-	
	<i>Hydraena sp. Ad. C</i>	-	2	-	-	
	TRICHOPTERA	<i>Rhyacophila s. str. sp. juv.</i>	-	-	-	3
		<i>Rhyacophila vulgaris-Gr.</i>	-	-	-	-
Rhyacophilidae Gen. sp. juv.		-	-	-	-	
<i>Hydroptila sp.</i>		-	2	-	-	
Hydroptilidae Gen. sp.		-	2	-	-	
<i>Ithytrichia lamellaris</i>		1,0	-	4	-	
<i>Cheumatopsyche lepida</i>		2,2	-	4	141	
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		2,3	-	-	-	
<i>Hydropsyche bulbifera</i>		2,4	-	-	-	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>		2,8	-	-	12	
<i>Hydropsyche incognita</i>		2,1	-	-	-	
<i>Hydropsyche modesta</i>		2,8	10	-	12	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		2,1	3	-	9	
<i>Hydropsyche siltalai</i>		2,0	-	-	-	
<i>Hydropsyche sp. juv.</i>		-	30	-	348	
Polycentropodidae Gen. sp.		-	-	4	-	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		2,0	-	-	-	
<i>Psychomyia pusilla</i>		2,1	51	-	219	
<i>Brachycentrus subnubilus</i>		2,1	-	-	12	
Limnephilidae Gen. sp. juv.		-	-	-	-	
<i>Goera pilosa</i>		2,1	1	-	-	
Goeridae Gen. sp. juv.		-	-	-	3	
<i>Silo pallipes</i>		1,4	-	-	-	
Leptoceridae Gen. sp. juv.		-	2	-	33	
<i>Mystacides azurea</i>		2,1	-	-	-	
<i>Mystacides sp. juv.</i>		-	-	12	-	
<i>Oecetis notata</i>		-	-	4	-	
<i>Setodes punctatus</i>		-	-	-	15	
<i>Sericostoma flavicorne/personatum</i>		-	-	-	-	
Sericostomatidae Gen. sp. juv.	-	-	-	-		
DIPTERA	<i>Dicranota sp.</i>	-	11	-	75	
	<i>Pedicia sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Cardiocladius fuscus</i>	2,3	-	-	-	
	<i>Cardiocladius sp. juv.</i>	-	-	-	6	
	Chironomini Gen. sp. juv.	-	-	-	-	
	<i>Chironomus (Chironomus) acutiventris</i>	2,7	-	4	-	
	<i>Chironomus (Chironomus) cf. bernensis</i>	2,9	-	4	-	
	<i>Cladopelma sp. juv.</i>	-	-	4	-	
	<i>Cladotanytarsus sp.</i>	-	45	4	45	
	<i>Conchapelopia sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Cricotopus sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Cricotopus (Cricotopus) albiforceps</i>	-	-	-	-	

Tabelle 53: Taxaliste Makrozoobenthos, Teil 9: Raab Neumarkt, Mogersdorf; Lafnitz Eltendorf (Fortsetzung)

Gewässer:			Raab	Raab	Lafnitz	
Untersuchungsstelle:			10 Neumarkt	11 Mogersdorf	12 Eltendorf	
Datum:			18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	
Großgruppe	Taxon	SI	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	[Ind./m ²]	
DIPTERA	<i>Cricotopus (Cricotopus) annulator</i>	1,9	-	-	-	
	<i>Cricotopus (Cricotopus) trifascia</i>	2,1	-	-	-	
	<i>Cricotopus (Cricotopus) vierriensis</i>	-	-	-	6	
	<i>Cricotopus (Paratrichocladius) rufiventris</i>	2,3	5	-	3	
	<i>Cryptochironomus sp.</i>	-	2	12	-	
	<i>Demicryptochironomus sp. juv.</i>	-	-	-	-	
	<i>Demicryptochironomus (Demicryptochironomus) vulneratus</i>	2,3	-	-	-	
	<i>Diamesa insignipes</i>	2,0	-	-	-	
	<i>Epaiclaadius ephemeræ</i>	-	-	-	-	
	<i>Eukiefferiella brevicar</i>	1,7	-	-	-	
	<i>Eukiefferiella clypeata</i>	1,8	-	-	-	
	<i>Eukiefferiella devonica/ilkeyensis</i>	1,7	-	-	-	
	<i>Eukiefferiella fittkau/minor</i>	-	-	-	-	
	<i>Eukiefferiella sp. juv.</i>	-	-	-	-	
	<i>Glyptotendipes cf. pallens</i>	2,7	-	-	-	
	<i>Glyptotendipes sp. juv.</i>	-	-	-	-	
	<i>Heleniella sp. juv.</i>	1,2	-	-	-	
	<i>Macropelopia sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Micropsectra atrofasciata</i>	2,4	-	-	-	
	<i>Microtendipes pedellus-Gr.</i>	-	14	52	-	
	<i>Nanocladius rectinervis</i>	2,1	-	-	-	
	<i>Neozavrelia sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Nilotanytus dubius</i>	1,9	-	-	-	
	<i>Orthoclaadini COP juv.</i>	-	2	-	-	
	<i>Paracricotopus niger</i>	1,9	-	-	-	
	<i>Parametrioctenus stylatus</i>	1,6	-	-	-	
	<i>Paratanytarsus dissimilis</i>	2,4	-	-	-	
	<i>Pentaneurini Gen. sp. juv.</i>	-	-	-	3	
	<i>Phaenopsectra sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Polypedium sp. juv.</i>	-	-	-	-	
	<i>Polypedium (Tripodura) acifer</i>	2,2	3	-	3	
	<i>Polypedium (Tripodura) aegyptium</i>	2,2	2	-	3	
	<i>Polypedium (Tripodura) scalaenum-Gr.</i>	2,3	2	-	-	
	<i>Polypedium (Uresipedium) convictum</i>	1,9	-	-	-	
	<i>Polypedium (Uresipedium) cultellatum</i>	1,8	-	-	-	
	<i>Potthastia gaedii</i>	2,0	-	-	3	
	<i>Potthastia longimanus</i>	2,3	-	-	-	
	<i>Procladius sp.</i>	-	-	40	-	
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	2,7	2	8	-	
	<i>Prodiamesa cf. rufovittata</i>	2,2	-	4	-	
	<i>Rheocricotopus (Psilocricotopus) chalybeatus</i>	2,1	10	-	6	
	<i>Rheopelopia sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Rheotanytarsus sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Saetheria reissi</i>	2,2	-	-	-	
	<i>Stempellina sp.</i>	-	-	24	-	
	<i>Synorthoclaadius semivirens</i>	2,0	-	-	-	
	<i>Tanytarsus cf. brundini</i>	2,0	-	-	-	
	<i>Tanytarsus sp.</i>	-	-	8	-	
	<i>Thienemanniella sp.</i>	-	2	-	-	
	<i>Tvetenia calvescens</i>	1,9	-	-	-	
	<i>Tvetenia discoloripes/verralli</i>	2,0	-	-	-	
	<i>Tvetenia cf. verralli</i>	2,0	-	-	-	
	<i>Tvetenia vitracies</i>	-	-	-	3	
	<i>Simulium sp. juv.</i>	-	2	-	39	
	<i>Simulium (Simulium) ornatum</i>	2,4	-	-	-	
	<i>Simulium (Simulium) ornatum-Gr.</i>	-	-	-	-	
	<i>Simulium (Simulium) cf. reptans</i>	1,9	-	-	6	
	<i>Simulium (Simulium) variegatum-Gr.</i>	-	-	-	-	
	<i>Simulium (Wilhelmia) balcanicum</i>	2,2	-	-	7	
	<i>Simulium (Wilhelmia) sp.</i>	-	-	-	6	
	<i>Atherix ibis</i>	-	-	-	14	
	<i>Ibis marginata</i>	-	-	-	-	
	<i>Bezzia-Gr. sp.</i>	-	5	-	3	
	<i>Chelifera sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Empididae Gen. sp.</i>	-	-	-	3	
	<i>Hemerodromia sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Wiedemannia sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Antocha sp.</i>	-	-	4	21	
	<i>Hexatoma sp.</i>	-	6	-	11	
	<i>Limoniidae Gen. sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Lispe sp.</i>	-	-	-	-	
	<i>Tabanidae Gen. sp.</i>	-	3	-	-	
	<i>Tipula sp.</i>	-	-	-	-	
	Summe			1063	3729	2252
	Gesamttaxazahl	218		60	42	63
Gesamttaxazahl (exkl. "sp.")	137		31	21	39	
Neozoa-Summe			334	532	25	
Neozoa	4		2	2	3	
davon invasive Neozoa-Summe			0	0	3	
davon invasive Neozoa	1		0	0	1	

11.3 Bewertungstabellen

Tabelle 54: Bewertungstabelle Phytobenthos (alle Algenklassen)

Gewässer	Raab	Raab	Raab	Raab	Raab	Raab
Untersuchungsstelle (UST)	1 Arzberg	2 Mitterdorf	3 Wollsdorf oh Schmidt	4 Wollsdorf uh Schmidt	5 Bahnhof Takern I	6 Gniebing
Datum von	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	18.09.2019
Bioregion	BR	FH	FH	FH	FH	FH
Beteiligte Bioregionen:	BR2, BR3	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH
Höhenstufe:	2 (500 - 800 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)
Trophische Grundzustandsklasse	mesotroph	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2
Saprobielle Grundzustandsklasse	I-II B	II	II	II	II	II
Bioregionstyp	H2	H1	H1	H1	H1	H1
Gezählte Kieselalgenindividuen	522	549	576	461	518	628
Anzahl Taxa gesamt	51	53	50	51	64	69
Anzahl Taxa auf Artniveau	49	52	49	49	62	66
Anzahl Taxa Referenzarten	19	21	22	22	20	20
Abundanz gesamt [%]	200	200	200	200	200	200
Abundanz auf Artniveau [%]	191,94	198,67	198,46	194,67	191,43	198,04
Abundanz Referenzarten [%]	40,74	93,72	98,9	111,39	78,52	96,14
Trophie-Index nach PFISTER et al. 2016	2,44	2,45	2,72	2,53	2,65	2,7
EQR Modul Trophie	0,55	0,6	0,5	0,57	0,52	0,5
Zustandsklasse Modul Trophie	mäßig (moderate)	gut (good)	mäßig (moderate)	gut (good)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)
Saprobitäts-Index nach PFISTER et al. 2016	2,07	1,97	2,1	2,04	2,17	2,14
EQR Modul Saprobie	0,75	0,82	0,77	0,79	0,74	0,75
Zustandsklasse Modul Saprobie	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
Rel. Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz	0,21	0,47	0,5	0,57	0,41	0,49
Rel. Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl	0,39	0,4	0,45	0,45	0,32	0,3
EQR Modul Referenzarten	0,37	0,55	0,6	0,65	0,46	0,5
Zustandsklasse Modul Referenzarten	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)	gut (good)	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)	mäßig (moderate)
Korrektur mittels expert judgement	-	-	gut (good)	-	-	-

Gewässer	Raab	Raab	Raab	Raab	Lafnitz
Untersuchungsstelle (UST)	7 Ertler Mühle	9 St. Martin	10 Neumarkt	11 Mogersdorf	12 Eitendorf
Datum von	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019
Bioregion	FH	FH	FH	FH	FH
Beteiligte Bioregionen:	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH
Höhenstufe:	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)
Trophische Grundzustandsklasse	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2
Saprobielle Grundzustandsklasse	II	II	II	II	II
Bioregionstyp	H1	H1	H1	H1	H1
Gezählte Kieselalgenindividuen	642	606	554	681	560
Anzahl Taxa gesamt	64	73	65	68	67
Anzahl Taxa auf Artniveau	61	72	63	67	67
Anzahl Taxa Referenzarten	21	23	16	18	22
Abundanz gesamt [%]	200	200	200	200	200
Abundanz auf Artniveau [%]	198,65	198,46	197,34	198,64	200
Abundanz Referenzarten [%]	73,92	90,43	85,27	105,76	96,76
Trophie-Index nach PFISTER et al. 2016	2,8	2,78	2,93	2,8	2,82
EQR Modul Trophie	0,46	0,47	0,41	0,46	0,46
Zustandsklasse Modul Trophie	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)
Saprobitäts-Index nach PFISTER et al. 2016	2,21	2,14	2,44	2,05	2,14
EQR Modul Saprobie	0,72	0,75	0,63	0,79	0,75
Zustandsklasse Modul Saprobie	gut (good)	gut (good)	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)
Rel. Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz	0,37	0,46	0,43	0,53	0,48
Rel. Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl	0,34	0,32	0,25	0,27	0,33
EQR Modul Referenzarten	0,45	0,49	0,43	0,51	0,51
Zustandsklasse Modul Referenzarten	mäßig (moderate)	gut (good)	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)
Korrektur mittels expert judgement	-	-	-	-	-

Tabelle 55: Bewertungstabelle Phytobenthos (nur Kieselalgen)

Gewässer	Raab	Raab	Raab	Raab	Raab	Raab
Untersuchungsstelle (UST)	1 Arzberg	2 Mitterdorf	3 Wollsdorf oh Fa. Schmid	4 Wollsdorf uh Fa. Schmid	5 Bahnhof Takern I	6 Gniebing
Datum von	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	19.09.2019	18.09.2019
Bioregion	FH	FH	FH	FH	FH	FH
Beteiligte Bioregionen:	BR2, BR3	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH
Höhenstufe:	2 (500 - 800 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)
Trophische Grundzustandsklasse	mesotroph	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2
Saprobielle Grundzustandsklasse	I-II B	II	II	II	II	II
Bioregionstyp	H2	H1	H1	H1	H1	H1
Gezählte Kieselalgenindividuen	522	549	576	461	518	628
Anzahl Taxa gesamt	38	45	38	38	54	57
Anzahl Taxa auf Artniveau	38	45	38	38	54	56
Anzahl Taxa Referenzarten	13	15	12	12	13	11
Abundanz gesamt [%]	100	100	100	100	100	100
Abundanz auf Artniveau [%]	100	100	100	100	100	99,84
Abundanz Referenzarten [%]	30,08	43,9	30,9	38,18	24,52	14,01
Trophie-Index nach PFISTER et al. 2016	2,4	2,45	2,62	2,59	2,75	2,77
EQR Modul Trophie	0,57	0,58	0,52	0,53	0,47	0,47
Zustandsklasse Modul Trophie	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)
Saprobitäts-Index nach PFISTER et al. 2016	1,94	1,85	2,01	1,97	2,1	2,13
EQR Modul Saprobie	0,8	0,87	0,8	0,82	0,76	0,76
Zustandsklasse Modul Saprobie	gut (good)	sehr gut (high)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
Rel. Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz	0,3	0,44	0,31	0,38	0,25	0,14
Rel. Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl	0,34	0,33	0,32	0,32	0,24	0,2
EQR Modul Referenzarten	0,41	0,49	0,4	0,44	0,31	0,21
Zustandsklasse Modul Referenzarten	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	mäßig (moderate)
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	gut (good)	mäßig (moderate)
Korrektur mittels expert judgement	-	-	-	-	-	-

Gewässer	Raab	Raab	Raab	Raab	Lafnitz
Untersuchungsstelle (UST)	7 Erter Mühle	9 St. Martin	10 Neumarkt	11 Mogersdorf	12 Etendorf
Datum von	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019	18.09.2019
Bioregion	FH	FH	FH	FH	FH
Beteiligte Bioregionen:	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH	BR, FH
Höhenstufe:	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)	1 (< 500 m)
Trophische Grundzustandsklasse	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2	meso-eutroph 2
Saprobielle Grundzustandsklasse	II	II	II	II	II
Bioregionstyp	H1	H1	H1	H1	H1
Gezählte Kieselalgenindividuen	642	606	554	681	560
Anzahl Taxa gesamt	49	58	50	59	53
Anzahl Taxa auf Artniveau	48	58	50	59	53
Anzahl Taxa Referenzarten	10	12	6	11	11
Abundanz gesamt [%]	100	100	100	100	100
Abundanz auf Artniveau [%]	99,53	100	100	100	100
Abundanz Referenzarten [%]	5,45	13,2	4,33	9,4	13,93
Trophie-Index nach PFISTER et al. 2016	2,9	2,9	3,09	2,93	2,76
EQR Modul Trophie	0,42	0,41	0,35	0,4	0,47
Zustandsklasse Modul Trophie	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	unbefriedigend (poor)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)
Saprobitäts-Index nach PFISTER et al. 2016	2,22	2,21	2,77	2,1	2,1
EQR Modul Saprobie	0,72	0,72	0,5	0,77	0,77
Zustandsklasse Modul Saprobie	gut (good)	gut (good)	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)
Rel. Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz	0,05	0,13	0,04	0,09	0,14
Rel. Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl	0,21	0,21	0,12	0,19	0,21
EQR Modul Referenzarten	0,17	0,21	0,1	0,18	0,22
Zustandsklasse Modul Referenzarten	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	unbefriedigend (poor)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)	unbefriedigend (poor)	mäßig (moderate)	mäßig (moderate)
Korrektur mittels expert judgement	-	-	-	-	-

Tabelle 56: Bewertungstabelle Makrozoobenthos

	Raab			Raab			Raab			Raab			Raab					
Untersuchungsstelle (UST)	1 Arzberg			2 Mitterdorf			3 Wollsdorf oh. Schmidt			4 Wollsdorf uh. Schmidt			5 Bahnhof Takern I			6 Gniebing		
Datum von	19.09.2019			19.09.2019			19.09.2019			19.09.2019			19.09.2019			18.09.2019		
Bioregion	BR			FH			FH			FH			FH			FH		
Grundzustand MMI	1,5			1,75			1,75			1,75			1,75			1,75		
Grundzustand Saprobie				2			2			2			2			2		
Innere Differenzierung				EZ-KI 2			EZ-KI 2			EZ-KI 2			EZ-KI 2			EZ-KI 2		
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung																		
SI (Zelinka & Marvan)	1,71	gut (good)		1,91	sehr gut (high)		1,94	sehr gut (high)		2,05	gut (good)		2,15	gut (good)		2,29	gut (good)	
Multimetrischer Index 1	0,69	gut (good)		0,76	gut (good)		0,77	gut (good)		0,7	gut (good)		0,76	gut (good)		0,54	mäßig (moderate)	
Multimetrischer Index 2	0,64	gut (good)		0,73	gut (good)		0,74	gut (good)		0,61	gut (good)		0,77	gut (good)		0,51	mäßig (moderate)	
Individuendichte [Ind/m ²]	4738,4			13137,6			5760,8			2138,4			5108			963,2		
Ökologische Zustandsklasse	gut (good)			gut (good)			gut (good)			gut (good)			gut (good)			mäßig (moderate)		
Metrics	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score
Gesamttaxazahl	55	82,5	0,67	68	85	0,8	62	85	0,73	58	85	0,68	74	85	0,87	46	85	0,54
EPT-Taxa	20	36,5	0,55	23	30	0,77	25	30	0,83	18	30	0,6	22	30	0,73	15	30	0,5
% EPT-Taxa	36,36	60,35		0,6														
% Oligochaeta & Diptera Taxa	50,91	75,34	0,68	51,47	71,03	0,72	61,29	71,03	0,86	56,9	71,03	0,8	54,05	71,03	0,76	50	71,03	0,7
Diversitätsindex (Margalef)	6,22	9,8	0,63	6,9	9,48	0,73	6,87	9,48	0,72	7,22	9,48	0,76	8,33	9,48	0,88	6,34	9,48	0,67
Degradationsindex	90	177,5	0,51	86	140	0,61	93	140	0,66	56	140	0,4	83	140	0,59	48	140	0,34
RETI	0,64	0,86	0,74	0,6	0,69	0,87	0,54	0,69	0,78	0,58	0,69	0,84	0,44	0,69	0,63	0,17	0,69	0,25
Litoral	4,62	6,13	0,75	4,75	5,75	0,83	4,76	5,75	0,83	4,61	5,75	0,8	4,79	5,75	0,83	4,41	5,75	0,77

	Raab			Raab			Raab			Raab			Lafnitz		
Untersuchungsstelle (UST)	7 Ertler Mühle			9 St. Martin			10 Neumarkt			11 Mogersdorf			12 Eltendorf		
Datum von	18.09.2019			18.09.2019			18.09.2019			18.09.2019			18.09.2019		
Bioregion	FH			FH			FH			FH			FH		
Grundzustand MMI	1,75			1,75			1,75			1,75			1,75		
Grundzustand Saprobie	2			2			2			2			2		
Innere Differenzierung	EZ-KI 2			EZ-KI 2			EZ-KI 2			EZ-KI 3			EZ-KI 3		
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung										Mäanderstrecken					
SI (Zelinka & Marvan)	2,31	gut (good)		2,31	gut (good)		2,3	gut (good)		2,45	mäßig (moderate)		2,17	gut (good)	
Multimetrischer Index 1	0,53	mäßig (moderate)		0,5	mäßig (moderate)		0,57	mäßig (moderate)		0,57	mäßig (moderate)		0,68	gut (good)	
Multimetrischer Index 2	0,5	mäßig (moderate)		0,48	mäßig (moderate)		0,51	mäßig (moderate)		0,54	mäßig (moderate)		0,67	gut (good)	
Individuendichte [Ind/m ²]	975,2			2001,6			1040,8			3720,8			2200,8		
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)			mäßig (moderate)			mäßig (moderate)			mäßig (moderate)			gut (good)		
Metrics	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score
Gesamttaxazahl	51	85	0,6	47	85	0,55	52	85	0,61	37	80,5	0,46	57	80,5	0,71
EPT-Taxa	14	30	0,47	15	30	0,5	15	30	0,5	9	30,5	0,3	20	30,5	0,66
% EPT-Taxa															
% Oligochaeta & Diptera Taxa	50,98	71,03	0,72	59,57	71,03	0,84	65,38	71,03	0,92	59,46	77,5	0,77	57,89	77,5	0,75
Diversitätsindex (Margalef)	7,04	9,48	0,74	5,88	9,48	0,62	7,11	9,48	0,75	4,26	9,56	0,45	7,07	9,56	0,74
Degradationsindex	25	140	0,18	35	140	0,25	25	140	0,18	21	149,5	0,14	84	149,5	0,56
RETI	0,19	0,69	0,27	0,05	0,69	0,07	0,12	0,69	0,18	0,02	0,66	0,03	0,3	0,66	0,45
Litoral	4,3	5,75	0,75	4,01	5,75	0,7	4,72	5,75	0,82	2,6	5,59	0,46	4,93	5,59	0,88

RaabSTAT Key Facts

Project duration	02.2019 - 01.2021
Project budget	EUR 567 290
ERDF funding	EUR 482 196,5
RaabSTAT website	https://www.interreg-athu.eu/raabstat/



Lead Partner

West-Transdanubian Water Directorate (Hungary)

Project Partner

Province of Burgenland (Austria)

Strategic Partners

Federal Ministry of Agriculture, Regions and Tourism (Austria)

Province of Styria (Austria)

North-Transdanubian Water Directorate (Hungary)

Órség National Park Directorate (Hungary)

Project Support

Mecca Consulting Dr. Johannes Franz Schaffer e.U. (Austria)