Abwasserreinigungsanlage
DSM Nutritional Products GmbH
Grenzach-Wyhlen

Antrag für eine Wasserrechtliche Einleiterlaubnis

Gewässerökologisches Gutachten

Dezember 2019

Büro für Wasserwirtschaft und Umwelt Dr.-Ing. Dirk Böhme

Kunde		DSM Nutritional Products GmbH Emil-Barell-Str. 3 D-79639 Grenzach-Wyhlen
Auftraggeber		ERM GmbH Siemensstrasse 9 D-63263 Neu-Isenburg

Vorhaben

Abwasserreinigungsanlage
DSM Nutritional Products GmbH
Grenzach-Wyhlen

Antrag für eine wasserrechtliche Einleiterlaubnis

Dokument

Gewässerökologisches Gutachten

Status

Endbericht

Bearbeitung

Büro für Wasserwirtschaft und
Umwelt Dr.-Ing. Dirk Böhme
Blümnerstraße 18
04229 Leipzig
Tel.: (0341) 604 282 07
Mail: info@bwwu.de

Leipzig, 04. Dezember 2019

Dirk Böhme

Inhalt

1 Veranlassung 4

2 Aufbau und Methodik des Gutachtens 5

2.1 Grundlagen 5
2.2 Vorgehensweise 5
2.2.1 Verschlechterungsverbot beim ökologischen Potenzial und beim chemischen Zustand des Gewässers 5
2.2.2 Vereinbarkeit des Antragsgegenstandes mit der künftigen Erreichbarkeit von Bewirtschaftungszielen, die derzeit noch verfehlt werden 7
2.2.3 Ausschluss von erheblichen Beeinträchtigungen naturschutzrechtlich geschützter Flächen und Objekte 8
2.2.4 Datenerfassung 9
2.3 Untersuchungsraum 9
2.4 Vorgehen zur Bewertung der Auswirkungen 12

3 Beschreibung des Ausgangszustandes 15

3.1 Aquatisches Ökosystem des Hochrheins 15
3.1.1 Gewässerstruktur 15
3.1.2 Hydrologie 19
3.1.3 Stoffliche und thermische Vorbelastungen 21
3.1.4 Chemischer Zustand 31
3.1.4.1 Zink 32
3.1.4.2 Nickel 33
3.1.4.3 Nitrat 33
3.1.5 Ökologischer Zustand 34
3.1.5.1 Gesamtbewertung 34
3.1.5.2 Einzelbetrachtung der biologischen Qualitätskomponenten 35
3.2 Hochwasserbeeinflusster Bereich der Aue 36
3.2.1 Flächennutzung 36
3.2.2 Überschwemmungsregime 37
3.2.3 Vorbelastungen 37
3.2.4 Schutzgebiete und -objekte nach Naturschutzrecht 39

4 Beschreibung des geplanten Einleitregimes 44

5 Wirkungsanalyse und Beurteilung der einzelnen Einleitparameter 47

5.1 Allgemeine chemisch-physikalische Beschaffenheitsparameter nach Anl. 7 OGewV 2016 49
5.1.1 Sauerstoff 53
5.1.2 TOC 53
5.1.3 pH-Wert 53
5.1.4 Ammonium und freies Ammoniak 53
5.1.5 Wassertemperatur 54
5.2 Chemische Parameter nach Anl. 6 und 8 OGewV 2016 57
5.2.1 Zink 57
5.2.1 Nickel 59
5.2.2 Nitrat 59
5.3 Sonstige chemische Parameter 59

5.3.1 Bromid 59
5.3.2 CSB 63
5.3.3 AOX 63
5.4 Giftigkeits-Parameter 63
5.5 Indirekte Auswirkungen der Einleitung von Nähr- und Zehrstoffen auf die Wasserbeschaffenheit des Rheins 64
5.5.1 Sauerstoffbilanz des Rheins 64
5.5.2 Verschiebung des Ammonium-/Ammoniak-Gleichgewichtes in der Einleitfahne 65
5.6 Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten 69
5.7 Auswirkungen auf den Stoffhaushalt im terrestrischen Bereich der Aue 69
5.8 Artenschutzrechtlich relevante Auswirkungen 70
6 Zusammenfassung der Auswirkungen 72
7 Quellen 74
7.1 Gesetzliche Vorschriften 74
7.2 Sonstige Quellen 74

Abbildungen

Abbildung 2-1: Prüfschema Verschlechterungsverbot (MUKE BW 2017) 7
Abbildung 2-2: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach am Beispiel des Bromid bei MNQ ohne Überlagerung mit anderen Einleitern 10
Abbildung 2-3: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach am Beispiel der Wassertemperatur bei MNQ ohne Überlagerung mit anderen Einleitern 11
Abbildung 3-1: Ausschnitt aus der Strukturgütekarte des Rheins 2004 (Übersichtsverfahren) 16
Abbildung 3-2: Ausschnitt aus der Strukturgütekarte des Rheins 2017 (Feinverfahren) 16
Abbildung 3-3: Typisches Rheinprofil auf Höhe Pratteln-Schweizerhalle 17
Abbildung 3-4: Isobathenplan des Rheins: Stauhaltung Birsfelden, Bereich Grenzach 18
Abbildung 3-5: Durchfluss am Pegel Basel-Rheinhalle, langjährige Monats-Hauptwerte 19
Abbildung 3-6: TOC - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) 21
Abbildung 3-7: Gesamt-Phosphor - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) 22
Abbildung 3-8: o-PO4-Phosphor - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) ..22
Abbildung 3-9: Gesamt-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) .23
Abbildung 3-10: Ammonium-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) 24
Abbildung 3-11: Ammoniak-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) 24
Abbildung 3-12: Nitrit-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) 26
Abbildung 3-13: Bromid-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) 27
Abbildung 3-14: Gelöster Sauerstoff an der Messstation Weil im Jahresgang (Tagesmittelwerte 2013-2017) 28
Abbildung 3-15: Wassertemperatur-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (Tagesmittelwerte 2013-2017) 28
Abbildung 3-16: Wassertemperatur-des Rheins an den Messstation Weil 2019 29

Abbildung 3-17: pH-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (Tagesmittelwerte 2013-2017) 31
Abbildung 3-18: Jahresfrachten Zink und Nickel in Abhängigkeit vom Jahresdurchfluss 32
Abbildung 3-19: Nitrat-N-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017) 34
Abbildung 3-20: Überflutungsflächen und -tiefen HQ10 im Bereich der NATURA 2000-Gebiete flussab der Kander-Mündung 38
Abbildung 3-21: Übersichtskarte der unterliegenden NATURA 2000-Gebiete 40
Abbildung 5-1: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach: Wassertemperatur (Sommer) bei MNQ: Differenzbeträge PLAN-IST ohne Überlagerung mit anderen Einleitern 55
Abbildung 5-2: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach: Wassertemperatur (Dezember) bei MNQ: Differenzbeträge PLAN-IST ohne Überlagerung mit anderen Einleitern 56
Abbildung 5-3: Abschätzung der maximalen Bromidfracht des Rheins an der Messstelle Weil 61
Abbildung 5-4: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach für Bromid bei MNQ: Differenzbeträge PLAN-IST ohne Überlagerung mit anderen Einleitern 62
Abbildung 5-5: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach für NH_4-N bei MNQ 68

Tabellen

Tabelle 3-1: Bandbreiten für die Änderung des NM7Q-Abflusses für das hydrologische Sommer- und Winterhalbjahr für den Pegel Basel 20
Tabelle 3-2: Rheintemperaturen im Vergleich: Neuhausen und Basel im Hochsommer 2018 30
Tabelle 3-3: Zink im Rhein, Jahresmittelwerte, Messstation Weil 33
Tabelle 3-4: Ökologische Zustandsbewertung des Hochrheins 34
Tabelle 3-5: Schutzziele des FFH-Gebietes - aquatische und hochwasserbeeinflusste Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-RL 41
Tabelle 3-6: Schutzziele des FFH-Gebietes - aquatische Arten nach Anhang II FFH-RL und charakteristische Arten des LRT 3260 einschließlich solcher Arten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsvorhaben 41
Tabelle 3-7: Schutzziele des SPA - Wasservögel (signifikante Arten nach Anhang Vogelschutz-RL) 43
Tabelle 4-1: Vergleich Überwachungswerte für die chem.-physikal. Parameter IST/PLAN 45
Tabelle 5-1: Maßgebliche Mengen und Konzentrationen für Mischungsrechnungen 48
Tabelle 5-2: Einhaltung Verschlechterungsverbot: Beurteilung anhand der allgem. phys.-chem. Beschaffenheitsparameter nach Anlage 7 OGewV 50
Tabelle 5-3: Zink im Rhein, Jahresmittelwerte, Messstation Weil 58
Tabelle 5-5: Entwicklung der Bromid- und Fluorid-Konzentrationen im WW „Lange Erlen“ 60
Tabelle 5-6: Fallbetrachtung Sauerstoffhaushalt 65
Tabelle 5-7: Fallbetrachtung für die Bildung von freiem Ammoniak 67

1 Veranlassung

Die DSM Nutritional Products GmbH (DSM) stellt an ihrem Standort in Grenzach vorwiegend naturidentische Vitamine und deren Vorprodukte für die Futtermittel-, Lebensmittel- und kosmetische Industrie in chemischen und biotechnischen Großanlagen her. Der Standort liegt im Industriepark Grenzach westlich von Basel direkt am Rhein. Zu den weiteren im Industriepark ansässigen Firmen gehören *Bayer* und *Roche*.

Der Standort verfügt über eine eigene Abwasserbehandlungsanlage (betriebsinterne Bezeichnung „ARA“). Hier werden die Chemieabwässer aus den Produktionsanlagen von DSM und *Bayer* sowie die am Standort anfallenden Sanitärabwässer behandelt. Anschließend erfolgt die Direkteinleitung des behandelten Abwassers in den Rhein. Kühl- und Niederschlagswasser wird in einem separaten Leitungsnetz gesammelt und getrennt in den Rhein eingeleitet.

Die erforderliche Einleiterlaubnis durch das Regierungspräsidium (RP) Freiburg wurde zuletzt im Jahr 2006 erneuert (Az.: 54.1-8953.21/LÖ-007/6). Derzeit besteht eine Duldung der Einleitung durch das RP Freiburg (Az.: e54.1-8953.21/LÖ-007/31).

Das vorliegende Gewässerökologische Gutachten stellt die für die Prüfung des wasserrechtlichen Antrages notwendigen Daten zum Schutzgut Oberflächenwasser und aquatisches Ökosystem zusammen. Dies schließt die zur Prüfung auf Einhaltung der wasserrechtlichen Bewirtschaftungsziele nach WHG bzw. WRRL notwendigen Informationen ebenso ein wie naturschutzrechtliche Belange (potenzielle Betroffenheit von Schutzgebieten und –objekten, Artenschutz).

2 Aufbau und Methodik des Gutachtens

2.1 Grundlagen

Grundsätzlich erfolgt in den Antragsdokumenten für die wasserrechtliche Einleiterlaubnis eine Auseinandersetzung mit folgenden Sachverhalten:

(A) Verschlechterungsverbot beim ökologischen und chemischen Zustand bzw. Potenzials des Gewässers (§ 27 Abs. 1 Satz 1 WHG)

(B) Vereinbarkeit des Antragsgegenstandes mit der künftigen Erreichbarkeit von Bewirtschaftungszielen, die ggf. derzeit noch verfehlt werden (§ 27 Abs. 1 Satz 2 WHG)

(C) Ausschluss von erheblichen Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele des unterliegenden NATURA 2000-Gebietes 8311-342 „Markgräfler Rheinebene von Weil bis Neuenburg“ und SPA 8211-401 „Rheinniederung Haltingen – Neuenburg mit Vorbergzone“ (§ 34 BNatSchG)

(D) Prüfung der potenziellen Konfliktsituation in Bezug auf weitere naturschutzrechtlich geschützte Gebiete und Objekte (LSG, besonders geschützte Biotope etc.)

(E) ggf. Fachbeitrag zur Abarbeitung der artenschutzrechtlichen Prüfung nach § 44, § 45 und § 67 BNatSchG im Falle nicht vermeid- oder minimierbare Risiken für die relevanten Arten.

2.2 Vorgehensweise

2.2.1 Verschlechterungsverbot beim ökologischen Potenzial und beim chemischen Zustand des Gewässers

Eine Verschlechterung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials eines Wasserkörpers nimmt der EuGH in seinem Urteil C-461/13 vom 01. 07. 2015 (Weser-Vertiefung) dann an, wenn sich die Einstufung mindestens einer der relevanten biologischen Qualitätskomponenten (BQK) um eine Klasse verschlechtert. Unterstützende Parameter für die Prognose einer möglichen Veränderung der BQK, die nur mit einer Einzelfallbetrachtung möglich ist, sind u.a. die allgemeinen chemisch-physikalischen Beschaffenheitsparameter des Gewässers. Also ist darzulegen, ob deren Änderung in der jeweiligen Größenordnung zu einer messbaren Veränderung der betroffenen Biozönose führt und ob diese Veränderung dann eine Verschlechterung der Bewertungsklasse der einzelnen BQK zur Folge hat.

Ist die betreffende Qualitätskomponente schon im Ist-Zustand in der schlechtesten Kategorie eingeordnet, so dass nach dem eben genannten Grundsatz keine Verschlechterung des Zustandes mehr möglich wäre, stelle jede weitere messbare Beeinträchtigung dieser BQK eine Verschlechterung des Zustands dar.

In seiner Begriffsbestimmung des Verschlechterungsverbotes hat sich der EuGH jedoch nur auf die Qualitätskomponenten des Anh. V der WRRL bezogen. Wie eine Verschlechterung unterhalb der „gut“/“nicht gut“-Schwelle im Hinblick auf den chemischen Zustand beurteilt wird, bleibt daher auch nach dem Urteil des EuGH offen; es ist unklar, ob und inwieweit sich die Aussagen des EuGH auf die Beurteilung einer Verschlechterung des chemischen Zustands eines Oberflächenwasserkörpers übertragen lassen. Sinnvoll quantifizier- und prüfbar ist aber in jedem Falle eine rechnerische Überschreitung von Umweltqualitätsnormen (UQN) durch Mischungsrechnung von Einleitung und ggf. vorbelastetem Wasserkörper.

Bei DSM sind bislang keine signifikanten Veränderungen der gegenwärtigen Produktionspalette geplant. Im Vergleich der bestehenden Einleiterlaubnis mit dem Antragsgegenstand

ergeben sich deshalb gegenüber dem Ist-Zustand keine neuen Stoffe im Ablauf der ARA, die mit neuen Überwachungsparamtern zu belegen wären. Das Abwasseraufkommen wird sich jedoch aufgrund der erwarteten Produktionssteigerung leicht erhöhen.

Qualitativ tritt keine grundsätzliche Veränderung der typischen Abwasserbeschaffenheit ein. Innerhalb des bestehenden Spektrums der Einleitparameter gibt es jedoch Verschiebungen, wobei es im Ergebnis aktueller Sollfracht-Berechnungen sowohl zu leichten Erhöhungen als auch zu Reduzierungen einzelner Stofffrachten kommt. Die Wassermengen werden an das tatsächlich benötigte und genutzte Maß angepasst, insbesondere die Kühlwasserströme. Daraus folgt, dass Verschlechterungen der allgemeinen chemisch-physikalischen Beschaffenheitsparameter und des chemischen Zustandes gegenüber dem Ist-Zustand nicht von vornherein ausgeschlossen werden können, auch wenn sie aufgrund des geringen Umfanges der Änderungen im Verhältnis zu Abflussmenge und Beschaffenheit des Einleitgewässers wenig wahrscheinlich sind.

Deshalb sind die Auswirkungen der resultierenden Erhöhung der einzelnen Beschaffenheitsparameter im Rhein für die den ökologischen Zustand indizierenden biologischen Qualitätskomponenten und in Bezug auf die Einhaltung der geltenden Umweltqualitätsnormen für den chemischen Zustand nach OGewV 2016 zu prüfen.

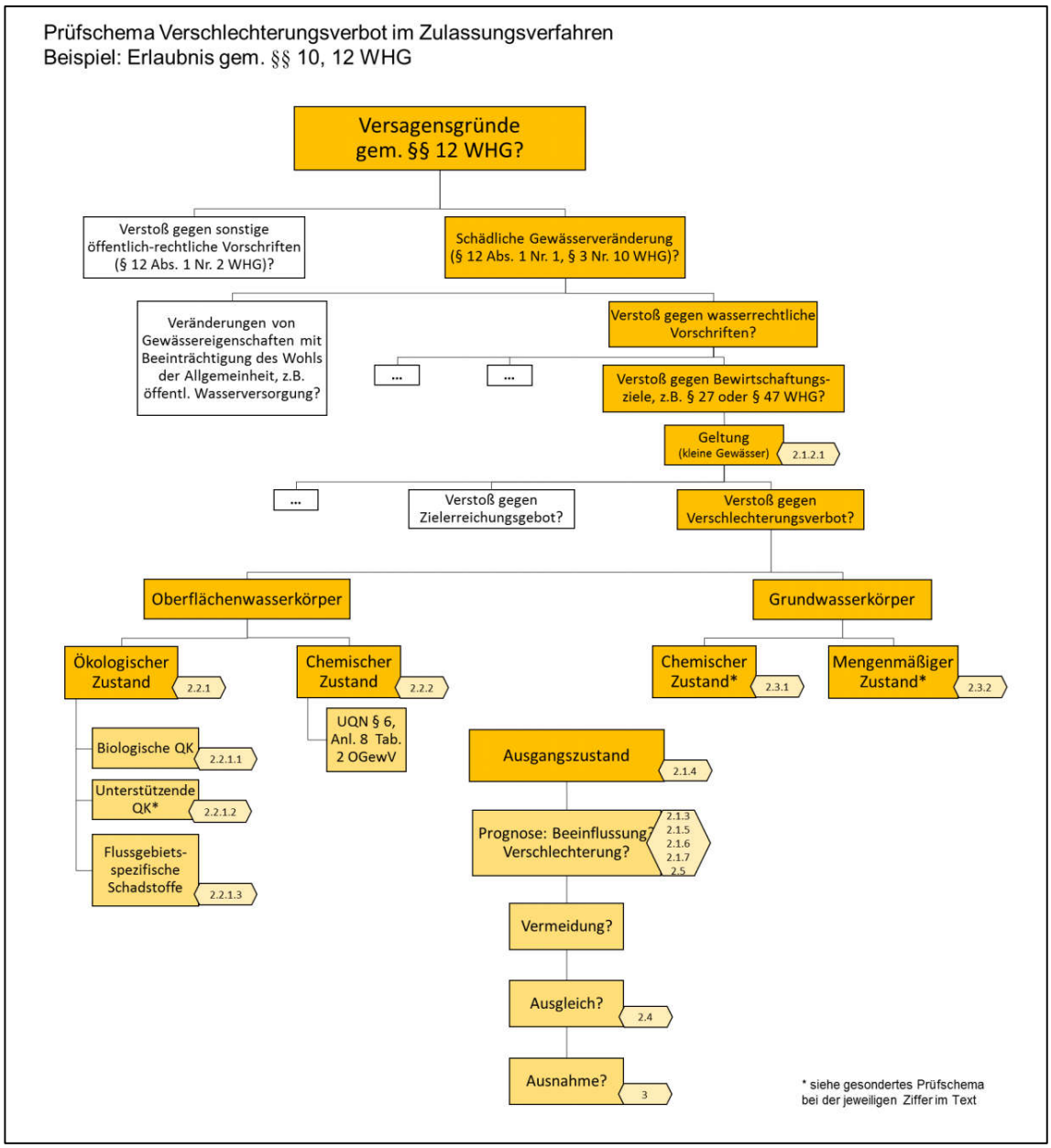


Abbildung 2-1: Prüfschema Verschlechterungsverbot (MUKE BW 2017)

2.2.2 Vereinbarkeit des Antragsgegenstandes mit der künftigen Erreichbarkeit von Bewirtschaftungszielen, die derzeit noch verfehlt werden

Die Erreichbarkeit der Zielvorgaben der WRRL (Bewirtschaftungsziele gemäß § 27 Abs. Satz 2 WHG) darf nicht durch langfristige Festschreibung von Einleitbedingungen gefährdet werden, die das Erreichen des guten ökologischen Potenzials und des guten chemi-

schen Zustandes in Frage stellen, selbst wenn diese Einleitbedingungen derzeit nicht zur Verschlechterung des IST-Zustandes führen.

Der Prüfung der Erreichbarkeit werden folgende Konventionen und Kriterien zugrunde gelegt:

Die Einhaltung der Orientierungswerte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Beschaffenheitsparameter nach OGewV 2016 (Anl. 7, Abschnitt 2) setzt den Rahmen für die Entwicklung des guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials der BQK.

Die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe nach OGewV 2016 (Anl. 8 Tab. 2) stellt sicher, dass die verbleibende Belastung des Fließgewässers keine Gefahr für das Erreichen des guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials der BQK bildet.

Grundsätzlich setzt die quantifizierende Wirkungsprognose für die künftige Zielerreichung in größeren Oberflächenwasserkörpern (OWK) aus fachlicher Sicht eine Betrachtung aller relevanten Einleiter, der direkten (Mischkonzentrationen) und der indirekten Wirkungen (Stofftransport und -umsatz) unter Berücksichtigung der zeitlichen und räumlichen Überlagerung einzelner Einleitungen voraus. Allerdings verlangen weder WRRL noch WHG hier explizit eine Betrachtung von kumulativen bzw. Summationswirkungen. Dies wäre durch einen einzelnen Antragsteller im wasserrechtlichen Verfahren für seine Einzeleinleitung auch gar nicht leistbar, zumal individuelle Entwicklungen und Planungen Dritter nicht vorhergesehen werden können. Deshalb ist im Rahmen des einzelnen Zulassungsverfahrens auch keine Betrachtung von Summationswirkungen für den gesamten betroffenen OWK vorgesehen. Die Planungs- und Entscheidungsebene für derartige Gesamtprognosen und Variantenbetrachtungen ist die der Bewirtschaftungsplanung für den OWK (MUKE BW 2017 unter Berufung auf BVerwG Urteil vom 09.02.2017, Az. 7 A 2.15 Rn. 594).

2.2.3 Ausschluss von erheblichen Beeinträchtigungen naturschutzrechtlich geschützter Flächen und Objekte

Für die im unterliegenden Rheinabschnitt, vom Rhein mit der eingemischten Einleitung marginal berührten FFH-Gebiet als Schutzziele gemeldeten aquatischen Lebensraumtypen und Arten wird davon ausgegangen, dass die Sicherstellung des guten ökologischen und chemischen Zustandes bzw. Potenzials des Fließgewässers im Sinne der WRRL gleichzeitig den günstigen Erhaltungszustand der Schutzziele im Sinne der FFH-RL sichert. Der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial sind biologisch definiert und repräsentieren einen Gewässerzustand, in dem die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz der aquatischen Wirbellosen, der Makrophyten und der Fische nur in geringem Maße vom Referenzzustand des jeweiligen Gewässertyps abweichen (Anl. 4, Tab. 2 und 6 OGewV).

Die Relevanz der Einleitung für terrestrische Schutzziele hängt davon ab, ob das Überschwemmungsregime zu praktisch relevanten Stoffeinträgen in Lebensraumtypen und Habitate der als Schutzziel ausgewiesenen Arten führen kann. Grundlage einer entsprechenden Beurteilung ist das Verdünnungsverhältnis beim bordvollen Abfluss, d.h. vor dem Eintritt flächenhafter Überschwemmung der Aue. Damit kann zwar der Stoffaustausch zwischen Aue und Gewässer einschließlich zu erwartender Senken- und Quelleneffekte nicht quantifiziert werden, aber es lässt sich zeigen, wie stark sich eine individuelle Eintragsquelle überhaupt auf die Beschaffenheit des Überschwemmungswassers auswirkt. Belastungsbeiträge, die quantitativ marginal oder sogar unterhalb der Bestimmungsgenauigkeit der eingeführten Mess- und Analyseverfahren liegen, können aber auf dieser Basis als praktisch irrelevant erkannt werden.

Dieser hier für die Schutzziele des FFH-Gebietes dargelegte Ansatz ist grundsätzlich auch auf alle anderen Naturschutzflächen und Objekte übertragbar, deren aquatische Arten und

Biotoptypen im Einflussbereich der ARA potenziell betroffen sein könnten und vor Beeinträchtigungen zu bewahren sind.

2.2.4 Datenerfassung

Die Grundlage für die Bearbeitung der Fragestellungen bilden die bei LUBW, IKSR und weiteren, auch Schweizer Behörden verfügbaren Monitoring-Datenbestände.

Die zu nutzenden vorhandenen Bestandsdaten umfassen:

- die allgemeinen chemisch-physikalische Güteparameter,
- die Messdaten gebietsspezifischer und prioritärer Stoffe sowie
- die Primärdaten und Bewertungsergebnisse aus Erhebungen der biologischen Qualitätskomponenten nach WRRL von den nächstgelegenen Monitoring-Messstellen der LUBW aus dem Monitoring Zeitraum 2011-2015),
- Aktuelle Einleitdaten der ARA (Eigenüberwachung: Jahresmessreihen 2018 und eine aktuelle Stoffliste der Hauptproduktionsbetriebe DSM Grenzach-Wyhlen),
- Grunddaten des von der Gewässerbenutzung berührten NATURA-2000-Gebiete,
- Informationen der Naturschutzbehörden zu Lage und Bestand besonders geschützter Flächen und Objekte mit Gewässerbezug.

2.3 Untersuchungsraum

Die oberstromige Begrenzung des Wirk- und Untersuchungsraumes bildet der von der Gewässerbenutzung unbeeinflusste oberstromige Zuflussquerschnitt des Rheins. Die gewässerökologischen Verhältnisse in diesem Bereich werden weder durch eine Messstelle noch durch einen Durchflusspegel punktgenau repräsentiert. Die oberstromig nächstgelegene Messstelle liegt in ca. 51 km Entfernung bei Albbruck-Dogern (LUBW). Sie eignet sich aufgrund der Entfernung und der an dieser Strecke liegenden zahlreichen weiteren Einleiter nicht zur Festlegung oberstromiger Randbedingungen für Mischungsrechnungen. Flussab stehen jedoch quasi kontinuierlich gemessene Mischproben- und Stichtagsdaten der Messstation Weil am Rhein (BAFU) zur Verfügung (ca. 14 km flussab).

Mit Kenntnis der Quervermischung im Gewässer kann man beurteilen, ob die Einleitfahne fischereilich bzw. naturschutzfachlich relevante Habitate überstreicht und/oder eine chemische bzw. thermische Barriere für aufwandernde Organismen vor einem einmündenden Zufluss bildet. Dies könnte vertiefende Untersuchungen auslösen.

Die potenziellen Mischungsverhältnisse im Rhein zwischen Einleitstelle und Staustufe Birsfelden sind deshalb näher zu betrachten. Zur diesem Zweck wird eine überschlägige 2D-Ausbreitungsberechnung mit einem Advektions-Dispersions-Modell für eine konservative Substanz durchgeführt. Als Tracer wird die Bromid-Konzentration genutzt, die sich unmittelbar unterhalb einer Einleitung im Gewässer hauptsächlich durch den Mischprozess ändert (Abbildung 2-2, eine Einleitstelle: NN1/2+KW4). Außerdem ist für diesen Parameter ein hinreichender Konzentrationsunterschied zwischen Einleitung und Vorfluter gegeben. Mess- bzw. Überwachungswerte Bromid liegen sowohl für den Rhein als auch für den ARA-Ablauf vor. Abbildung 2-2 zeigt am Beispiel der Wassertemperatur die Überlagerung von zwei Einleitstellen (KW3 und NN1/2+KW4) mit erwärmtem Kühlwasser.

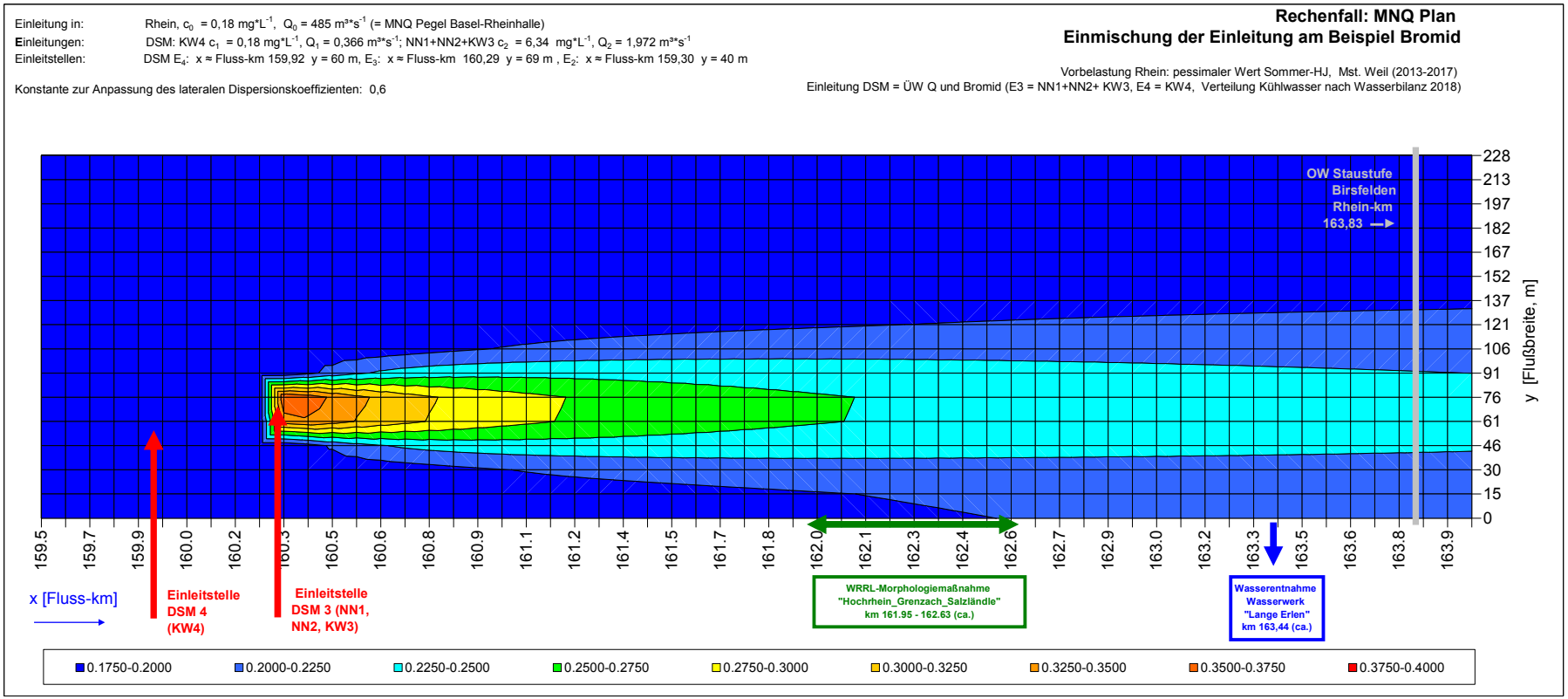


Abbildung 2-2: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach am Beispiel des Bromid bei MNQ ohne Überlagerung mit anderen Einleitern

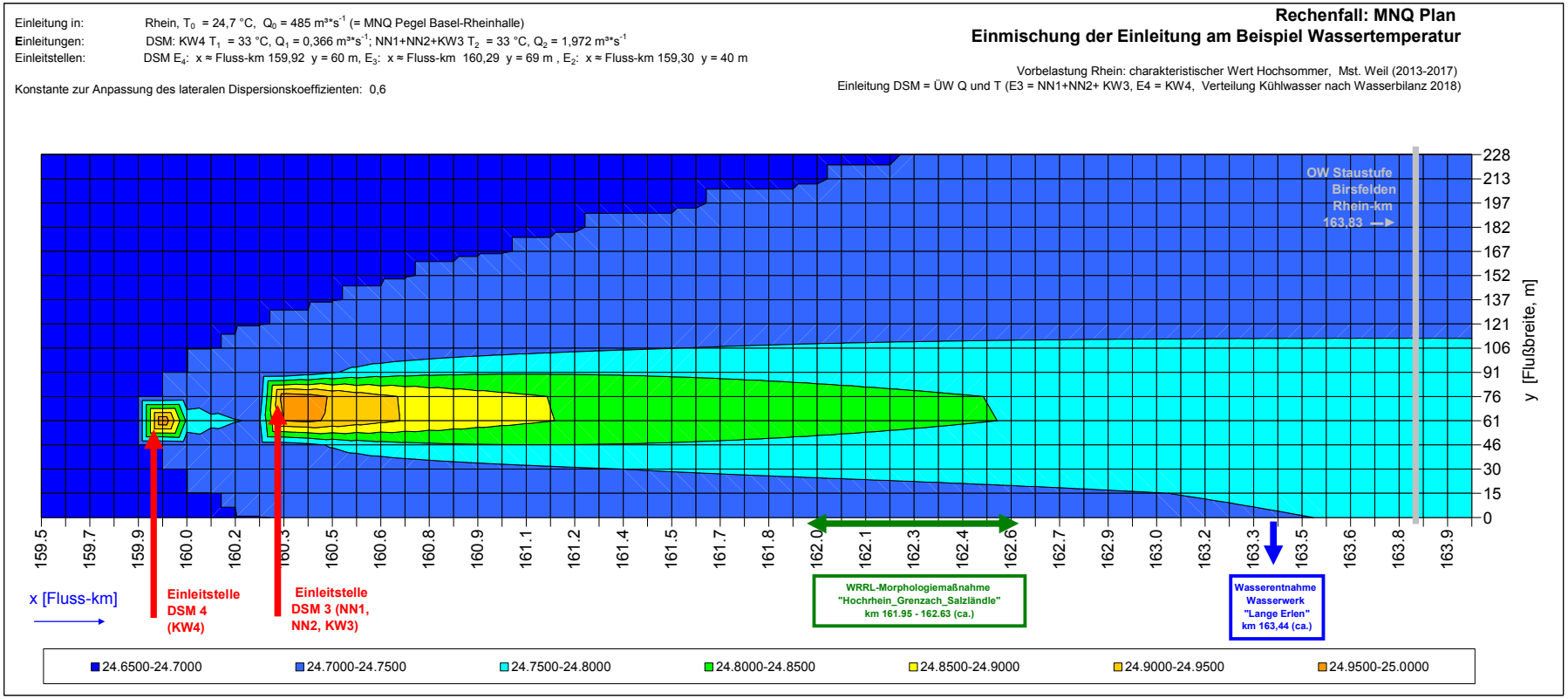


Abbildung 2-3: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach am Beispiel der Wassertemperatur bei MNQ ohne Überlagerung mit anderen Einleitern

Grundlage der Berechnung ist der Ansatz von FISCHER et al. (1978). Das dazu genutzte EXCEL-Rechentool nach EPA/600/R-93/139 (BAUMGARTNER et al. 1993) ermöglicht die Ermittlung der Stoffkonzentration und des Verdünnungsverhältnisses an einem vorzugebenden Punkt flussab einer Einleitstelle. Es wurde so erweitert, dass simultan die aus der Dispersion dieser Einleitung resultierenden Verdünnungsverhältnisse für ein Netz von 60 x 16 Punkten errechnet werden. Dieses Netz wird über die Wahl der x- und y-Schrittweite an die Länge und mittlere Breite des betrachteten Gewässerabschnittes angepasst. Zur Berechnung absoluter Konzentrationswerte wird die Ausgangskonzentration im Vorfluter durch einen einfachen Mischungsschritt berücksichtigt. Damit kann die Ausbildung der Einleitfahne in der Rhein zwischen Einleitstelle und Staustufe Birsfelden plausibel dargestellt werden. Dieser Bereich umfasst auch eine WRRL-Morphologie-Maßnahmenstrecke und die Flusswasserentnahme des Wasserwerkes „Lange Erlen“ der Industriellen Werke Basel (IWB) zur Trinkwassergewinnung. Beide Objekte liegen flussab der Einleitstelle am rechten Rheinufer.

Die hydraulischen Kennwerte (mittlere Gerinnebreite, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit) wurden für ein idealisiertes Regelprofil des Rheins zwischen den Staustufen Birsfelden und Augst berechnet. Dabei wurde (in einem als Wasserstraße ausgebauten und staugeregelten Gewässer zulässig) - vereinfachend von einem im Bereich NQ…MQ konstant eingesteuerten Stauziel ausgegangen. Damit sind die mittleren Wassertiefen in allen Rechengängen konstant, während sich die mittleren Fließgeschwindigkeiten als Quotient aus dem jeweiligen Durchfluss und der durchströmten Querschnittsfläche des o.g. Regelprofils ergeben.

Es ist gut erkennbar, dass sich im Oberwasser der Staustufe Birsfelden zunächst Einleitfahnen und dann ein Quergradient der jeweiligen Parameter ausbilden. Die Unterschiede rechts/links im Querprofil sind so manifest, dass sie sich mindestens bis zum Wehr Birsfelden noch messtechnisch erfassen lassen. Die mehr oder weniger ausgeprägte Querverteilung der Konzentration von Wasserinhaltsstoffen im Rhein dient weiter flussab an der Messstation Weil sogar zur räumlichen Eingrenzung der potenziellen Verursacher bei einzelnen Belastungsstößen.

2.4 Vorgehen zur Bewertung der Auswirkungen

Primär muss ausgeschlossen werden, dass sich die Einstufung der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten (BQK) des OWK über die derzeitigen Bewertungsstufen hinaus verschlechtern. Dies hätte eine Gesamtverschlechterung des Ökologischen Zustandes zur Folge. Ebenso darf es nicht zur Verschlechterung des Chemischen Zustandes durch vorhabensbedingte Überschreitungen einzelner UQN kommen.

Soweit vorhabensbedingt keine Erhöhung von Einleitfrachten geplant ist, vereinfacht sich die Beurteilung der Auswirkungen. Die Messstation Weil bildet die Gesamtbelastung des Hochrheins unterhalb des DSM-Standortes Grenzach, d.h. mit dem bisherigen Einleitgeschehen, ab.

Soweit hier in der Vergangenheit

- für die allgemeinen physikalisch-chemischen Beschaffenheitsparameter mit Ausnahme der Wassertemperatur keine Überschreitungen der Orientierungswerte nach Anl. 7 OGewV 2016 auftraten und
- keine UQN nach Anl. 6 und 7 OGewV 2016 einschließlich der Stoffe der sog. „Rheinstoffliste“ (IKSR 2017) verletzt wurden,

spricht nichts gegen eine Fortführung des Einleitregimes mit den bisherigen oder tlw. sogar reduzierten Fachten.

Lediglich die BQK Makrozoobenthos ist als „mäßig“ bewertet und verfehlt damit derzeit die Zielvorgabe. Die einzelnen Module der MZB-Bewertung geben Hinweise auf die potenziel-

len Stressoren Saprobie, allgemeine Degradation und Versauerung. Der letztgenannte Stressor ist im gut gepufferten Rhein irrelevant. Die Saprobie ist im Ergebnis der abwassertechnischen Erschließung und fortgeschrittener Klärtechnik ebenfalls unauffällig. Somit ist für das mäßige Bewertungsergebnis die „allgemeine Degradation" maßgeblich, die generell auf eine Vielzahl einzelner Faktoren zurückgeführt werden kann, hauptsächlich aber als Hinweisgeber auf Defizite der Ökomorphologie (Strukturarmut, Begradigung, Ausbau zur Binnenwasserstraße) und der Ökohydraulik (Stauregelung, gestörter Feststoffhaushalt) angesehen wird (KÜREY & MERTENS 2015, FISCHER et al. 2015). Daneben ist die Etablierung einer beschränkten Zahl invasiver Neozoenarten auch im Hochrhein zu beobachten, deren massenhaftes Auftreten nicht ohne Einfluss auf das Bewertungsergebnis bleibt (Arndt et al. 2010). Daher ist es sehr unwahrscheinlich, dass die physikalisch-chemische Wasserbeschaffenheit die beschränkende Größe für diese BQK im Hochrhein ist.

Im Falle von Frachterhöhungen einzelner Einleitparameter werden zur Beurteilung der beantragten Einleitung

- für die im Gesamtablauf zu erwartenden flussgebietsspezifische Schadstoffe nach Anl. 6 OGewV 2016 einschließlich Stoffe der sog. „Rheinstoffliste" (IKSR 2017),
- für direkt oder indirekt von der Einleitung beeinflusste allgemeine chemisch-physikalischen Parameter nach Anl. 7 OGewV 2016 sowie
- für die im Gesamtablauf DSM zu erwartenden Stoffe nach Anl. 8 OGewV 2016

Mischkonzentrationen unter Annahme der vollständigen Durchmischung in jeweils einer charakteristischen sommerlichen und winterlichen MNQ-Situation ermittelt.

Die Beurteilung der Mischkonzentrationen erfolgt anhand der Orientierungswerte in Anlage 7 sowie der UQN in den Anlagen 5 und 8 OGewV.

Diese Immissionsbetrachtung ist unabhängig davon, ob es für alle betrachteten Parameter emissionsseitig Mindestanforderungen nach der AbwV mit ihren branchenspezifischen Anhängen gibt.

Der Nachweis der Einhaltung des Verschlechterungsverbotes für den chemischen Zustand gilt als erbracht,

- wenn unter Ansatz einer charakteristischen MNQ-Situation die Mischkonzentrationen flussgebietsspezifischer und prioritärer bzw. prioritärer gefährlicher Schadstoffe im Vorfluter nur um einen Betrag ändern, der mit der Bestimmungsgrenze oder der Auflösung des jeweiligen im Gewässermonitoring üblichen Messverfahrens nicht zuverlässig erfassbar ist (Bagatellschwelle) oder
- wenn unter Ansatz einer charakteristischen MNQ-Situation die Mischkonzentrationen flussgebietsspezifischer und prioritärer bzw. prioritärer gefährlicher Schadstoffe auch künftig nach vollständiger Einmischung nicht die UQN für die jeweils zulässige Höchstkonzentration und/oder den jeweils zulässigen Jahresdurchschnitt überschreiten.

Sollten die UQN für den zulässigen Jahresdurchschnitt nicht bereits weit auf der sicheren Seite liegend im MNQ-Rechenfall eingehalten werden, kann dies in einer weitergehenden Betrachtung für das MQ geprüft werden.

Der Nachweis der künftigen Erreichbarkeit der Bewirtschaftungsziele gilt als erbracht, wenn unter Ansatz einer dem guten ökologischen und chemischen Zustand entsprechenden Wasserbeschaffenheit oberhalb der Einleitung (z.B. Mittelwert zwischen Hintergrund- und Orientierungswert aus der Anlage 6 OGewV 2016 bzw. ≤ 50% der geltenden UQN) nach vollständiger Einmischung die für Orientierungswert bzw. UQN geltenden Konzentrationen nicht überschritten werden.

Zur Abschätzung der indirekten Auswirkungen der Ablaufbelastung der ARA auf den Sauerstoffhaushalt des Gewässers eignet sich grundsätzlich ein einfaches stationäres STREETER-PHELPS-Modell. Die flussab der Einleitstelle mögliche Veränderung der Sauerstoffkonzentration wird mit diesem Modell berechnet aus

- der mittleren Fließgeschwindigkeit und –zeit bis zum Beurteilungspunkt,
- der atmosphärischen Belüftung während des Fließens bis zu diesem Punkt (abhängig von hydraulischen Parametern),
- dem Sauerstoffverbrauch beim Umsatz oxidativ leicht abbaubarer organischer Substanz (BSB5) und bei der Nitrifikation während des Fließens bis zu diesem Punkt.

Der Temperatureinfluss auf die wesentlichen Prozesse (Belüftungsbeiwert, Abbaugeschwindigkeit, Löslichkeit des Sauerstoffes) wird ebenso berücksichtigt.

Allerdings liegen für den Rhein keine Informationen zur Vorbelastung mit BSB5 vor, da dieser Parameter nach Wegfall der hohen historischen Last aus Industrie und Kommunen seit Jahren nur im Bereich der Bestimmungsgrenze läge und damit kaum noch relevant ist. Hilfsweise wird die veränderte Einleitsituation in einer Fallbetrachtung für eine sommerliche Pessimal-Situation bei MNQ mit Annahme von drei Werten zur oberstromigen Vorbelastung untersucht.

Eine ähnliche Vorgehensweise wird auch für die Untersuchung der Effekte einer Einleitung mit relativ hoher Ammonium-Konzentration gewählt. Zunächst wird ein Spektrum von unter NW-Bedingungen für den Beurteilungspunkt plausiblen Ammoniumkonzentrationen auf die Lage des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes bei Annahme hochsommerlicher Wassertemperaturen und des maximalen im Rhein gemessenen pH-Wertes untersucht.

Ausgehend von einem einzuhaltenden Zielwert im Bereich der nächstgelegenen sensitiven Habitate stromab der Einleitstellen wird dann rückgerechnet, welche maximale lokale Mischkonzentration für Ammonium dort unter pessimalen Bedingungen (MNQ, hohe Wassertemperatur, hoher pH) einzuhalten ist, um lokale nachteilige Effekte durch Bildung von freiem Ammoniak auszuschließen.

Bei der Beurteilung potenzieller Wirkungen der Einleitung auf die aquatischen FFH-Schutzziele (aquatische und fließgewässergebundene Lebensraumtypen nach Anh. I bzw. Arten nach Anhang II FFH-RL) wird davon ausgegangen, dass nach bisherigem Kenntnisstand die Erhaltung des guten ökologischen und chemischen Zustandes eines Fließgewässers auch den Erhaltungszustand der Schutzziele sichert.

Selbst ein mäßiger oder schlechterer chemischer Zustand aufgrund UQN-Überschreitungen bei flussgebietsspezifischen und prioritären Stoffen muss nicht zwangsläufig den Erhaltungszustand von FFH-relevanten Arten und Lebensraumtypen beschränken. Dies belegen etliche Beispiele aus FFH-Gebieten, die Auen mit einschlägig stofflich belasteten aber gut strukturierten Fließgewässern abdecken (z.B. Niedersachsen: DE 3929-331 Okertal nördlich Vienenburg mit Schwermetallbelastung der Oker, Sachsen: DE 4639-301 Leipziger Auensystem mit Belastung der Weißen Elster und Pleiße durch Organika und Schwermetalle, Sachsen-Anhalt: DE 4239-302 Untere Muldeaue: Mulde und Nebengewässer mit Belastung durch Organika und Schwermetalle).

3 Beschreibung des Ausgangszustandes

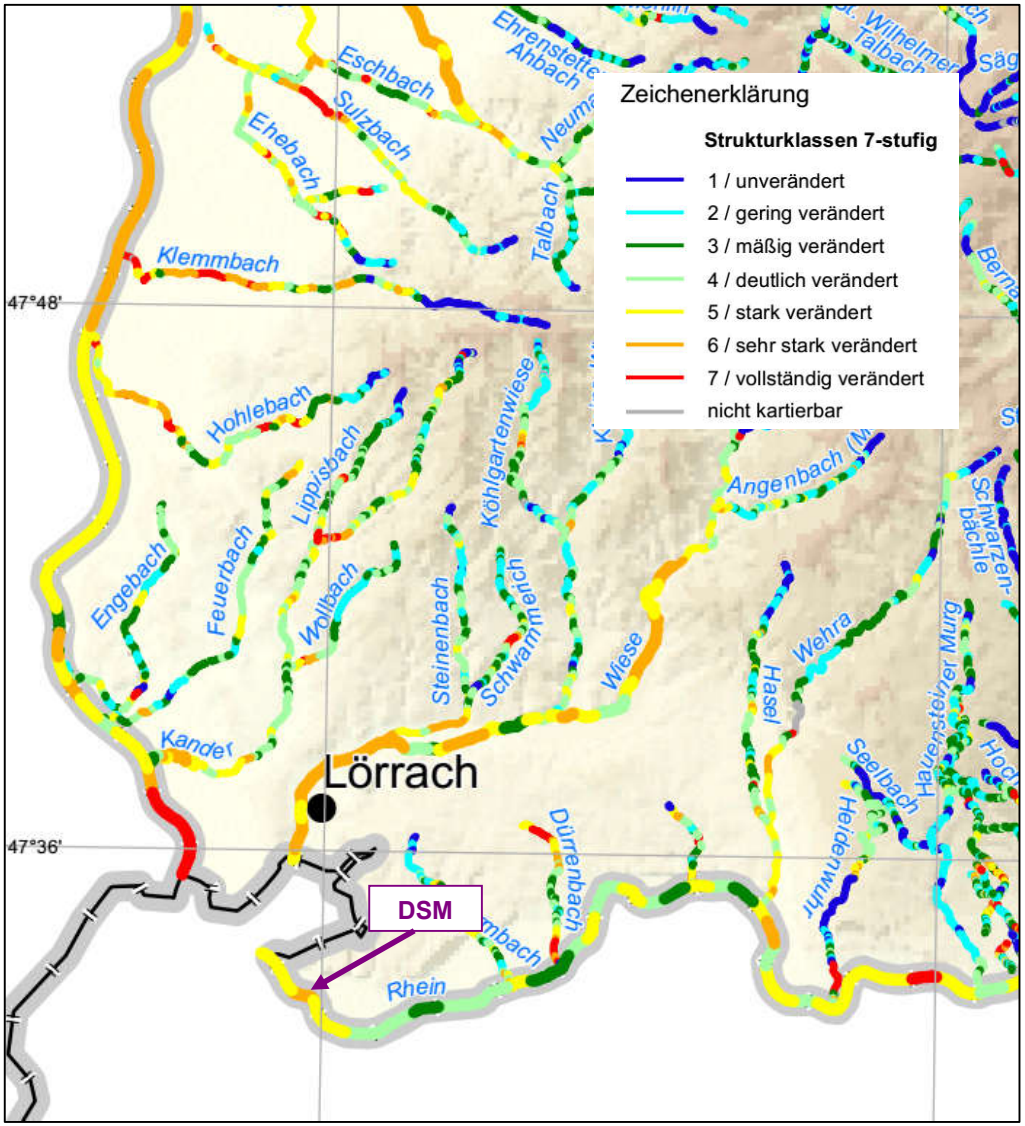
3.1 Aquatisches Ökosystem des Hochrheins

Der potenzielle Wirkraum der Einleitung ist Bestandteil des Oberflächenwasserkörpers (OWK) DE_RW_DEBW_2-02 „Hochrhein (BW) ab Aare oberhalb Wiese (TBG 21)“.

Für Deutschland liegt eine fachlich abgeleitete und bundeweit abgestimmte Typisierung der Fließgewässer vor (POTTGIESSER et al. 2004). Die einzelnen Typbeschreibungen dienen als Leitbild für die Bewertung gemäß WRRL. Im potenziellen Wirkraum wird der Hochrhein dem Fließgewässertyp Nr. 10 (Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges) zugeordnet. Der staugeregelte Abschnitt gehört in fischereilicher Sicht zum Cypriniden-Rhithral.

3.1.1 Gewässerstruktur

Der Hochrhein ist auf ganzer Länge als Binnenwasserstraße mit künstlichen Ufersicherungen und Stauhaltungen ausgebaut. Das Regelprofil hat insbesondere von Basel flussabwärts nur geringe Vertikal- und Horizontalstrukturierung. Dies spiegelt sich auch in der Strukturgütebewertung des Gewässers wieder (Abbildung 3-1, Abbildung 3-2).



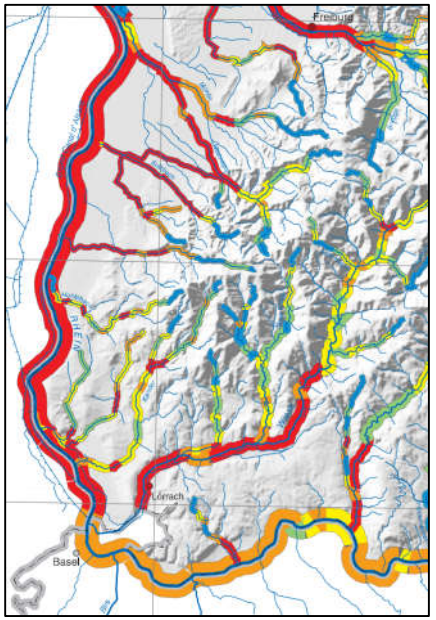


Abbildung 3-1: Ausschnitt aus der Strukturgütekarte des Rheins 2004 (Übersichtsverfahren)

(Quelle: LUBW https://data.inovum-dev.de/s/qjNRC8YkpmgrFQ4)

Abbildung 3-2: Ausschnitt aus der Strukturgütekarte des Rheins 2017 (Feinverfahren)

(Quelle: LUBW https://data.inovum-dev.de/s/qjNRC8YkpmgrFQ4)

Im Bereich von der Einleitstelle bis unterhalb Basel wurde der Rhein 2004 im Übersichtsverfahren vollständig in die Strukturgüteklassen VI (sehr stark veränderte Gewässerstruktur) und VII (vollständig veränderte Gewässerstruktur) eingestuft (Abbildung 3-1). Erst flussab Weil / Kandelmündung fanden sich wieder größere Abschnitte mit naturnahen Strukturen (Restrhein).

Mit der aktuellen Feinkartierung der Strukturgüte (2017) relativiert sich dieses Bild etwas (Abbildung 3-2). Im Bereich der Einleitstelle bleibt der Rhein sehr stark verändert (Strukturklasse 6), jedoch schließen sich nun oberhalb und auch unterhalb bis zur Stadtstrecke Basel stark veränderte Gewässerstrecken (Strukturklasse 5) an.

Oberhalb von Basel ist trotz Stauregelung und Schiffbarkeit zumindest die Unterhaltungsintensität geringer, da sich Baggerungen hauptsächlich auf die Erreichbarkeit und Funktionalität industrieller Schiffsanleger beschränken und kein standardmäßiges Doppeltrapezprofil mit konstanter Tiefe im Fahrrinnenbereich zu unterhalten ist. Die resultierende Gerinnestruktur zeigen Abbildung 3-3 und Abbildung 3-4 (auf der nächsten Seite).

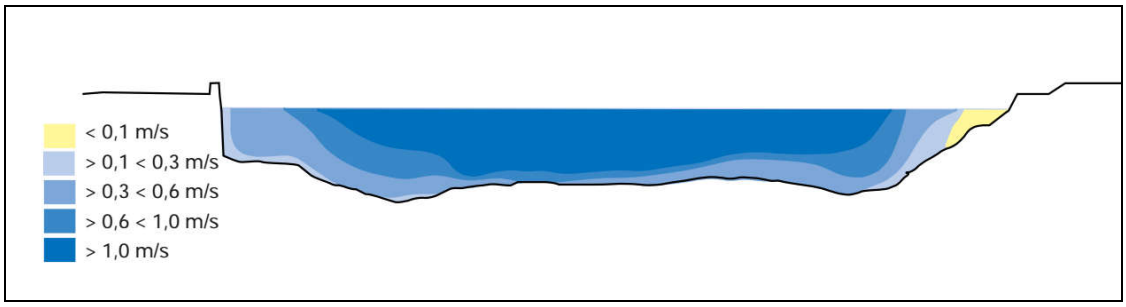


Abbildung 3-3: Typisches Rheinprofil auf Höhe Pratteln-Schweizerhalle

(Quelle: REY & ORTLEPP 2002, S. 21)

Die Gesamtbewertung der Strukturgüte ist allerdings nur eingeschränkt aussagefähig für die Habitatqualität im aquatischen Bereich. Abschnittsweise standortgerechte Uferbestockung und Grünlandnutzung des ufernahen Auenraumes können aufgrund der komplexen Indexberechnung wasserbaulich bedingte Strukturdefizite (am Rhein vor allem das für die Großschifffahrt ausgebaute Gerinne mit Böschungsbefestigungen und Rückstauwirkung) kaschieren. Für die aquatische Biozönose relevante Einzelhabitate wie Kies- und Sandbänke, liegendes Totholz, Bestände submerser Makrophyten, Kolke und strömungsberuhigte Rückzugsräume sind im staugeregelten Rheinabschnitt unterrepräsentiert, auch wenn das typische Strömungsmuster im unmittelbaren Unterwasser der Wehre ggf. noch Ersatzlebensräume für rheophile Taxa und Kiesbankbewohner bieten kann.

Flachwasserzonen fehlen meist völlig. Die Verzahnung zwischen Ufer und Gerinne bleibt unvollständig, da vertikale Übergangszonen fehlen. An einem Großteil der Hochrheinufer unterhalb der Aaremündung manifestiert sich die Regulierung des Flusses mehr noch als im Tiefenprofil in den künstlichen Ufersicherungen durch Blockwurf, Blocksatz oder gar Ufermauern. Diese Hartsubstrate sind für viele sessile und halbsessile Rheinorganismen zwar günstige Siedlungsflächen, sie schaffen aber einen harten Struktur- und Strömungsübergang zwischen Ufer und Flussgrund (REY & ORTLEPP 2002).

I

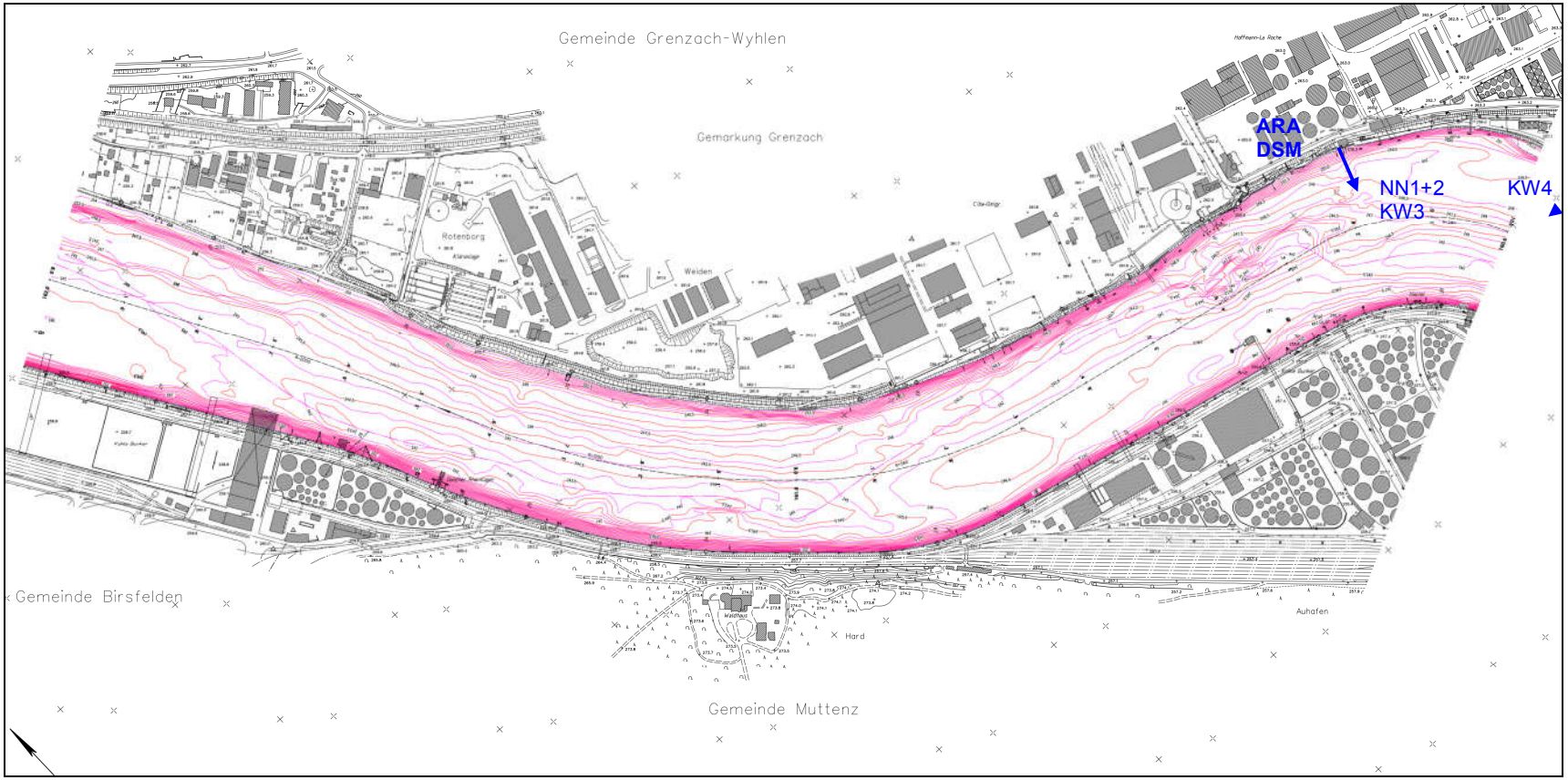


Abbildung 3-4: Isobathenplan des Rheins: Stauhaltung Birsfelden, Bereich Grenzach

(Daten: RP Freiburg Abt. VII Wasserstraßen, Stand der letzten Komplettvermessung 1993, seitdem lokal einzelne Unterhaltungsbaggerungen.
▼ Einleitstellen ARA DSM, schematisch)

3.1.2 Hydrologie

Das hydrologische Regime des Rheins am Standort DSM Grenzach wird durch den Pegel Basel-Rheinhalle repräsentiert, der sich ca. 2,0 km flussab des Einleitbereiches befindet (A_{eo} = 35.897 km²). Dieser Pegel erfasst den Abfluss des Rheins bis zum DSM-Standort und darüber hinaus ein Zwischeneinzugsgebiet, das Teile der Stadt Basel und das Einzugsgebiet der Birs einschließt. Nächster oberliegender Pegel ist Rheinfelden (ca. 11,95 km flussauf des Einleitbereiches (A_{eo} = 34.526 km²). Der mittlere jährliche Durchfluss und der mittlere jährlich Niedrigwasser-Durchfluss nehmen nach Angaben der HVZ Baden-Württemberg zwischen beiden Pegeln allerdings um ca. 1,1% bzw. 15,4% ab. Als Ursachen für dieses Phänomen kommen vor allem methodische Aspekte (z.B. unterschiedliche Länge der Pegelreihen, Streuung der h-Q-Beziehungen), ggf. auch Wasserentnahmen und Versickerungen in Frage.

Abbildung 3-5 zeigt anhand der monatlichen Hauptwerte die typische Abflussverteilung des Rheins am Pegel Basel-Rheinhalle (Nr. 23100106 DGJ bzw. 2289 CH) im Jahresgang.

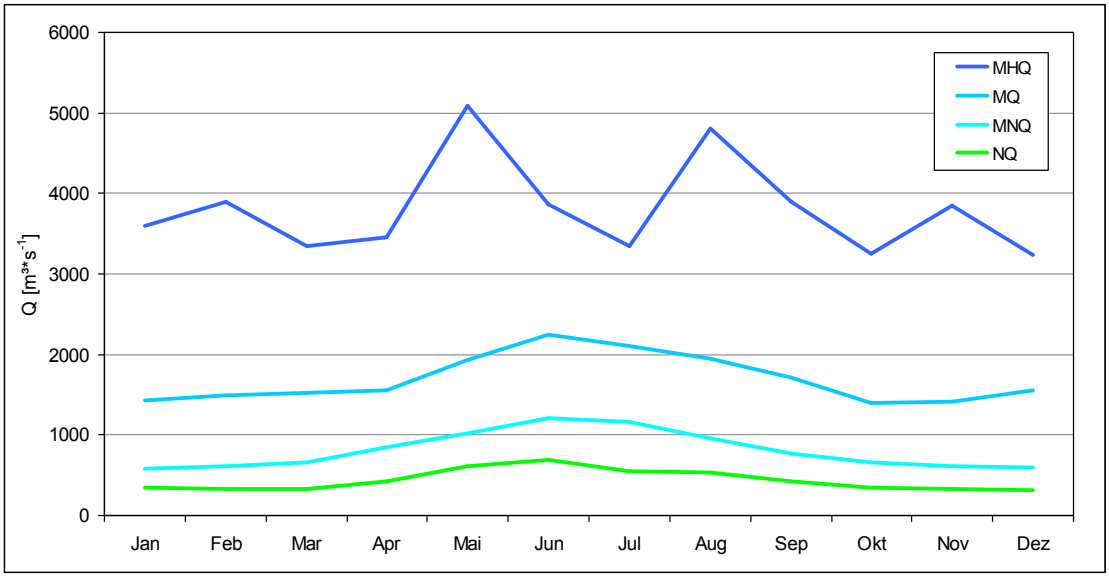


Abbildung 3-5: Durchfluss am Pegel Basel-Rheinhalle, langjährige Monats-Hauptwerte

(Abflussdaten: Reihe 1931/2009, DGJ Rhein, 2009 Lage am Gewässer: rechts, Flusskilometer 164,27 unterhalb Rheinbrücke Konstanz. A_{eo} = 35.897 km², Beobachtungsbeginn: 1931)

Die langjährigen Hauptwerte[1] sind nachfolgend zusammengefasst.

MHQ =	2.660 m³*s^{-1}	MNQ_{Winter} =	498 m³*s^{-1}
MQ =	1.040 m³*s^{-1}	MNQ_{Jahr} =	485 m³*s^{-1}
$MNQ_{Sommerr}$ =	620 m³*s^{-1}	NNQ =	319 m³*s^{-1}

[1] A_{eo} = oberirdische Einzugsgebietsfläche, HHQ = höchster jemals gemessener Durchfluss, MHQ = Mittelwert der Durchfluss-Jahresmaxima, MQ = mittlerer jährlicher Durchfluss, MNQ = Mittelwert der Durchfluss-Jahresminima, NNQ = niedrigster jemals gemessener Durchfluss (Details siehe DIN 4049-3 Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie.)

Die aktuell berechneten Hochwasserabflüsse für die in der Schweiz üblichen Wiederkehrintervalle sind nach Angaben der BAFU vom 25.05.2018[2]:

HQ 300 =	4.907 m^3*s^{-1}	HQ 100 =	4.583 m^3*s^{-1}
HQ 30 =	4.170 m^3*s^{-1}	HQ 10 =	3.723 m^3*s^{-1}
HQ 2 =	2.825 m^3*s^{-1}		

Abbildung 3-5 zeigt anhand der monatlichen Hauptwerte die typische Abflussverteilung im Jahresgang.

Die Maxima der Monatsmittel (MHQ, MQ) zeigen ein nivales, von der Schneeschmelze in den Alpen geprägtes Abflussregime. Im Ergebnis von Langzeitanalysen ist für den Zeitraum 1901-2000 ein Trend der Abnahme der mittleren Durchflüsse im Sommerhalbjahr und einen Trend der Zunahme im Winterhalbjahr belegt. Der winterliche Trend geht einher mit einer parallelen Tendenz der winterlichen Niederschlagsummen, während im Sommerhalbjahr die Niederschlagssummen keinen Trend zeigen. Als Ursachen der sommerlichen Abnahme der Durchflüsse werden neben meteorologischen und klimatischen Effekten (z.B. Verschiebung Schnee →Regen in den höheren Lagen des Einzugsgebietes, daher Abnahme der Zwischenspeicherung in der Schneedecke bis in die Sommermonate) auch direkte anthropogene Effekte (Betrieb von Speichern und Stauanlagen im Alpenraum) diskutiert (BELZ et al. 2007).

Aus mit Klimaprojektionen abgeleiteten Abflussprojektionen lassen sich durch systematische Vergleiche der Niedrigwasserkennwerte für einen Referenzzeitraum (1971-2000) und gestaffelte Zukunftszeiträume die Auswirkungen des Klimawandels auf die Niedrigwasserabflüsse ableiten und quantifizieren (IKSR 2018, Tabelle 3-1). Der Zeitraum 2021-2050 („nahe Zukunft“) ist für die Laufzeit der beantragten Einleiterlaubnis maßgeblich.

Tabelle 3-1: Bandbreiten für die Änderung des NM7Q-Abflusses für das hydrologische Sommer- und Winterhalbjahr für den Pegel Basel

Daten: IKSR (2018), basierend auf den Ergebnissen des KHR-Projekts „Rheinblick 2050“

Kennwert	Szenarienkorridore	
	Änderung „Nahe Zukunft“ (2020-2050)	**„Änderung Ferne Zukunft“ (2050-2070)**
NM7Q Sommer-HJ (Mai-Oktober)	**-10% bis + 10%**	-20% bis -10%
NM7Q Winter-HJ (November-April)	**+5% bis +15 %**	0% bis +15 %

Danach ist für die Laufzeit der Erlaubnis davon auszugehen, dass die Niedrigwassersituationen im Sommerhalbjahr noch keinen deutlich gerichteten Trend zeigen, während es im Winterhalbjahr zu leichten Zunahmen der Niedrigwasserabflüsse kommen kann. Eine vorsorgende pauschale Korrektur von Niedrigwasser-Kennzahlen zur Berücksichtigung künftig ggf. nachteiliger sommerlicher Abflussverhältnisse bei gütewirtschaftlichen Nachweisen ist noch nicht notwendig.

[2] https://www.hydrodaten.admin.ch/lhg/sdi/hq_studien/hq_statistics/2289hq.pdf

3.1.3 Stoffliche und thermische Vorbelastungen

Obwohl der westliche Hochrhein in einem Siedlungs- und gewerblich-industriellen Ballungsraum liegt, in dem schwerpunktmäßig Unternehmen der chemischen- und Pharmaindustrie und des verarbeitenden Gewerbes ansässig sind, ist die derzeitige Belastung des Rheines mit den klassischen Nähr- und Zehrstoffen nur gering bis mäßig. Dazu tragen gleichermaßen der mittlerweile flächendeckend erreichte hohe Standard der Klärtechnik wie auch die große Abflussfülle des Rheins als Verdünnungsvorlage für die Einleitungen gereinigter Abwasser bei.

Die nachfolgenden Abbildungen und Kommentare stützen sich auf Beschaffenheits-Messwerte der Messstelle bzw. Messstation Weil (2013-2017). Diese bildet die Beschaffenheit des Rheins einschließlich der Einleitung von DSM und weiteren Einleitern ab. Soweit in den Erläuterungen nicht anders dargestellt, beziehen sich die meisten Orientierungswerte der allgemeinen chemisch-physikalischen Beschaffenheitsparameter nach Anl. 6 OGewV (2016) auf den Jahresmittelwert.

Der **TOC** (**gesamter organisch gebundener Kohlenstoff**, Abbildung 3-6) ersetzt in der Gewässerüberwachung zunehmend den BSB5 und CSB. Er erfasst als Summenparameter die gesamte vom Gewässer selbst gebildete wie auch die anthropogen eingeleitete organische Fracht unabhängig von ihrer weiteren oxidativen Abbaubarkeit. Im Hochrhein liegen die TOC-Werte deutlich unter dem Orientierungswert und sind nicht zu beanstanden.

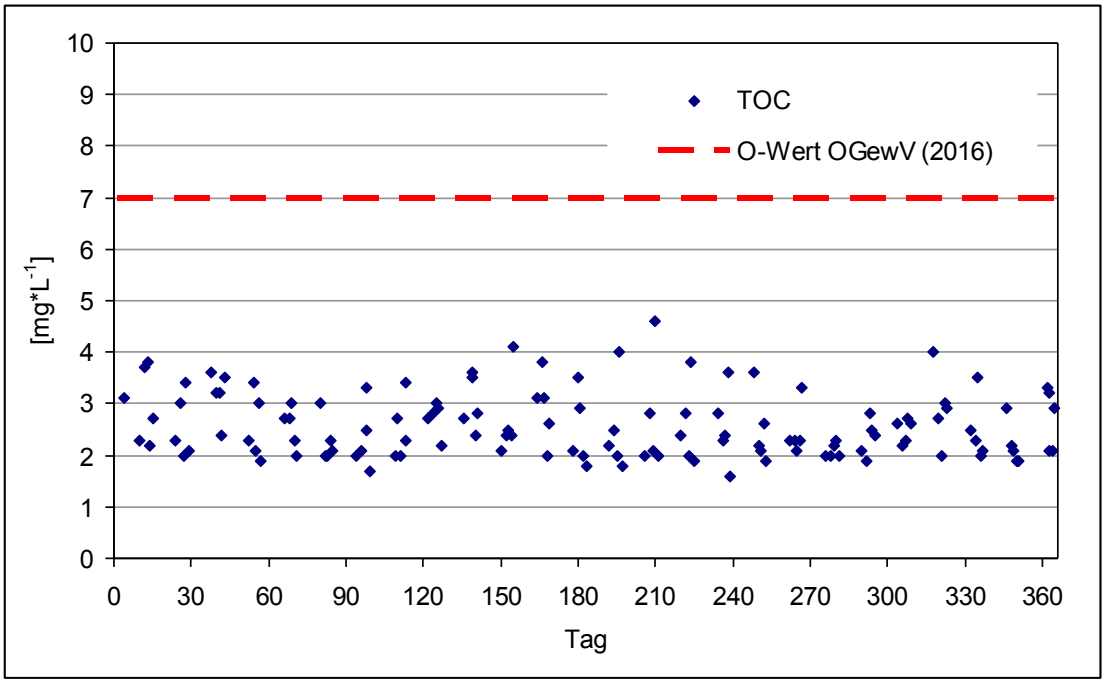


Abbildung 3-6: TOC - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

Die Makronährstoffe **Phosphor** und **Stickstoff** begrenzen neben dem Licht die Kapazität des Gewässers für die Primärproduktion durch Phytobenthos, Phytoplankton und höhere Wasserpflanzen. Sowohl der Gesamt-Phosphor (einschließlich gebundener, nicht ohne weiteres bioverfügbarer Fraktionen, Abbildung 3-7) als auch der gelöste, sofort bioverfügbare ortho-Phosphat-Phosphor (Abbildung 3-8) liegen im Jahresmittel deutlich unter dem Orientierungswert.

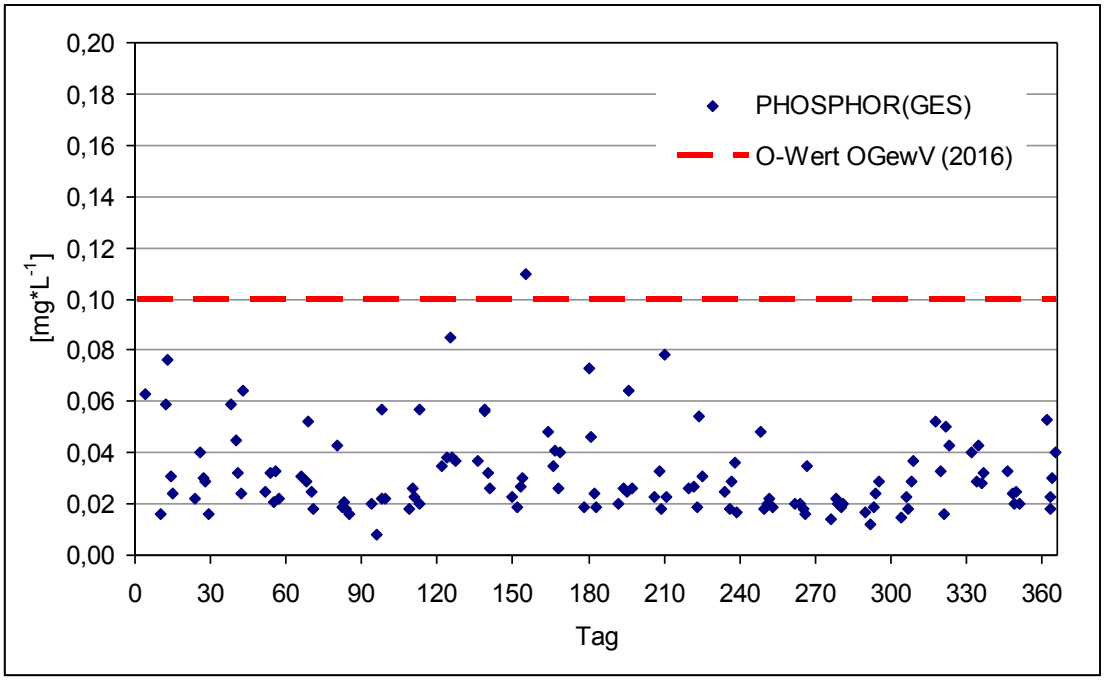


Abbildung 3-7: Gesamt-Phosphor - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

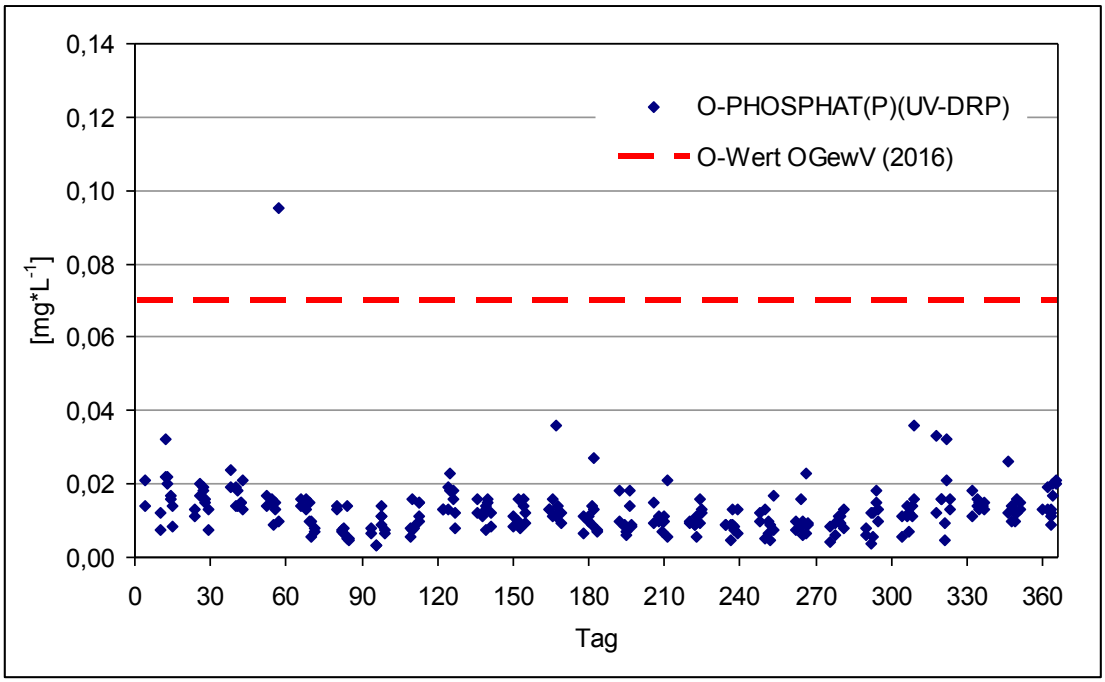


Abbildung 3-8: o-PO4-Phosphor - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

Der **Gesamt-Stickstoff (TN)** umfasst hier (anders als in der AbwV) den organisch gebundenen N und alle Formen des gelösten anorganisch gebundenen N (Ammonium, Nitrit, Nitrat). Da in einem gesunden Gewässer mit guter Belüftung sämtlicher N oxidiert werden kann, ist der TN gleichzeitig ein Proxy für das maximal mögliche Aufkommen von Nitrat-N.

Als Summenparameter nicht bei den ACP-Orientierungswerten berücksichtigt, ist der TN jedoch relevant als Beurteilungsgröße für die den Küstengewässern zufließende Stickstofffracht. Diese ist gemäß einer Studie der LAWA (2014) im Binnenland soweit zu begrenzen, dass unter Berücksichtigung der natürlichen N-Retention im Gewässernetz letztendlich nur solche N-Frachten die Küstengewässer erreichen, die keine weitere Eutrophierung derselben zu Folge haben. Für den Ober- und Hochrhein wurde eine entsprechende Zielkonzentration von 3,2 mg $N*L^{-1}$ abgeleitet, die nicht überschritten werden soll und die im Jahresmittel auch deutlich unterschritten wird (Abbildung 3-9).

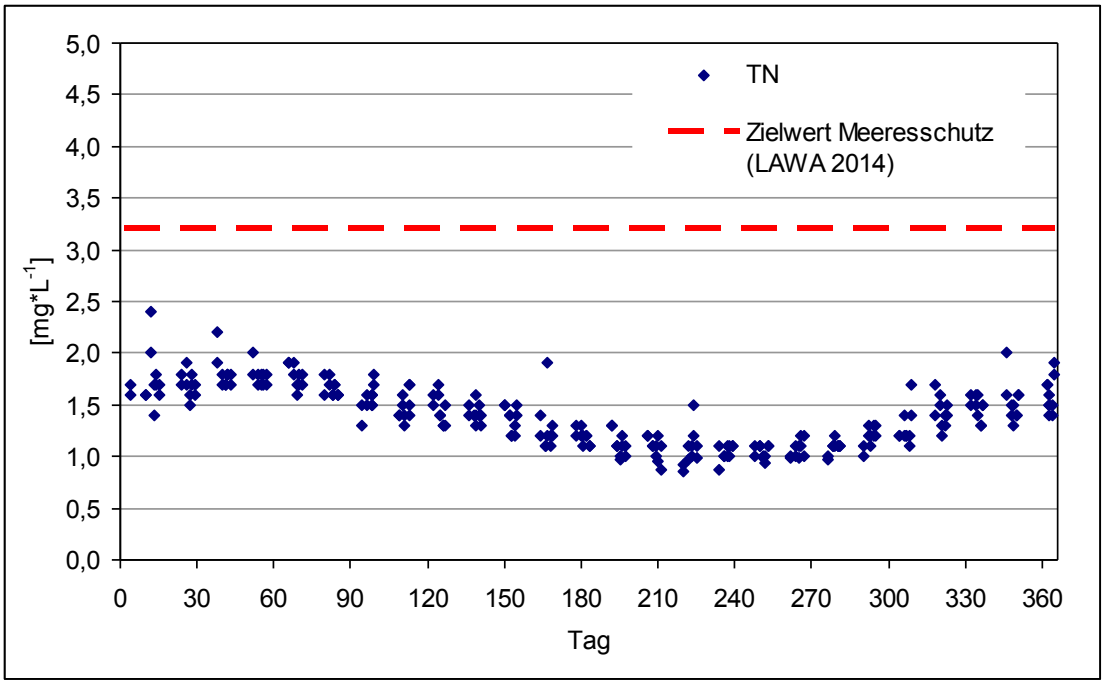


Abbildung 3-9: Gesamt-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

Die **Ammonium**-Konzentrationen (Abbildung 3-10) fallen deutlich unter den Orientierungswert (Jahresmittel). Auch die als temperaturabhängige Maxima angegeben Schweizer Grenzwerte für NH_4-N von 0,2 mg$*L^{-1}$ (T > 10°C) bzw. 0,4 mg$*L^{-1}$ (T < 10°C) wurden sicher eingehalten. In Verbindung mit sommerlichen Wärmephasen, die zu hohen Wassertemperaturen führen, und pH-Werten > 8 sind jedoch regelmäßig Verschiebungen des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes zu erhöhten Konzentrationen des fischtoxischen freien **Ammoniak** möglich. (Abbildung 3-11).

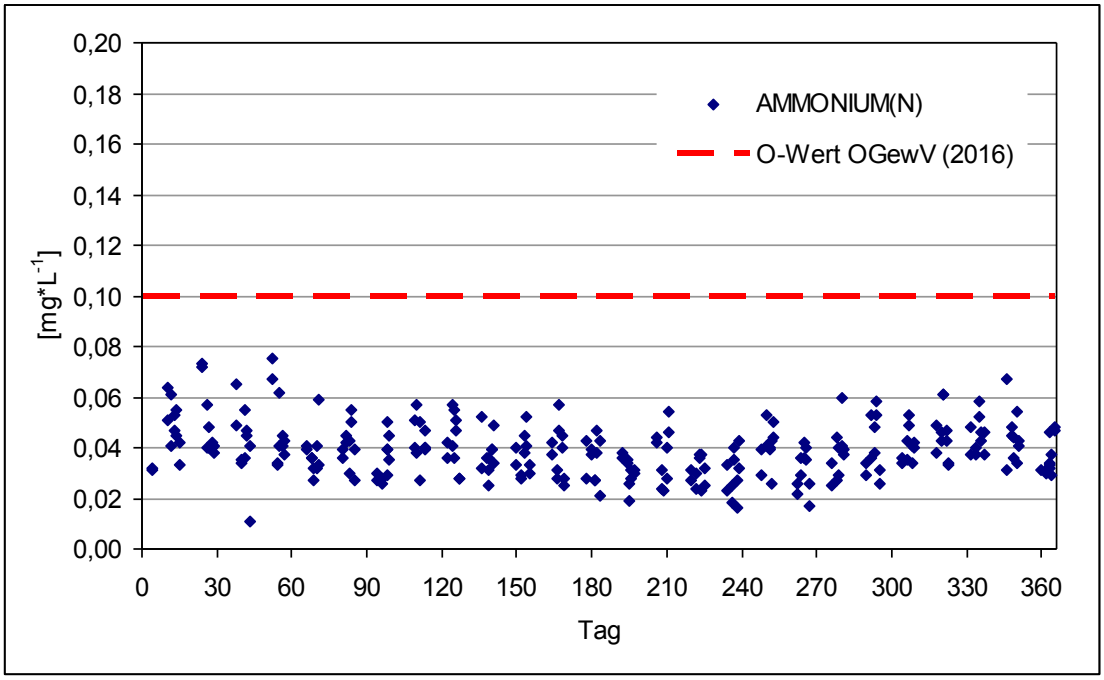


Abbildung 3-10: Ammonium-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

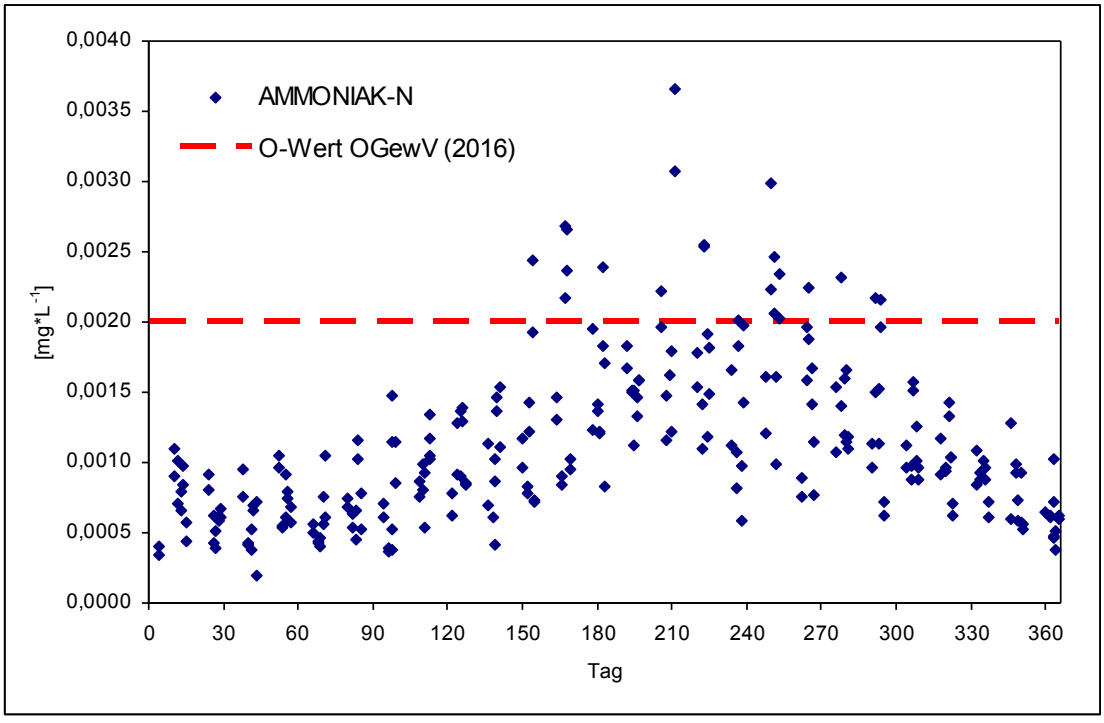


Abbildung 3-11: Ammoniak-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

Auch beim freien Ammoniak fallen die Jahresmittel unter den Orientierungswert. Diese Aussage bezieht sich jedoch auf die querschnittsgemittelte Mischkonzentration der Messstation Weil. Insofern wird der Orientierungswert der OGewV (Jahresmittelwert) nicht überschritten.

Innerhalb der Einleitfahne, die zudem durch eine gegenüber dem Rhein erhöhte Wassertemperatur gekennzeichnet ist, sind höhere Ammoniak-Spitzenwerte zu erwarten. Dieser temporär und lokal eng begrenzte Effekt ist dann beachtlich, wenn die Einleitfahne

1. auf ganzer Gewässerbreite akut kritische Konzentrationen bedingt, also kaum ein Ausweichen des Fischbestandes möglich ist;
2. Schlüsselhabitate für die Reproduktion (Laichhabitate, Juvenilhabitate sessiler bzw. noch relativ schwimmschwacher Arten) überstreicht und diese somit entwerten kann (z.B. natürliche oder im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen angelegte Kies- und Schotterbänke);
3. quer vor einmündenden Nebengewässern liegt und dort quasi eine chemische Barriere mit Meideeffekt für Organismen bildet, die zur Reproduktion in die Nebengewässer aufsteigen müssen (z.B. Salmoniden, potamodrome Cypriniden).

Solche lokalen Effekte müssen sich nicht auf Ebene des gesamten Wasserkörpers oder an weiter entfernten Messstellen manifestieren. Jedoch könnten hier arten- und tierschutzrechtlich relevante Sachverhalte bestehen.

Die in 1. beschriebenen Situation kann wohl ausgeschlossen werden (siehe Darstellung der Einleitfahne im Abschnitt 2.3). Eine Betroffenheit nach 2. kann hingegen nicht von vornherein ausgeschlossen werden.

Die dem Einleitbereich nächstgelegene WRRL-Maßnahme „Hochrhein_Grenzach_Salzländle“ zur morphologischen Verbesserung des Lebensraumes der aquatischen Rheinfauna beginnt am rechten Ufer flussab des Einleitbereiches bei Rhein-km 161.95 (ca.) und erstreckt sich über 0,41 km Uferlänge bis Rhein-km 162.63 (ca.). Untersuchungen über die aktuelle Besiedlung dieses Bereiches mit heimischen aquatischen Arten, z.B. im Rahmen eines Erfolgsmonitoring, sind bis jetzt noch nicht verfügbar[3].

Von Schweizer Seite liegen Untersuchungen zur Besiedlung von Renaturierungsbereichen (Kiesschüttungen) am rechten Rheinufer in Basel-Stadt unterhalb der Staustufe Birsfelden zwischen Rheinhalde und Leuengasse vor (KÜREY & MERTENS 2015). Auch mit den Ergebnissen dieser Untersuchung können kausale Zusammenhänge zwischen ggf. stattgehabten Änderungen der Wasserbeschaffenheit 2005-2013/14 und den erfassten Lebensgemeinschaften weder belegt noch ausgeschlossen werden. In jedem Fall sind nachteilige hydraulische Effekte der Flusskanalisierung und des Aufstaues nach wie vor wirksam und das Besiedlungsbild wird ganz wesentlich durch massenhafte Anwesenheit, Konkurrenz und Fraßdruck invasiver Neozoen überprägt

Die oben unter 3) benannte Wirkung kann nach den von Schweizer Seite vorliegenden Informationen die linksseitig einmündende Birs (BREITENSTEIN & KIRCHHOFER 2011) (mündet linksseitig in den Rhein) wie auch für die rechtsseitig einmündende Wiese (BREITENSTEIN & KIRCHHOFER 2014) ausgeschlossen werden.

In die Wiese steigen regelmäßig Nasen auf, um dort einen Laichplatz von nationaler Bedeutung zu nutzen. Weitere potamodrome Arten sind in beiden Zuflüssen anzutreffen. Das Fischartenspektrum von Birs und Wiese in Mündungsnähe belegt den intensiven Austausch mit und Rekolonisierungsvorgänge aus der Fischgemeinschaft des Rheins. Die Birs war so lange blockiert, wie Zugänglichkeit / Passierbarkeit / Habitatangebot des Mün-

[3] Mdl. Auskunft Dr. Jankowski, RP Freiburg, Ref. 51, vom 08.10.2019

dungsbereiches und des Unterlaufes eingeschränkt waren und der Ablauf der ARA Birsfelden direkt in die Birs geleitet wurde. Diese Defizite wurden im Rahmen des Programmes BirsVital abgestellt und die entsprechenden Erfolge wurden bereits bei Befischungen und weiteren Detailuntersuchungen 2010 sichtbar. Diese Erfolge wären unwahrscheinlich, wenn die lokalen Einleitfahnen der Rhein-Einleiter vor den Mündungen der Nebengewässer wirksame thermische oder stoffliche Barrieren bilden würden.

Auch **Nitrit**, das temporäre Zwischenprodukt der Nitrifikation, ist bereits in geringen Konzentrationen fischtoxisch. Kritische Konzentrationen treten dann auf, wenn der zweite, langsamere Schritt der Nitrifikation (Nitritoxidation zu Nitrat durch *Nitrobacter*) durch hemmend wirkende Fremdstoffe oder Milieubedingungen behindert wird. Abbildung 3-12 lässt allerdings erkennen, dass im Hochrhein die Nitritwerte innerhalb eines engen Bandes weit unter dem Orientierungswert liegen, d.h. dass die Nitrifikation insgesamt ungestört abläuft. Daher sind keine vertieften Betrachtungen notwendig.

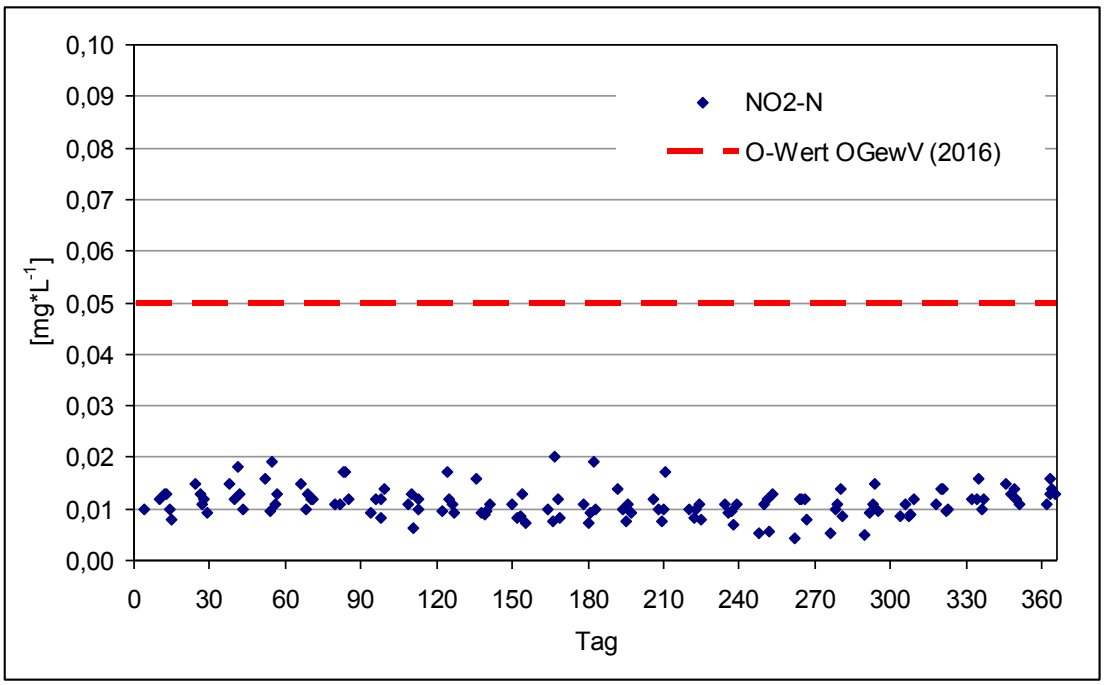


Abbildung 3-12: Nitrit-Stickstoff - Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

Die Anionen **Chlorid** und **Sulfat** als Leitparameter der geogenen und anthropogenen Aufsalzung sind mit Jahresmittelwerten um 12 mg*L^{-1} (Cl^-) bzw. 25 mg*L^{-1} (SO_4^{2-}) unauffällig (hier nicht grafisch aufbereitet). Allerdings sind im Hochrhein anthropogen erhöhte Konzentrationen des **Bromids** zu beobachten (Abbildung 3-13), die hauptsächlich auf Einleitungen der chemischen Industrie zurückzuführen sind.

Für Bromid und weitere Bindungsformen des Broms existieren in Deutschland keine Orientierungswerte oder Umweltqualitätsnormen. Grundsätzlich ist Bromid eine unbedenkliche Substanz und beeinflusst Süßwasserorganismen erst in relativ hohen Konzentrationen negativ (Schädlichkeitsgrenzen für Fische und sonstige Wassertiere nach LIEBMANN 1962 40…180 mg NaBr*L^{-1}, dies entspricht 31…140 mg*L^{-1} Bromid). Die Konzentrationen im Hochrhein liegen weit unterhalb dieses Bereiches.

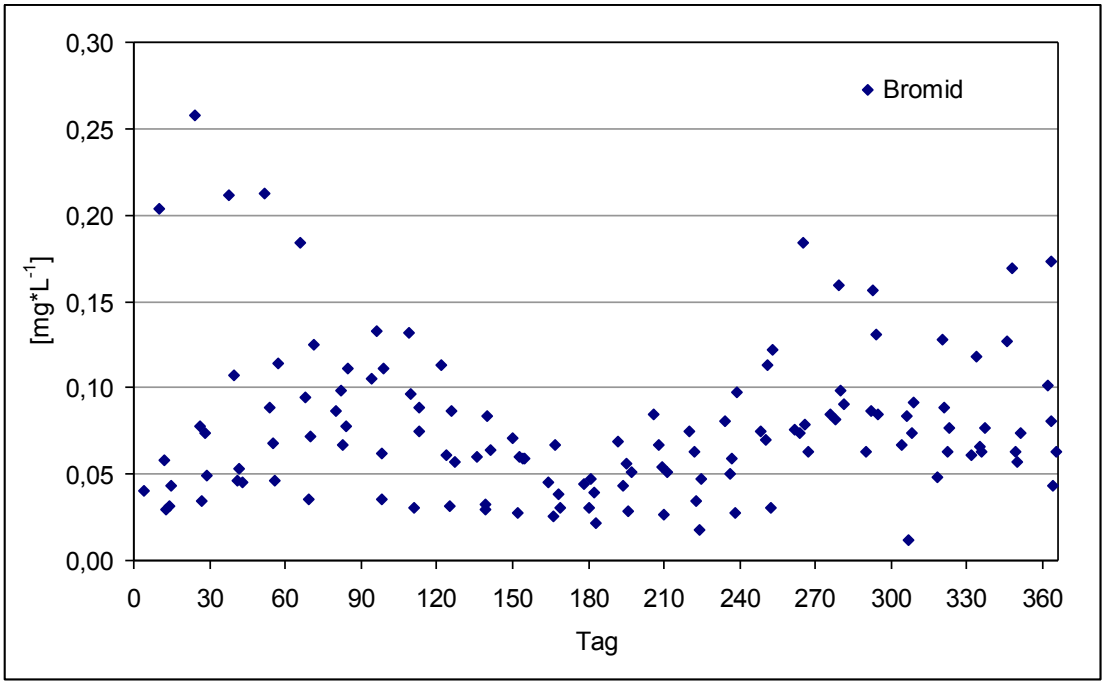


Abbildung 3-13: Bromid-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

Bromid kann durch Ozonierung zu Bromat umgesetzt werden, das persistent, ökotoxikologisch wirksam und als Schadstoff im Trinkwasser zu vermeiden ist. Das «akute Qualitätskriterium» (AQK) und das «chronische Qualitätskriterium» (CQK) für Bromat in Oberflächengewässern der Schweiz liegt bei jeweils 50 µg L^{-1}. Derzeit besteht keine Notwendigkeit, das aus dem Rhein geförderte Rohwasser im Rahmen der Trinkwasseraufbereitung der IWB (u.a. im unterliegenden Wasserwerk „Lange Erlen“) zum Abbau von organischen Spurenstoffen mit Ozon zu behandeln. Somit sind die Bromid-Konzentrationen im Rhein auch unter dem Gesichtspunkt der Trinkwassergewinnung unkritisch.

Der Jahresgang des **Sauerstoffes** (Abbildung 3-14) spiegelt in erster Linie die Beziehung zwischen Wassertemperatur und Sauerstoff-Löslichkeit (-) sowie zwischen Wassertemperatur und Abbauintensität leicht abbaubarer organischer Substanz wieder (+). Weitere Einflussgrößen sind die Photosynthese (+ , Tag) und die Respiration (- , Tag und Nacht) der aquatischen Lebensgemeinschaft. Jahreszeitliche Extrema des Sauerstoff-Jahresganges, wie sie aus anderen staugeregelten Wasserstraßen wie Saar oder Saale bekannt sind, treten im Hochrhein so nicht auf. Das spricht für eine vom Gewässer gut verkraftbare organische Grundlast (diese wird u.a. durch die Restbelastung der Kläranlagen-Abläufe gespeist) und ein Trophieniveau, das in Verbindung mit den Verweilzeiten und dem Lichtklima der Rhein-Staustufen kein exzessives Massenwachstum von Phytoplanktern unterstützt.

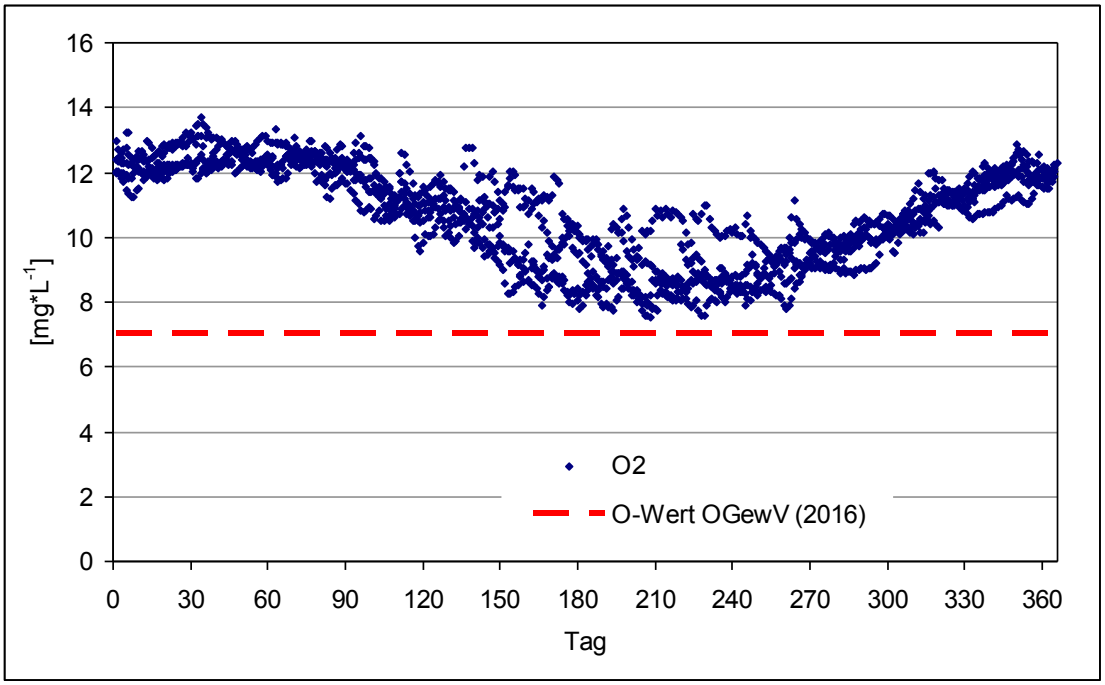


Abbildung 3-14: Gelöster Sauerstoff an der Messstation Weil im Jahresgang (Tagesmittelwerte 2013-2017)

Die **Wärmebelastung** des Rheins macht sich an der Messstation Weil (Abbildung 3-15 und Abbildung 3-16) deutlich bemerkbar.

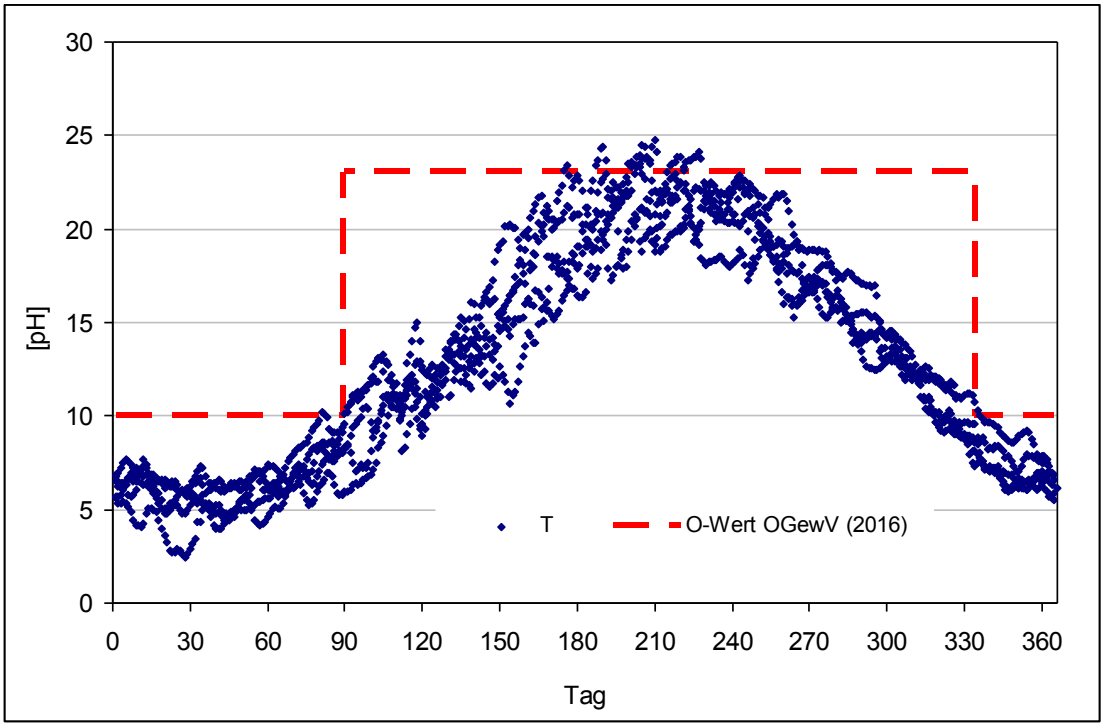


Abbildung 3-15: Wassertemperatur-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (Tagesmittelwerte 2013-2017)

Der Orientierungswert der **Wassertemperatur** für die Sommerperiode (April-November, 23°C maximal) wird an heißen Hochsommerperioden regelmäßig überschritten, so auch in den beiden letzten Jahren (2018: durchgängig vom 15.07. bis 26.08., T_{max} = 26,6°C; 2019: ab 22.07. mit kurzer Unterbrechung ebenfalls bis Ende August). Der ohnehin nicht geringe Winter-Orientierungswert (Dezember – März, 10°C maximal) wird in den Übergangsperioden Winter/Sommer und Sommer/Winter ebenfalls gelegentlich erreicht und überschritten.

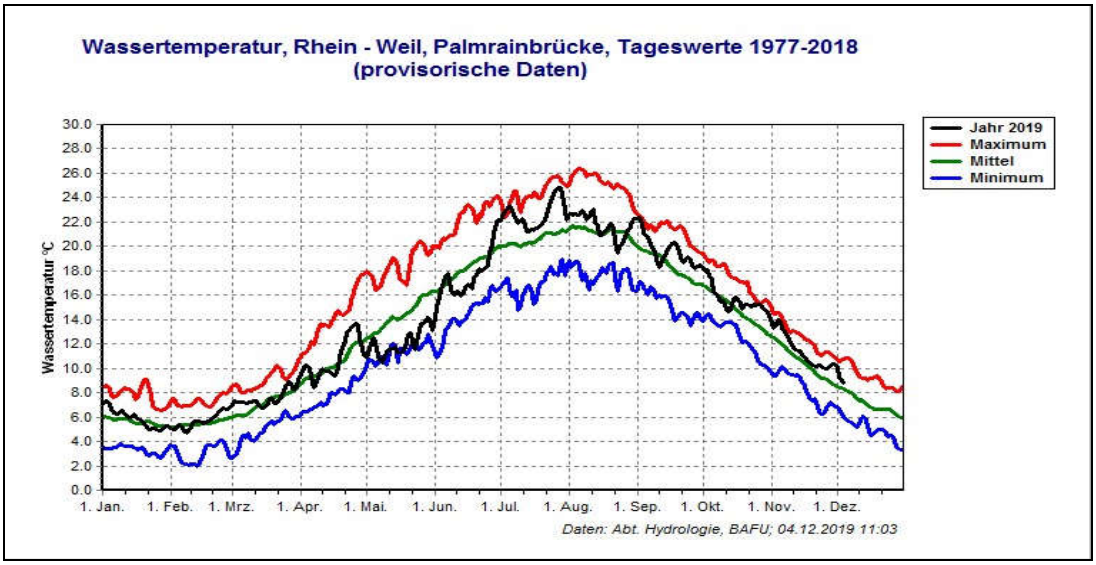


Abbildung 3-16: Wassertemperatur-des Rheins an den Messstation Weil 2019

(Bildquelle: https://www.hydrodaten.admin.ch/lhg/az/plots/surface/1year_compared/2613T_RheiWeil.jpg. Datengrundlage: BAFU, Abt. Hydrologie, Tageswerte 1977-2018 und provisorische Daten 2019)

Insbesondere die gegenüber natürlichen Verhältnissen recht hohen winterlichen Minima belegen den Einfluss der größeren Wärmeeinleiter in der oberliegenden Flussstrecke (zwischen Basel und Rheinfelden u.a. Evonik Rheinfelden Nord+Süd bis 2 x 40 MW, DSM Grenzach bis 60 MW Abwärmestrom im Tagesmittel). Weiter flussauf prägen vor allem die Wärmefrachten der Kraftwerksblöcke Benznau I+II (1200 MW) erheblich die Vorbelastung des Hochrheins. Die Aare als größter Zufluss ist ebenfalls durch die KKW Leibstadt und Mühlenberg mit insgesamt 650 MW Abwärme vorbelastet (Daten nach IKSR 2006 in LANGE 2009).

Allerdings wäre es verfehlt anzunehmen, dass die Wärmeeinleiter des Flussgebietes die extrem hohen Wassertemperaturen im Sommer 2018 maßgeblich verursacht hätten. Wie ein Vergleich zwischen Basel und der Bodensee-nahen Messstelle Neuhausen zeigt, wurden fast exakt im gleichen Zeitraum annähernd gleiche Mittel- und Maximalwerte gemessen (Tabelle 3-2):

Tabelle 3-2: Rheintemperaturen im Vergleich: Neuhausen und Basel im Hochsommer 2018

Datengrundlage: BAFU, Abt. Hydrologie

Messstelle	Neuhausen (Rheinfall)	Basel-Palmrheinbrücke
Zeitraum mit durchgängig T ≥ 23 °C (Orientierungswert OGewV für Cypriniden-Rhithral)	16.07.-24.08.2018	15.07.-26.08.2018
Mitteltemperatur Juli 2018	23,0	23,0
Mitteltemperatur August 2018	24,5	24,5
Maximaltemperatur Juli 2018	26,2	25,1
Maximaltemperatur August 2018	27,5	26,6

Das bedeutet, dass das extrem warme Wasser aus dem Epilimnion des Bodensees, das den Rhein wesentlich speist, ausschlaggebend war für die durchweg kritisch hohen Temperaturen im gesamten Hochrhein. Die Rolle der Wärmeeinleiter bestand wohl eher darin, die ggf. mögliche geringe Abkühlung auf der Fließstrecke zu verzögern. Eine wesentliche Entspannung der Situation durch die Ausübung wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftungsermessens (z.B. Reduzierung von Einleitungen) ist in solchen Extremphasen nicht möglich. Hier ist allenfalls die graduelle Abmilderung von Spitzenwerten erreichbar, aber nicht eine quantitativ relevante Annäherung an den Orientierungswert.

Eine Häufigkeitsanalyse für die Überschreitung bestimmter Temperaturschwellenwerte, wie z. B. 22 °C oder 25 °C, zeigt für den Rhein insgesamt eine deutliche Zunahme der Anzahl dieser Tage pro Jahr im Jahrzehnt 2001-2010 im Vergleich zu den beiden Jahrzehnten vorher (IKSR 2013a). Darüber hinaus legte die IKSR eine Studie zur Abschätzung der Folgen des Klimawandels auf die Entwicklung zukünftiger Rheinwassertemperaturen vor (IKSR 2013b). Darin wurden Basisszenarien auf Grundlage der Datenreihe 2001-2010 gebildet und mit verschiedenen Klimaszenarien überlagert. Im Ergebnis sind im Vergleich zum Referenz-Zeitraum in der nahen Zukunft (2021-2050) um etwa 1,5°C erhöhte Wassertemperaturen für den Monat August zu erwarten. Die Anzahl der Augusttage mit Überschreitung einer Wassertemperatur von 25°C wird weiter steigen und kann sich im gleichen Zeitraum im Raum Basel vor allem in Perioden niedriger Abflüsse (Q_{Sommer} -10%) verdoppeln.

Angesichts des klimabedingt ansteigenden Trends der Wassertemperaturen wären hier gemeinsame Maßnahmen aller Großeinleiter sinnvoll, um über eine Optimierung der gleichzeitig eingeleiteten Abwärmefracht die Spitzenwerte kritischer Situationen nicht noch weiter zu steigern und vor allem die von Natur aus kühleren Zuflüsse (Aaare, Wiese, Birs…) mit ihren Mündungsfahnen auch als temporäre thermische Refugien für die Rheinfischfauna zu erhalten.

Der **pH-Wert** des Rheins oszilliert im Jahresgang in einem recht engen Bereich zwischen 7,3 und 8,3. Der als Max-Min-Vorgabe gefasste Orientierungswert wird sicher eingehalten.

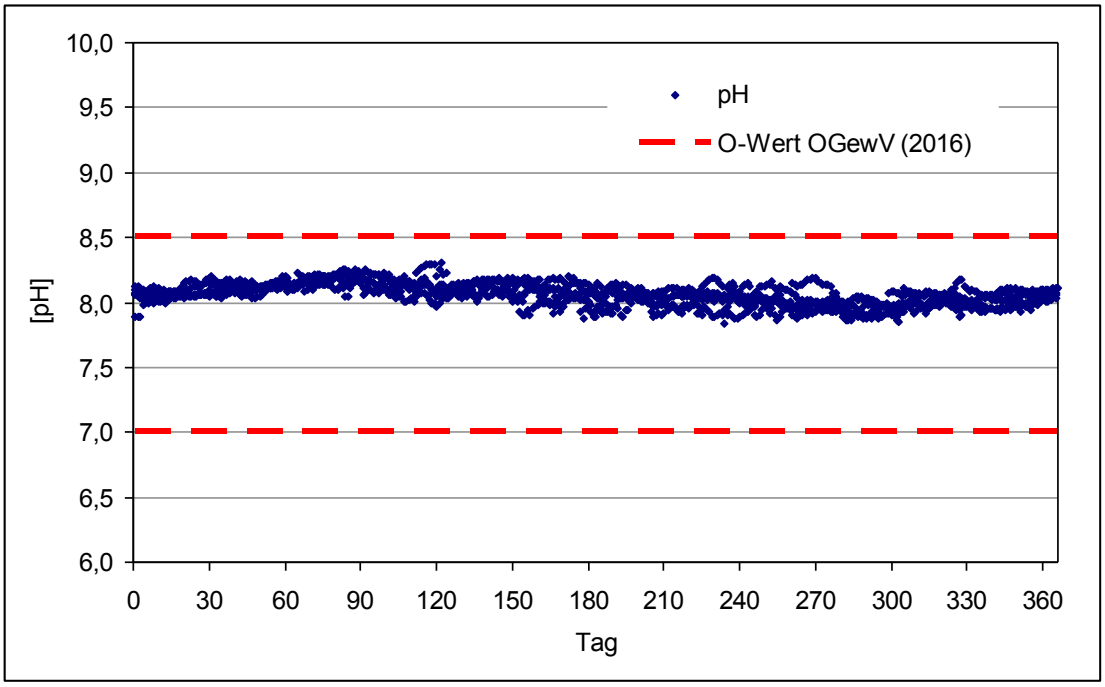


Abbildung 3-17: pH-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (Tagesmittelwerte 2013-2017)

3.1.4 Chemischer Zustand

Der chemische Zustand des Gewässers wurde durch die LUBW für den Bewirtschaftungsplan 2015-2021 anhand der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe als „nicht gut“ beurteilt; damit wird die Zielvorgabe der WRRL verfehlt.

Maßgeblich für diese Einstufung sind UQN-Überschreitungen bei

- Benzo(a)pyren
- Quecksilber und Quecksilberverbindungen

Beide Komponenten sind nahezu ubiquitär im Gewässernetz industrialisierter Regionen verbreitet. Die Dispersion entsprechender Emissionen und ihr Eintrag in aquatische Systeme erfolgt über größere Entfernungen hauptsächlich auf dem Luftpfad, daneben lokal auch durch die Mobilität unsanierter industriellen Altlasten aus dem terrestrischen Bereich und Altsedimenten.

Benzo(a)pyren ist das klassische Beispiel eines cancerogenen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffes (PAK). Quellen für Benzo(a)pyren sind unvollständige Verbrennungsprozesse organischer Stoffe aller Art (Kraftverkehrs- und Industrieabgase, Hausbrand, Zigarettenrauch, Grillfeuer…).

Quecksilber und Quecksilberverbindungen sind ebenfalls persistent sowie human- und ökotoxisch. Insbesondere die Akkumulation in Fischen ist auffällig. Die bedeutendsten Emissionsquellen in Mitteleuropa sind derzeit Kohlekraftwerke, gefolgt von der Zementindustrie, Nichteisenmetallurgie (Begleitmetall der verhütteten Erze), Stahlproduktion (vor allem bei Schrottverhüttung) und Altstandorten der Chlor-Alkali-Elektrolyse.

Im Bewirtschaftungsplan wird lediglich auf die Relevanz (Erreichen/Überschreiten 50% der UQN) von Tributylzinn an der Messstelle Weil hingewiesen. Das geschätzte Frachtaufkommen im Rhein beträgt hier 2 $kg*a^{-1}$, wobei der wesentliche Frachtanteil (1,61 kg) aus

kommunalen Kläranlagen stammt (RP FREIBURG 2015, Anlage 1: Bestandsaufnahme prioritärer Stoffe: Relevanz, Basisabschätzung und Frachtberechnung für die FGE Rhein).

Diese Stoffe werden bei DSM am Standort Grenzach weder benutzt noch erzeugt, verarbeitet oder als Verunreinigung von Rohstoffen in den Produktionsprozess eingeschleust. Sie sind daher für die Beurteilung der beantragten Wasserrechtlichen Erlaubnis nicht relevant.

Die im Satz der Einleitparameter beachtlichen flussgebietsspezifischen (OGewV 2016 Anl. 6) bzw. prioritären Schadstoffe (OGewV 2016 Anl. 8) beschränken sich auf **Zink**, **Nickel** und **Nitrat.** Die einschlägigen Befunde werden sowohl nach OGewV als auch nach der Schweizer GSchV[4] beurteilt. Im Zeitraum 2013-2019 wurden für diese drei Parameter sämtliche UQN und Grenzwerte eingehalten.

Bei den beiden Metallen besteht eine auffällige positive Beziehung zwischen der Jahresfracht und dem mittleren Jahresdurchfluss (Abbildung 3-18). Dies lässt darauf schließen, dass die jeweilige Gesamtkonzentration nicht nur durch die Verdünnung von +/- frachtkonstanten Punkteinleitern sondern auch wesentlich durch die durchflussabhängige Mobilisierung von Feinsedimenten mit daran adsorbierten Metallen bestimmt wird.

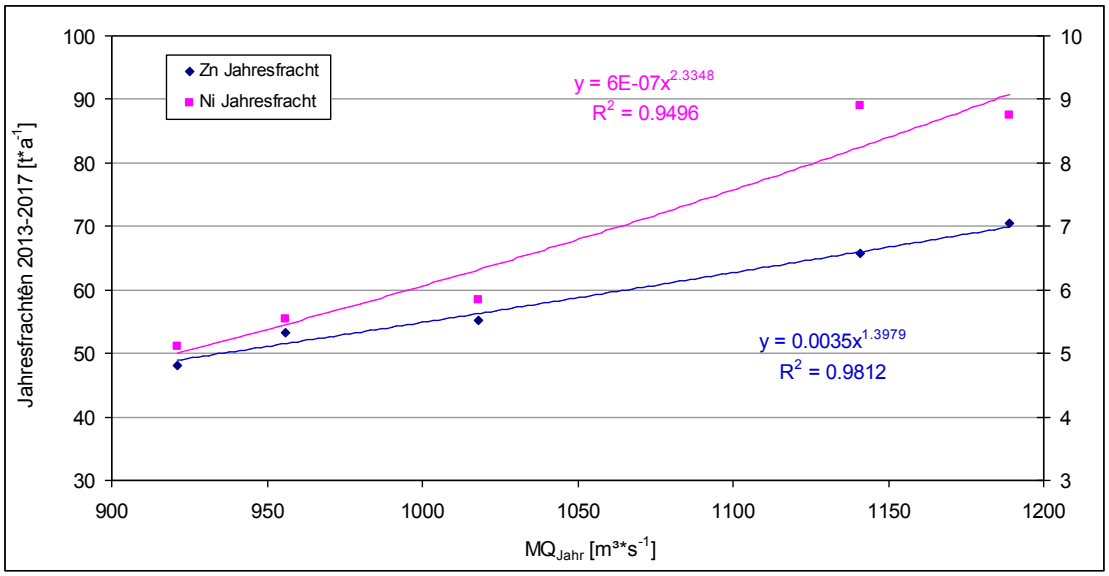


Abbildung 3-18: Jahresfrachten Zink und Nickel in Abhängigkeit vom Jahresdurchfluss

(Daten Messtation Weil, Jahresberichte 2013-2017)

3.1.4.1 Zink

Nach den Jahresberichten der Messstation Weil aus dem Zeitraum 2013-2017 ergibt sich für Zink die in **Tabelle 5-3** zusammengefasste Belastungssituation.

[4] Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Juni 2018). Massgebend ist bei Zink und Nickel der Wert für die gelöste Konzentration. Wird der Wert für die gesamte Konzentration eingehalten, so ist davon auszugehen, dass auch der Wert für die gelöste Konzentration eingehalten ist.

Tabelle 3-3: Zink im Rhein, Jahresmittelwerte, Messstation Weil

(Konzentrationen = Jahresmittelwerte, soweit nicht ausdrücklich anders angegeben)

Jahr	Fracht Zn gesamt		Fracht Zn gelöst		Fracht Zn im Schwebstoff (Frachtdifferenz gesamt - gelöst)	Frachtanteil im Schweb-stoff	Zn im Schweb-stoff IST Jahresmittel	Zn im Schweb-stoff IST 90-Percentil
	$kg*d^{-1}$	$t*a^{-1}$	$kg*d^{-1}$	$t*a^{-1}$	$t*a^{-1}$		$mg*kg^{-1}$	$mg*kg^{-1}$
2013	192,9	70,41	57,5	20,99	49,42	70,2%	148,3	180
2014	151,1	55,15	74,9	27,34	27,81	50,4%	155,0	190
2015	146	53,29	45	16,43	36,87	69,2%	140,0	160
2016	180	65,70	74,9	27,34	38,36	58,4%	138,0	185
2017	132	48,18	50,6	18,47	29,71	61,7%	146,0	157

Die UQN nach Anl. 6 OGewV (800 mg $Zn*kg^{-1}$ Schwebstoff) wird ebenso eingehalten wie die deutlich strengere Zielvorgabe der IKSR von 200 $mg*kg^{-1}$ im 90-Percentil.

Die Schweizer GSchV nennt als Grenzwert für Zink (gesamt) einen Maximalwert von 20 $\mu g*L^{-1}$ und für Zink (gelöst) einen Maximalwert von 5 $\mu g*L^{-1}$. Auch diese Werte sind im deutlich unterschritten, denn an der Messtation Weil waren alle Jahresmaxima im Zeitraum 2013-2017 bei Zn (gesamt) ≤ 5,6 $\mu g*L^{-1}$ und Zn (gelöst) ≤ 1,9 $\mu g*L^{-1}$).

3.1.4.2 Nickel

An der Messstation Weil liegen im Zeitraum 2013-2017 alle Jahresmaxima Ni_{gesamt} ≤ 1,3 $\mu g*L^{-1}$. und $Ni_{gelöst}$ ≤ 0,79 $\mu g*L^{-1}$. Die UQN für Nickel nach Anl. 8 OGewV (4 $\mu g*L^{-1}$ im Jahresmittel und 34 $\mu g*L^{-1}$ als Jahreshöchstwert) wird deshalb mit weitem Abstand sicher eingehalten.

Die Schweizer GSchV nennt als Grenzwert für Nickel (gesamt) einen Maximalwert von 10 $\mu g*L^{-1}$ und für Zink (gelöst) einen Maximalwert von 5 $\mu g*L^{-1}$. Auch diese Werte werden deutlich unterschritten.

3.1.4.3 Nitrat

An der Messstation Weil waren im Zeitraum 2013-2017 alle Jahresmaxima NO_3-N ≤ 1,86 $mg*L^{-1}$. und alle Jahresmittelwerte NO_3-N ≤ 1,28 $mg*L^{-1}$ (Abbildung 3-19). Die UQN für Nitrat nach Anl. 8 OGewV von 50 $mg*L^{-1}$ = 11,3 mg NO_3-$N*L^{-1}$ wurde weit unterschritten.

Die Schweizer GSchV nennt als Grenzwert für Nitrat einen Maximalwert von 25 $mg*L^{-1}$ = 5,6 $mg*L^{-1}$ NO_3-N. Auch dieser Wert wurde deutlich unterschritten.

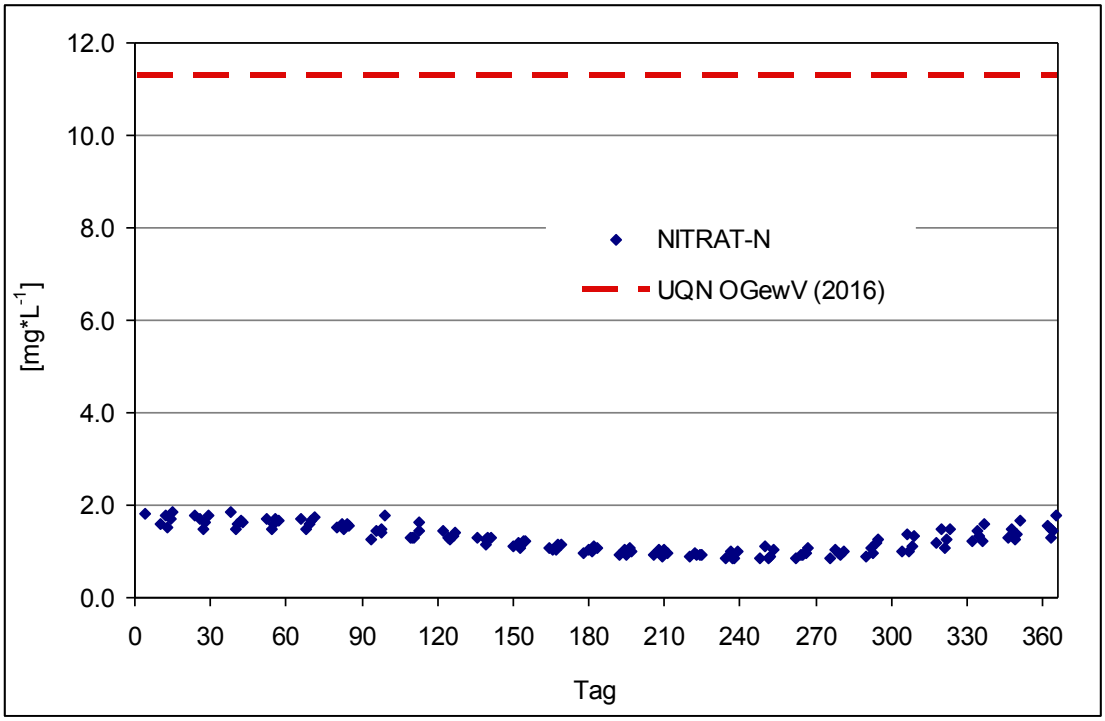


Abbildung 3-19: Nitrat-N-Jahresgang des Rheins an den Messstation Weil (2013-2017)

3.1.5 Ökologischer Zustand

3.1.5.1 Gesamtbewertung

Unter Berücksichtigung der biologischen Befunde und der unterstützenden Kriterien ergibt sich die derzeitige Gesamtbewertung des OWK als „mäßig“ (Tabelle 3-4). Das Bewirtschaftungsziel „guter ökologischer Zustand“ ist damit derzeit noch nicht erreicht.

Tabelle 3-4: Ökologische Zustandsbewertung des Hochrheins

(Daten LUBW, soweit nicht anders angegeben OWK-Datenblatt, Datensatz der elektronischen Berichterstattung 2016 zum 2. Bewirtschaftungsplan WRRL)

Ökologischer Zustand	**OWK DE_RW_DEBW_2-02 Hochrhein (BW) ab Aare oberhalb Wiese**
Gesamtbewertung	**Mäßig**
Biologische Qualitätskomponenten (Datengrundlage Erhebungen aus dem Zeitraum 2009-2013)	
Fische	**Keine bewerteten Daten verfügbar**
Makrozoobenthos (gesamt)	**Mäßig**
Makrophyten/Phytobenthos	**Gut**
Phytoplankton	**sehr gut**
Unterstützende abiotische Qualitätskomponenten	

Ökologischer Zustand	**OWK DE_RW_DEBW_2-02 Hochrhein (BW) ab Aare oberhalb Wiese**
Flussgebietstypische Schadstoffe (Anl.. 6 OGewV 2016)	**UQN eingehalten**
Allg. chem.-phys. Parameter (ACP)	Mst. Weil 2013-2017: überwiegend unauffällig, Orientierungswerte Wassertemperatur zeitweise überschritten, ggf. lokal und temporär kritische Werte beim freien Ammoniak

3.1.5.2 Einzelbetrachtung der biologischen Qualitätskomponenten

Die Einzelbetrachtung beschränkt sich auf die BKQ ohne aktuelle Zustandsbewertung und mit aktueller Verfehlung der Zielvorgabe.

Für die BQK **Fische** standen offenbar bis einschließlich 2015 noch keine hinreichend bewertbaren Bestandsinformationen zur Verfügung.

Dem BAFU-Bericht „Koordinierte biologische Untersuchungen an Hochrhein und Aare 2001 bis 2013“ von Schweizer Seite (Rey et al. 2016) lassen sich zwar keine Bewertungsergebnisse nach WRRL-Methodik, aber sehr aufschlussreiche Sachinformationen zur Fischfauna des Hochrheins entnehmen

> *„Am Hochrhein (…) kam es mit der Eutrophierung und Nutzungsintensivierung zwischen Ende der 1950er- und Ende der 1970er-Jahre zunächst zu einer massiven Zunahme der Fänge. Im Gegensatz zu den typischen strömungsliebenden Flussarten hatten vor allem Rotaugen, Brachsen und andere Karpfenartige (Cypriniden), aber auch Barsche (Egli) von dem damals grossen Nahrungsangebot profitiert. Sie wurden hauptsächlich aus den eingestauten Abschnitten entnommen. Zunächst wurden aber auch die typischen Flussfischarten wie Nase, Barbe, Äsche und Forelle noch in grosser Zahl gefangen. Zeitgleich mit der Verbesserung der Wasserqualität und der Reduktion der Nährstoffe kam es zwischen 1980 und 1995 zu einem drastischen Rückgang im Rotaugenertrag. Die Äschenfänge, die sich zum überwiegenden Teil auf den Seeabfluss zwischen Bodensee und Schaffhausen konzentrierten, hielten sich dagegen bis ca. 2002 noch auf hohem Niveau.“*

> *„Der Hochrhein erweist sich nach wie vor als ausgesprochen fischartenreiches Gewässer. Seine Jungfischfauna spiegelt sowohl den wechselnden Charakter verschiedener Flussabschnitte als auch den unterschiedlicher Habitate gut wider. Dennoch hat sich das Fischartenspektrum gegenüber historischen Verhältnissen hin zu indifferenten, toleranten Fischarten verschoben. … Grössere Veränderungen [im Vergleich zwischen 2006/2007 und 2011/12] im Spektrum der Jung- und Kleinfische gab es im Raum Basel, u.a. durch das Auftreten invasiver neozoischer Grundelarten“.*

Die letzte Aussage bezieht sich auf Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*) und Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*). Daneben treten im Hochrhein als weitere Neozoen auch Sonnenbarsch (*Enneacanthus chaetodon*), Blauband-Bärbling (*Pseudorasbora parva*), Karausche (*Carassius carassius*) und Rapfen (*Aspius aspius*) auf (KANTON BASEL-STADT 2018).

Als wesentliche Stressoren bzw. Ursachen für derzeitige Defizite der Fischfauna des Hochrheins und der Aare werden genannt:

- Errichtung von Staustufen mit Wasserkraftwerken als Ursache des Aussterbens der meisten Langdistanz-Wanderfische im Hochrhein (Atlantischer Lachs, Atlantischer Stör, Maifisch, Meerforelle sowie Fluss- und Meerneunauge, wobei der Lachs aufgrund von Wiederansiedlungsprogrammen in den Hochrein-Zuflüssen inzwischen wieder den Rhein durchwandert)

- Mangelndes Laichplatzangebot (Kiesbänke) sowie zusehends auch die ansteigende Wassertemperatur als limitierende Faktoren für den Reproduktionserfolg von Äsche und Bachforelle

Die dokumentierten Befunde lassen nicht vermuten, dass aktuelle stoffliche Belastungen als Ursachen für Defizite des Fischbestandes im Hochrhein relevant sind.

Für das Ergebnis des deutschen WRRL-Monitorings des OWK Hochrhein ist beim **Makrozoobenthos** trotz „guter" Bewertung des Moduls „Saprobie" das Modul „Allgemeine Degradation" mit der Einstufung „mäßig" ausschlaggebend.

Dieses Modul soll Defizite in der Wirbellosen-Lebensgemeinschaft der Gewässersohle erfassen, die weder auf übermäßige Belastungen des Sauerstoffverhältnisses durch abbaubare organische Substanzen noch auf Versauerung zurückgehen. Somit kommen als Ursachen der unbefriedigenden Einstufung hauptsächlich strukturelle Defizite des Lebensraumes (Ausbau als Wasserstraße, Aufstau, gestörter Feststoffhaushalt) sowie das Eindringen invasiver Neozoen (REY et al. 2004) in Frage. Ein Zusammenhang mit der hier betrachteten Einleitung und den davon beeinflussten stofflichen und physikalischen Beschaffenheitsparametern im OWK ist nicht erkennbar.

Nach Schweizer Untersuchungsergebnissen (BAFU 2016) ist das Makrozoobenthos des Hochrheins nach wie vor sehr artenreich Die Gesamt-Taxazahlen der Dauerbeobachtungsstellen im Hochrhein (2000: 180 Taxa; 2007: 201 Taxa; 2012: 191 Taxa) sind entsprechend hoch. Auch in dieser Auswertung werden die oben angeführten Stressoren als maßgeblich diskutiert:

> *„Die chemische Wasserqualität hat sich in Bezug auf Nährstoffe im Hochrhein auf hohem Qualitätsniveau stabilisiert, Phosphor- und Stickstoff-Komponenten haben weiter abgenommen. ….. Mikroverunreinigungen treten inzwischen allerdings regelmässig in nachweisbaren Mengen auf, die ökologischen Folgen sind noch weitgehend unklar. Der globale Trend eines Anstiegs der Wassertemperaturen, der bei Langzeitvergleichen auch für Hochrhein und Aare zu erkennen ist, wird durch Jahresvergleiche, wie sie im Rahmen der Untersuchungen vorgestellt werden, nicht abgebildet. Aber auch während der Kampagnen gab es Jahre, in denen Wassertemperaturen über 25 °C erreicht wurden (2006), in denen sie im Winter nicht unter 5 °C gefallen sind (2006/07) oder in denen sie über Monate hinweg um 20 °C lagen (2011/12). …"*

> *„Nachdem die Ausbreitung von Neozoen mit invasiver Vermehrungsstrategie über Jahre hinweg am Endpunkt der Grossschifffahrt bei Rheinfelden stagnierte, ist sie etwa seit 2003 ungebremst abgelaufen…. Zwar beherbergt der Hochrhein noch immer das grösste trittsteinangestammte Arteninventar aller Rheinabschnitte. Zwischenzeitlich gab es jedoch bei mehreren angestammten Taxa drastische Bestandseinbrüche, an einzelnen Stellen konnten bereits Arten nicht mehr nachgewiesen werden, die zuvor häufig waren".*

3.2 Hochwasserbeeinflusster Bereich der Aue

3.2.1 Flächennutzung

Die Flächennutzung der Rheinaue ist im Umfeld der Einleitung und im Abstrombereich bis Weil großräumig durch Wohn-, Gewerbe- und Industriebebauung sowie durch Verkehrsflächen geprägt. Wirkzusammenhänge zwischen dem geringen dort noch vorhandenen Bestand terrestrischer naturschutzrechtlicher Schutzgüter und dem Einleitregime sind nicht erkennbar.

Das ändert sich erst stromab im Raum Weil – Neuenburg, wo unbebaute Flächen mit auentypischen Lebensräumen vorhanden sind und mit dem Fluss (Restrhein) durch dessen Überschwemmungsregime in Verbindung stehen.

3.2.2 Überschwemmungsregime

Der Standort des Unternehmens und der ARA liegt auch bei >>HQ100 (HQ_{Extrem}) noch hochwasserfrei, wobei das Betriebsgelände entlang des Rheinufers unmittelbar an das Überschwemmungsgebiet angrenzt. Der praktisch relevante Eintragspfad ist deshalb auch im Hochwasserfall die Einleitung des ordnungsgemäß behandelten Wassers.

Der bordvolle Abfluss kennzeichnet die Wasserführung kurz vor der Ausuferung. Er entspricht in einer ausgebauten und unterhaltenen Bundeswasserstraße meist dem höchsten schiffbaren Wasserstand (HSW), da bis zu diesem Abfluss die Lage der Uferböschung noch erkennbar ist und sicher auf Sicht navigiert werden kann.

Für den Bereich des Bezugspegels Basel-Rheinhalle gilt ein Wasserstand von 820 cm (248,20 m müM) als HSW. Der zugehörige Durchfluss beträgt nach h-Q-Beziehung des Pegels Basel-Rheinhalle 2.786 m^3*s^{-1}. Damit ufert hier der Rhein nach Dauerlinie des Pegels im langjährigen Mittel etwa 0-1 Tage und im Extremfall bis zu 25 Tage pro Jahr aus. Erst bei größeren Hochwässern ist mit zunehmender großräumiger flächenhafter Benetzung des Talbodens der aktiven Aue zu rechnen.

Flussab von Basel teilt sich der Rhein am Stauwehr Märkt in den Seitenkanal und den Altrhein. Die Regelabgabe in den Altrhein beträgt derzeit im Winter 52 m^3*s^{-1} und im Sommer 150 m^3*s^{-1}.

Am Seitenkanal liegt das Wasserkraftwerk Kembs mit einem Ausbaudurchfluss von 1.400 m^3*s^{-1}. Somit kann der Durchfluss im Altrhein erst dann über die Regelabgabe hinaus ansteigen, wenn am Wehr Märkt ≤ 1.452 m^3*s^{-1} im Winter bzw. 1.550 m^3*s^{-1} im Sommer zufließen. Dies ist nach der Dauerlinie vom Pegel Basel-Rheinhalle im Mittel an ca. 65 Tagen im Jahr der Fall. Erst eine weitere Durchflusserhöhung könnte dann zum beginnenden Ausufern in naturschutzrechtlich gesicherte Bereiche im Vorland des Rheins und der Rheininsel einschließlich der unterliegenden NATURA-2000-Gebiete (Abbildung 3-21) führen.

3.2.3 Vorbelastungen

Die aktuelle stoffliche Vorbelastung der Rheinauen außerhalb des städtischen Ballungszentrums um Basel resultiert aus dem Einsatz von Mineraldünger und Herbiziden in der Landwirtschaft; aber auch aus Stickstoffemissionen stark frequentierter Verkehrswege, welche die Aue begleiten bzw. queren, sowie aus den umgebenden Siedlungen und überregional wirksamen NO_x-Quellen. Die atmosphärische N-Deposition lag im 3-Jahres-Mittel 2013-2015 im Bereich der rechtsseitigen Rheinauen am Restrhein unterhalb Wehr Märkt zwischen 9 und 11 $kg*ha^{-1}*a^{-1}$ und im Raum Grenzach-Basel zwischen 6 und 13 $kg*ha^{-1}*a^{-1}$ (Daten UBA, Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff, https://gis.uba.de/website/depo1/).

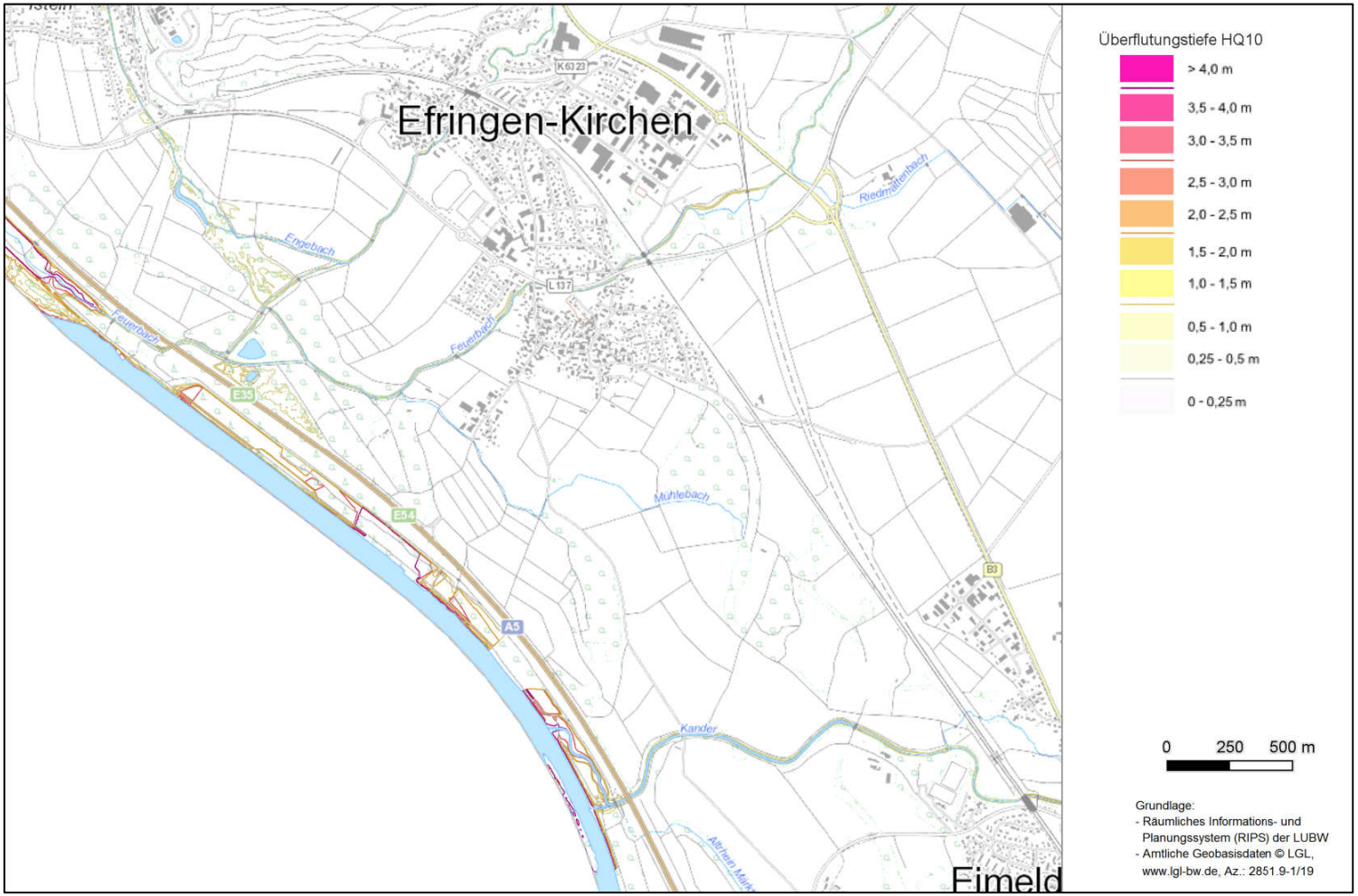


Abbildung 3-20: Überflutungsflächen und -tiefen HQ10 im Bereich der NATURA 2000-Gebiete flussab der Kander-Mündung

3.2.4 Schutzgebiete und -objekte nach Naturschutzrecht

Potenzielle Konfliktpunkte zwischen der Einleitung und damit der Wasserbeschaffenheit des Rheins und den Schutzzielen der unterliegenden NATURA 2000-Gebiete (DE-8311-342 Markgräfler Rheinebene von Weil bis Neuenburg inkl. SPA DE-8211-401 Rheinniederung Haltingen - Neuenburg mit Vorbergzone, siehe Abbildung 3-21) wie auch sonstiger Naturschutzflächen und -objekte in den unterliegenden Rheinauen konzentrieren sich auf die trophischen Verhältnisse:

- Nahrungsangebot und davon abhängig die Lebensraum- bzw. Rastplatzkapazität für Fisch-, Zoobenthos- und Makrophytenfresser in Abhängigkeit von der Trophie und der Sedimentbeschaffenheit,
- Bedingungen des Nahrungserwerbes für visuell jagende Vogelarten mit Einschränkungen im Falle von vorhabensbedingter Trübung durch suspendierte Feststoffe oder Phytoplankton in Folge zu hoher Trophie),
- Einträge eutrophierender Makronährstoffe in semiterrestrische, hochwasserabhängige Habitate.

Die maßgeblichen Schutzziele des FFH-Gebietes DE-8311-342 „Markgräfler Rheinebene von Weil bis Neuenburg“ im aquatischen bzw. hochwasserbeeinflussten Bereich sind in den folgenden Tabellen zusammengestellt. Für terrestrische Arten und Lebensräume außerhalb des Überschwemmungsgebietes des Rheins sind die potenziellen, an das Fließgewässer gebundenen Wirkpfade einer Einleitung von vornherein irrelevant. Ausgehend von der Gesamtliste der Schutzziele des Gebietes wurde deshalb eine Vorauswahl getroffen, die Arten und Lebensräume mit unmittelbarem Bezug zum Fließgewässer und zu den dort regelmäßig benetzten Überschwemmungsflächen umfasst. Die Informationen entstammen dem Managementplan (ö:konzept 2013).

Für terrestrische Arten und Lebensräume außerhalb des Überschwemmungsgebietes des Rheins sind die potenziellen, an das Fließgewässer gebundenen Wirkpfade einer Einleitung von vornherein irrelevant.

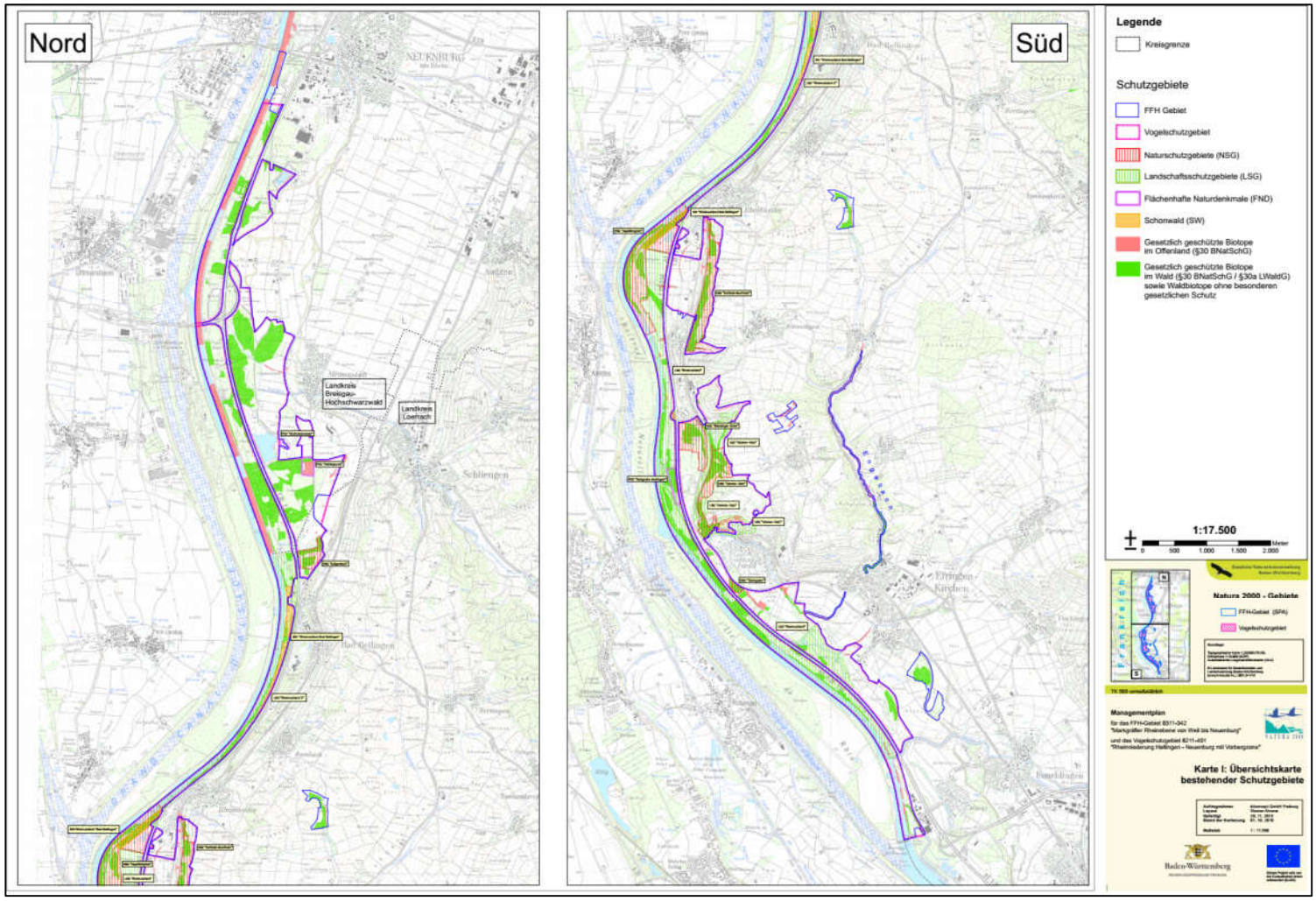


Abbildung 3-21: Übersichtskarte der unterliegenden NATURA 2000-Gebiete

Quelle: ö:konzept GmbH & RP Freiburg 2013 (MAP)

Tabelle 3-5: Schutzziele des FFH-Gebietes - aquatische und hochwasserbeeinflusste Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-RL

Code FFH	Name	Fläche [ha]	Fläche-%	Erhaltungs-zustand	Anmerkungen zu Vorkommen, Ausprägung und relevanten Stressoren
3140	Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armleuchteralgen	1,02	0,07	A	In ehemaliger Kiesgrube im NSG „Kapellengrien“, isolierte Lage, grundwassergespeist, natürliche Eutrophierungstendenz des realtiv jungen und zeitweilig tlw. trockenfallenden Gewässers
3150	Natürliche nährstoffreiche Seen	-	-	-	Keine Erfassung des LRT im Gebiet. Als potenzielle Entwicklungsflächen sind zwei, mit dem Hohlebach in Verbindung stehende, Stillgewässer (Natoweiher, südl. des Autobahndreiecks Neuenburg und Entenlache, nördl. des Autobahndreiecks Neuenburg) zu nennen, in denen aufgrund der starken Wassertrübung – verursacht durch Wühltätigkeit von Karpfen - Unterwasservegetation nicht aufkommen kann.
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und des Callitricho-Batrachion	13,34	0,87	B	Schwerpunktvorkommen am Restrhein, daneben Grundwasserkanal am Wehr Märkt. Das Arteninventar und die lebensraumtypischen Habitatstrukturen (Gewässergüte und Gewässermorphologie) sind insgesamt gut (B). Wesentlicher Stressor = anthropogen überprägtes Abflussregime (Ausleitung Rheinseitenkanal), lokal (Grundwasserkanal) auch punktuell Vermüllung, Neophyten.
6510	Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis*)	16,5	1,05	A	Schwerpunktvorkommen Reinaue beidseits A5. LRT nicht hochwasserabhängig, sondern höchstens HW-beeinflusst. Eutrophierung ist auf Flächen mit naturschutzkonformem Pflegeregime offenbar kein Problem.
91E0*	Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	40,55	2,66	B	Silberweiden-Auenwälder am Restrhein. Am Uferrand und in Insellage auch Uferweidengebüsche im Überflutungsbereich des Restrheins an dessen Ostufer unterhalb des Leinpfades. Im Offenland handelt es sich dabei überwiegend um kleinflächige Bestände oder schmale, linienhafte Strukturen, die oft höhere Anteile an Röhrichten und Sukzessionsstadien aufweisen. Wesentlicher Stressor = anthropogen überprägtes Abflussregime (Ausleitung Rheinseitenkanal), daneben punktuell Mülleintrag und Neophyten.

Tabelle 3-6: Schutzziele des FFH-Gebietes - aquatische Arten nach Anhang II FFH-RL und charakteristische Arten des LRT 3260 einschließlich solcher Arten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsvorhaben

Gebietsdaten (Stand MAP, Erfassungen bis 2010/2011)			Anmerkungen zu Vorkommen, Ausprägung und relevanten Stressoren
Name	**FFH-RL Anh.**	**Erh.-Zust.**	
Grüne Flussjungfer *(Ophiogomphus cecilia)*	II, IV	B	Die wenigen Funddaten lassen keine fundierte Bewertung der Bestandsgröße des insgesamt sehr dünn besiedelten Restrheins. Stressoren: gestörter Feststoffhaushalt im Restrhein (Sohlpanzerung), intensiver Freizeit- und Badebetrieb.
Dohlenkrebs *(Austropotamobius pallipes)*	II	-	Im SDB noch angegeben, bei den Kartierungen zum MAP (2008-2010) jedoch nicht mehr nachgewiesen.

Gebietsdaten (Stand MAP, Erfassungen bis 2010/2011)			Anmerkungen zu Vorkommen, Ausprägung und relevanten Stressoren
Name	**FFH-RL Anh.**	**Erh.-Zust.**	
Bachneunauge *(Lampetra planerii)*	II	B	Reproduktion im Restrhein, nachweise 2010 zwischen KleinKems und Märkt. Wesentlicher Stressor = anthropogen überprägtes Abflussregime (Ausleitung Rheinseitenkanal),
Lachs *(Salmo salar)*	II	-	Im SDB noch angegeben, 2010 ein nachgewiesener Junglachs, vermutlich aus Besatzprogramm. Im Restrhein zwar geeignete Laich- und Jungfischhabitate vorhanden, jedoch sind diese aufgrund magelnder Längsdurchgängigkeit nicht bzw. sehr eingeschränkt zu erreichen. Keine weitere Bearbeitung; Entwicklungsziel für künftige Programme.
Rapfen (Aspius aspius)	II	-	Im SDB noch angegeben, jedoch ist Rapfen für den Rhein keine signifikante Art. Nachweise von 2 jungen Individuen 2010. Keine weitere Bearbeitung.
Strömer *(Leuciscus souffia agassizi)*	II	C	Von einer stabilen, sich selbst erhaltenden Strömerpopulation im Restrhein ist mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht auszugehen. Wahrscheinlich handelt es sich um eine an der Existenzgrenze befindliche Restpopulation oder um verdriftete Einzelindividuen aus Populationen in oberliegenden Rheinzuflüssen. Wesentliche Stressoren = anthropogen überprägtes Abflussregime (Ausleitung Rheinseitenkanal) und gestörter Feststoffhaushalt (Sohlpanzerung)
Bitterling (Rhodeus sericeus amarus)	II	c	2010 lediglich ein Nachweis, weitere Nachweise des Bitterlings im Gebiet sind nur aus dem Jahr 1998 bekannt. Habirtateignung für diese Art und den für die Reproduktion erforderlichen Großmuschelbestand = anthropogen überprägtes Abflussregime (Ausleitung Rheinseitenkanal) und gestörter Feststoffhaushalt (Sohlpanzerung)
Steinbeißer *(Cobitis taenia)*	II	-	Im SDB noch angegeben, Nachweis eines Exemplars 2010, keine weitere Bearbeitung oder Ausweisung von Lebensräumen.
Groppe *(Cottus gobio)*	II	C	Im Restrhein ein Vorkommen auf niedrigem Bestandsniveau. Wesentliche Stressoren = anthropogen überprägtes Abflussregime (Ausleitung Rheinseitenkanal, Hochwasserscheitel) und bei geringem Abfluss gestörter Temperaturhaushalt (Sommertemperaturen häufig und lange anhaltend deutlich über 20°C), mangelhafte Anbindung der Nebengewässer
Gelbbauchunke *(Bombina variegata)*	II, IV	C	Ursprünglich ein typischer Bewohner der Bach- und Flussauen. Bestandsrückgang in den vergangenen 10 bis 20 Jahren, nur wenige, überwiegend sekundäre Reproduktionshabitate (v.a. Kiesgruben), 2 kleine Populationen im Gebiet. Hauptstressor = Strukturmangel (temporäre und permanente junge Kleingewässer) – kann mit Maßnahmen begegnet werden.
Biber *(Castor fiber)*	II, IV	-	Im SDB noch angegeben, jedoch für das Natura 2000-Gebiet keine verwertbaren aktuellen Nachweise. Daher wurde keine Lebensstätte ausgewiesen und die Art auch nicht weiter bearbeitet.

Die maßgeblichen Schutzziele des SPA SPA DE-8211-401 „Rheinniederung Haltingen - Neuenburg mit Vorbergzone“ im aquatischen Bereich sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt. Für sämtliche „Nicht-Wasservögel“ sind die potenziellen, an das Fließgewässer gebundenen Wirkpfade einer Einleitung von vornherein irrelevant. Ausgehend von der Gesamtliste der Schutzziele des Gebietes wurde deshalb eine Vorauswahl getroffen, die Arten mit unmittelbarem Bezug zum Fließgewässer und zu den dort regelmäßig benetzten Überschwemmungsflächen umfasst. Die Informationen entstammen dem Managementplan (ö:konzept 2013). Das Gebiet ist ein grenzübergreifender Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung gemäß der Ramsar-Konvention.

Tabelle 3-7: Schutzziele des SPA - Wasservögel (signifikante Arten nach Anhang Vogelschutz-RL)

Gebietsdaten (Stand MAP)		Anmerkungen zu Vorkommen, relevanten Stressoren, Erhaltungs- und Entwicklungszielen
Name	**Ökologische Gilde**	
Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*)	Benthosfresser, taktile Nahrungssuch in getrübtem Wasser möglich	Für SPA als Brutvogel relevant. → Erhaltung Lebensraumstrukturen.
Eisvogel (*Alcedo atthis*)	Fischfresser, visuell jagend	Für SPA als Brutvogel relevant. → Erhaltung einer Wasserqualität, die gute Sichtbedingungen für den Beutefang gewährleistet.
Gänsesäger (*Mergus merganser*)	Fischfresser, visuell jagend	Für SPA als Brut– und Rastvogel relevant. → Erhaltung der Gewässerqualität (klares Wasser und vegetationsarme Stromsohle) Verbesserung der Jagdmöglichkeiten und Förderung des Nahrungsangebots an Kleinfischarten und Jungfischen im Restrhein
Tafelente *(Aythya ferina)* Reiherente *(Aythya fuligula)*	Tauchenten, vorwiegend Benthosfresser, taktile Nahrungssuche in getrübtem Wasser möglich	Für SPA als Rastvögel relevant. → Erhaltung einer Wasserqualität, die gute Sichtbedingungen für den Beutefang gewährleistet. → Erhaltung des Nahrungsangebots von Insekten, Schnecken und Muscheln, kleinen Krebstieren und Würmern (Makrozoobenthos)
Krickente *(Anas crecca)* Schnatterente *(Anas strepera)* Bläßhuhn *(Fulica atra*	Gründelenten, vorwiegend Pflanzenfresser, taktile Nahrungssuche in getrübtem Wasser möglich	Für SPA als Rastvögel relevant. → Erhaltung des Nahrungsangebots von Wasserpflanzen und Pflanzensämereien (aquat. Makrophyten)
Silberreiher *(Egretta alba)*	am Gewässer Fischfresser, visuell jagend	Für SPA als Rastvogel relevant. → Erhaltung einer Wasserqualität, die gute Sichtbedingungen für den Beutefang gewährleistet. →Erhaltung des Nahrungsangebots, insbesondere Fische
Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*	Gewässer Fischfresser, überwiegend visuell jagend	Für SPA als Rastvogel relevant, allerdings mit der Änderung der Vogelschutzrichtlinie durch die Richtlinie 97/49/EG aus Anhang I gestrichen. → Erhaltung des fischreichen Gewässers. Erhaltung einer Wasserqualität, die gute Sichtbedingungen für den Beutefang gewährleistet.
Flußregenpfeifer *(Charadrius dubius)*	Insekten- und Benthosfresser auf veg.-armem Rohboden, Kies und Schlamm sowie am Spülsaum und im Flachwasser < 5 cm	Für SPA als Rastvogel relevant. → Erhaltung des Nahrungsangebots, insbesondere Insekten, Spinnen, kleine Krebse, Schnecken, Würmer, kleinere Fische und andere Wirbeltiere sowie Pflanzensamen.

4 Beschreibung des geplanten Einleitregimes

Aufgrund des Chargenbetriebes und der breiten Erzeugnispalette der chemischen Produktion am Standort Grenzach schwanken die Zulaufmengen und Konzentrationen der Überwachungsparameter im Zulauf der ARA stark. An jeden Wechsel der Zulaufbeschaffenheit muss sich die Mikroorganismen-Gemeinschaft in der Kläranlage zunächst anpassen, bis sie wieder ihre maximale Leistungsfähigkeit erreicht. Diese Rahmenbedingungen erschweren - trotz insgesamt sehr hoher Abbauleistung - die Steuerung der Abwasserbehandlung gegenüber einer kommunalen Kläranlage mit relativ konstanter Zulaufbeschaffenheit. Daraus ergeben sich auch deutliche Unterschiede zwischen den Mittel- und Maximalwerten der Ablaufbeschaffenheit. Die bisherigen und neu beantragten Einleitparameter bzw. Überwachungswerte spiegeln diese Besonderheit wieder. Sie sind in Tabelle 4-1 zusammengestellt.

Im planmäßigen Betrieb werden ca. 83,3 % der Kühlabwassermenge KW gemeinsam mit NN1 + NN2 eingeleitet (Ablaufstellen NN1+NN2+KW3 bei Rhein-km 159,92) und ca. 16,7% über die nur für Kühlabwasser vorgesehene Einleitstelle KW4 bei Rhein-km 160,29.

Hinzu kommt im Ist- und Planfall Niederschlagswasser aus dem Werksgelände, das aber keinen Einfluss auf die maximale Einleitkonzentration und -menge bei Trockenwetterverhältnissen hat und völlig unabhängig vom Betrieb der ARA und der chemischen Produktion am Standort anfällt.

Tabelle 4-1: Vergleich Überwachungswerte für die chem.-physikal. Parameter IST/PLAN

Spalte „Parameter“: nur **rot** gedruckte Einträge werden aufgrund von Frachterhöhungen oder anderen Effekten detailliert auf potenziell nachteilige Wirkungen untersucht.
Spalten „Wert, Konzentration“ und „Fracht“: **rot** Erhöhung, **blau** Verringerung bisher genehmigter Einleitfrachten und -konzentrationen.

Parameter	Teilstrom	Wert, Konzentration			Fracht			Anmerkungen
		IST	Plan	Enheit	IST	Plan	Enheit	
Gesamtmenge Chemie- und Fäkalabwasser	NN1 + NN2	-	-	-	10.000	**12.000** So-HJ **9.000** Wi-HJ	m^3/d	Bei sommerlichen Temperaturen wird die ARA mit zusätzlichem Wasser heruntergekühlt, um den Reinigungsprozess zu stabilisieren. Die Konzentrationsangaben der beantragten Ü-Werte beziehen sich auf den ungünstigeren Fall ohne zusätzliche Kühlung (Winter-HJ).
AFS	NN1 + NN2	30	30	mg/l	270	270	kg/d	
BSB_5	NN1 + NN2	20	**19**	mg/l	180	**168**	kg/d	Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
TOC	NN1 + NN2	72	**87**	mg/l	650	**790**	kg/d	Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
CSB	NN1 + NN2	180 (144)	**262**	mg/l	1.600 (1.280)	**2.358**	kg/d	
AOX	NN1 + NN2	0.23	**0.3**	mg/l	2.1	**2.8**	kg/d	
$N_{anorg.}$	NN1 + NN2	25	25	mg/l	225	225	kg/d	Orientierungswerte ACP OGewV (2016) Anl. 7 für einzelne Bindungsformen (NH4-N, NH3-N, NO2-N) UQN NO3-N OGewV (2016) Anl. 7 LAWA (2014) Empfehlung TN zum Meeressschutz Lokale Effekte (Ammonium-Ammoniak-GGW in der Einleitfahne vor vollständiger Quervermischung) ?
P_{gesamt}	NN1 + NN2	2.0	2.0	mg/l	18	18	kg/d	Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
Chlorid	NN1 + NN2	2.3	**2.1**	g/l	21	**19**	t/d	Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
Sulfat	NN1 + NN2	3.7	**1.7**	g/l	33	**15**	t/d	Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
Bromid	NN1 + NN2	230	**120**	mg/l	2.000	**1.081**	kg/d	
Nickel	NN1 + NN2	0,055	**0,05**	mg/l	0.5	**0,49**	kg/d	Rheinstoffliste 2017, UQN OGewV (2016) Anl. 8 (4 µg/L JD, 34 µg/L ZHK)
Zink	NN1 + NN2	0,1	0,1	mg/l	0.9	**1,0**	kg/d	Rheinstoffliste 2017, UQN OGewV (2016) Anl. 6

Parameter	Teilstrom	Wert, Konzentration			Fracht			Anmerkungen
		IST	Plan	Enheit	IST	Plan	Enheit	
								(800 mg/kg Schwebstoff)
Giftigkeit geg. Fischeiern G_{EI}	Ablauf ARA (NN)	2	2		-	-		
Daphniengiftigkeit G_D	Ablauf ARA (NN)	8	8		-	-		
Algengiftigkeit G_A	Ablauf ARA (NN)	16	16		-	-		
Bakterienleuchthemmung G_L	Ablauf ARA (NN)	32	32		-	-		
Erbgutveränd. Potential GM	Ablauf ARA (NN)	1.5	1.5		-	-		
Gesamtmenge Kühlabwasser	KW3 + KW4	-	-	-	160.000 6.700	**190.000** -	m^3/d m^3/h	Charakteristische Aufteilung des Kühlwassers auf die Einleitstellen im Regelbetrieb: 16,7% KW4; 83,3% KW3 gemeinsam mit NN1 + NN2 Lokale Effekte (Einleitfahne vor vollständiger Quervermischung) ?
pH-Wert	KW3, KW4	6 - 8,5	6 - 8,5		-	-		Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
TOC	KW3, KW4	5	5	mg/l	-	-		Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
AOX	KW3, KW4	0,025	0,025	mg/l	-	-		
P_{gesamt}	KW3, KW4	0,1	0,1	mg/l	-	-		Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
Temperatur	NN+KW3; KW4	33	33	°C	-	-		Orientierungswert ACP OGewV (2016) Anl. 7
Max. Abwärmemenge W	NN+KW3+KW4	-	-		60	-	MW	ohne Abwärmemenge beantragt (wird derzeit auch nicht jährlich nachgewiesen; praktisch relevant für das Gewässer ist nicht die Abwärmemenge sondern die resultierende Temperatur im Gewässer flussab der Einleitung)

5 Wirkungsanalyse und Beurteilung der einzelnen Einleitparameter

Tabelle 5-1 fasst zunächst die maßgeblichen Mengen und Konzentrationen zusammen, die sich aus den Antragsgrößen unter Berücksichtigung der sommerlichen Kühlung der ARA und der typischen Aufteilung des Kühlwassers im Normalbetrieb für die beiden Einleitstellen NN1/2+KW3 und KW4 ergeben.

Anschließend werden in diesem Abschnitt die einzelnen Parameter betrachtet und entsprechend der Kennzeichnung in Tabelle 4-1 ggf. detailliert untersucht.

Tabelle 5-1: Maßgebliche Mengen und Konzentrationen für Mischungsrechnungen

Die Werte in den letzten drei Spalten ergeben sich bei vollständiger Ausnutzung der beantragten Einleitwerte aus Tabelle 4-1.

Parameter	Einheit	Ü-Wert NN1,NN2	Ü-Wert KW3, KW4	NN1/2, Sommer-HJ	NN1/2 Winter-HJ	KW3	NN1/2+KW3 Sommer-HJ	NN1/2+KW3 Winter-HJ	KW4 ganzjährig
Q	m^3*s^{-1}	0.104 Winter-HJ	2,199 83,35% KW3 16,65% KW4	0,139	0,104	1,833	**1,972**	**1,937**	**0,366**
AFS	$mg*L^{-1}$	30		22,50	30		**1,58**	**3,06**	
BSB5	$mg*L^{-1}$	19		14,11	19		**0,99**	**1,92**	
TOC	$mg*L^{-1}$	88	5	65,86	88	5	**9,3**	**13,3**	**5**
CSB	$mg*L^{-1}$	263		197,57	263		**13,9**	**26,9**	
AOX	$mg*L^{-1}$	0,3	0,025	0,23	0,30	0,025	**0,039**	**0,053**	**0,025**
$N_{anorg.}$	$mg*L^{-1}$	25		18,75	25		**1,32**	**2,55**	
P_{gesamt}	$mg*L^{-1}$	2	0,1	1,50	2	0,1	**0,198**	**0,290**	**0,1**
Chlorid	$mg*L^{-1}$	2.000		1.500	2.000		**105,7**	**203,9**	
Sulfat	$mg*L^{-1}$	1.700		1.275	1.700		**89,8**	**173,3**	
Bromid	$mg*L^{-1}$	120		90,00	120		**6,34**	**12,2**	
Nickel	$mg*L^{-1}$	0,05		0,042	0,05		**0,003**	**0,006**	
Zink	$mg*L^{-1}$	0,1		0,085	0,1		**0,006**	**0,011**	
pH-Wert		6…8,5	6…8,5				**6…8,5**	**6…8,5**	**6…8,5**
Temperatur	°C	33	33				**33**	**33**	**33**

5.1 Allgemeine chemisch-physikalische Beschaffenheitsparameter nach Anl. 7 OGewV 2016

Die LAWA (2015) schlug für die deutschen Fließgewässertypen bei den allgemeinen chemisch-physikalischen Beschaffenheitsparametern Orientierungswerte zum Erreichen bzw. zur sicheren Einhaltung des guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials vor, die in die OGewV 2016 übernommen wurden. Von diesen Parametern waren und sind BSB_5, TOC, Phosphor (gesamt), Chlorid, Sulfat, pH und Wassertemperatur Überwachungsparameter für die Einleitung von DSM.

Direkt oder indirekt im Gewässer beeinflusst, obwohl nicht als Ü-Wert für die Einleitung geregelt, sind Sauerstoffkonzentration, ortho-Phosphat-P, die anorganischen N-Spezies (Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N) sowie freies Ammoniak.

Aufgrund der spezifischen Vorbelastung der Rheins und der unterliegenden Rohwasserentnahme der IWB (Wasserwerk Lange Erlen) ist auch das Brom in Gestalt des Bromid-Anions und ggf. in weiteren Bindungsformen von Interesse (Bromat, Methylbromid).

Für die Einhaltung der Orientierungswerte sind in der Regel die Jahresmittelwerte heranzuziehen. Ausnahmen bilden Wassertemperatur (saisonale Maxima und Aufwärmspanne), Sauerstoffkonzentration (Jahresminimum) und pH (Jahresmaximum und -minimum).

Die künftige Erreichbarkeit des guten ökologischen Zustandes durch die biologischen Qualitätskomponenten ist nur dort potenziell relevant, wo diese im Ist-Zustand schlechter als gut bewertet sind. Im vorliegenden Falle betrifft das die BQK Makrozoobenthos und (wegen derzeit noch nicht vorliegender Bewertungsdaten) ggf. Fische.

Da jedoch bereits in Kap. 3.1.3 f. gezeigt wurde, dass mit Ausnahme der Wassertemperatur die Orientierungswerte der ACP und die UQN im Ist-Zustand bislang eingehalten und z.T. deutlich unterschritten wurden, lässt sich bei allen Parametern mit gleich bleibenden oder verringerten Einleitfrachten weder eine Zustandsverschlechterung noch eine Behinderung der künftigen Zielerreichung postulieren.

Soweit sich jedoch Ü-Werte und/oder Einleitmengen und damit Frachten erhöhen, wird die Erreichbarkeit des guten ökologischen Potenzials anhand der beantragten Überwachungsparameter, der Ergebnisse der Eigenüberwachung des Anlagenbetriebes und des rechnerisch abzuschätzenden Einflusses der Einleitung auf die sichere Einhaltung von UQN bzw. Orientierungswerten beurteilt. Dabei wird in diesem prognostischen Fall davon ausgegangen, dass der Vorfluter vor Einleitung bereits ein Beschaffenheitsbild erreicht hat, das das gute ökologische Potenzial sicher ermöglicht, und die zu betrachtende Einleitung das Gewässer nicht über die jeweiligen Orientierungswerte hinaus belasten darf.

Durch Überlagerung der im ungestörten Regelbetrieb zumeist unterschrittenen Überwachungswerte und des MNQ für die Mischungsrechnung liegt dieser erste Schritt der stofflichen Bewertung in Bezug auf die als Jahresmittelwert zu betrachtenden Parameter weit auf der sicheren Seite.

In den folgenden Tabellen werden bei den Mischungsrechnungen nur Parameter berücksichtigt, bei denen im Vergleich zum Ist-Zustand im Planfall erhöhten Einträge gegeben sind. Soweit Parameter der OGewV zwar keine Antragsparameter sind, aber von diesen mittelbar beeinflusst werden, wird auf die Darstellungen im Abschnitt 5.5 ff. verwiesen.

Tabelle 5-2: Einhaltung Verschlechterungsverbot: Beurteilung anhand der allgem. phys.-chem. Beschaffenheitsparameter nach Anlage 7 OGewV

Annahme: Volle Ausnutzung der beantragten Überwachungswerte. Abfluss Rhein = $MNQ_{Sommer, Winter}$. Charakteristische Beschaffenheitswerte im Rhein: saisonale Pessima 2013-2017 von der Mst. Weil. Rechenergebnis „PLAN" jeweils Mst. Weil zuzüglich der Differenz zwischen der bisher zulässigen und der beantragten Einleitfracht DSM). Spalte „Jahresmittel 2015-2017": Laut OGwV können zur Beurteilung der allgemeinen chem.-physikal. Beschaffenheitsdaten in Bezug auf die Einhaltung von Orientierungswerten bis zu drei Jahresmessreihen gepoolt werden (Mittelwert von bis zu 3 Jahresminima, -mittel und –maxima), um Jahre mit geringer Einzelprobenzahl oder hydrometeorologisch bedingte Verzerrungen zu kompensieren. Spalte „Orientierungswert": Übergang Zustandsklasse „gut" → „mittel" (OGewV 2016 Anl. 7). Die Mischungsrechnung wird für Sommer- und Winter-HJ durchgeführt, da saisonal unterschiedliche Einleitmengen und charakteristische Vorbelastungen des Gewässers gegeben sind.

Parameter	Einheit	NN1/2+ KW3 Sommer-HJ	NN+KW3 Winter-HJ	KW4 ganzjährig	Rhein Mst. Weil IST Sommer Max (2013-2017)	Rhein Mst. Weil IST Winter Max (2013-2017)	Rhein Mst. Weil PLAN Sommer Max	Rhein Mst. Weil PLAN Winter Max	Jahresmittel bzw. -extrema 2015-2017	Orientierungswert	Methodische Hinweise und Beurteilung
Q	m^3*s^{-1}	1,972	1,937	0,366	485	485	485	485			Rhein: MNQ_{Jahr}
O_2	$mg*L^{-1}$	-	-	-	-	-	-	-	7,9	>7 (Minimum)	Kein Einleitparameter, O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten aber ggf. mittelbar beeinflusst durch Wassertemperatur, BSB und Nitrifikation → siehe Darstellung im Abschnitt 5.5.2.1
BSB5	$mg*L^{-1}$	-	-	-	-	-	-	-	-	<3 (Jahresmittel)	O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten, im Planfall leichte Entlastung, außerdem an der Station Weil nichtgemessen → Mischungsrechnung weder möglich noch notwendig
TOC	$mg*L^{-1}$	9,3	13,3	5	4,6	4	4,61	4,01	2,6	<7 (Jahresmittel)	O-Wert im Rhein derzeit und im Planfall trotz Frachterhöhung sicher eingehalten
Chlorid	$mg*L^{-1}$	-	-	-	-	-	-	-	12,5	≤ 200 (Jahresmittel)	O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten, im Planfall leichte Entlastung → keine Mischungsrechnung notwendig-
Sulfat	$mg*L^{-1}$	-	-	-	-	-	-	-	25,3	≤ 220 (Jahresmittel)	O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten, im Planfall deutliche Entlastung → keine Mischungsrechnung notwendig
pH-Wert	-	6…8,5	6…8,5	6…8,5	8,31	8,26	-	-	7,84,,,8,31	7…8,5 (Jahresmittel)	O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten, im Planfall nicht mit einfacher Mischungsrechnung prüfbar → siehe Darstellung im Abschnitt 5.5.2.2

Parameter	Einheit	NN1/2+ KW3 Sommer-HJ	NN+KW3 Winter-HJ	KW4 ganzjährig	Rhein Mst. Weil IST Sommer Max (2013-2017)	Rhein Mst. Weil IST Winter Max (2013-2017)	Rhein Mst. Weil PLAN Sommer Max	Rhein Mst. Weil PLAN Winter Max	Jahresmittel bzw. -extrema 2015-2017	Orientierungswert	Methodische Hinweise und Beurteilung
Eisen	$mg*L^{-1}$	-	-	-	-	-	-	-	-	≤ 0,7 (Jahresmittel)	Weder Uberwachungsparameter noch indirekt beeinflusst, außerdem an der Station Weil nicht in der Wasserphase gemessen → irrelevant für die Beurteilung des Vorhabens
o-PO_4-P	$mg*L^{-1}$	-	-	-	-	-	-	-	0,012	≤ 0,07 (Jahresmittel)	O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten. Kein Uberwachungsparameter, potenziell eutrophierende Wirkung der Einleitung ist über P_{gesamt} bereits abgebildet → Mischungsrechnung weder möglich noch notwendig
P_{gesamt}	$mg*L^{-1}$	0.198	0.290	0,1	0,076	0,110	0,076	0,110	0,031	≤ 0,1 (Jahresmittel)	O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten, im Planfall keine Verletzung O-Wert möglich da Ü-Wert für erhöhte Kühlwassermenge KW3/4 = Orientierungswert OGewV.
$N_{anorg.}$	$mg*L^{-1}$	1.32	2.55		1,9	2,4			1,42	-	Im Planfall keine Frachterhöhung → keine Mischungsrechnung notwendig. Kann im Idealfall vollständig als NO_3-N (Mittelwert 2013-2017 1,31 $mg*L^{-1}$), aber auch in den drei folgenden Bindungsformen vorliegen.
NH_4-N	$mg*L^{-1}$	1.32	2.55		0,057	0,075	0,057	0,075	0,040	≤ 0,1 (Jahresmittel)	Fraktion des Antragsparameters N_{anorg}, der im Pessimalfall vollständig als NH_4-N vorliegen kann (Ausfall Nitrifikation). Deshalb N_{anorg} hier auf der sicheren Seite liegend zu 100% als NH_4-N angesetzt. O-Wert im Rhein bei Annahme vollständiger Vermischung sicher eingehalten; ggf. temporär lokale Effekte in der Einleitfahne siehe Darstellung im Abschnitt 6.5.2.2.

Para-meter	Einheit	NN1/2+ KW3 Sommer-HJ	NN+KW3 Winter-HJ	KW4 ganz-jährig	Rhein Mst. Weil IST Som-mer Max (2013-2017)	Rhein Mst. Weil IST Win-ter Max (2013-2017)	Rhein Mst. Weil PLAN Sommer Max	Rhein Mst. Weil PLAN Winter Max	Jahres-mittel bzw. -extrema 2015-2017	Orientier-ungswert	Methodische Hinweise und Beurteilung
NH_3-N	$mg*L^{-1}$				0,0037	0,0023	-	-	0,0011	≤ 0,002 (Jahresmit-tel)	Das Dissoziationsgleichgewicht zwischen NH_4^+ und NH_3 verschiebt sich bei hoher Wassertemperatur + hohem pH zum freien Ammoniak, O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten, keine Frachterhöhung N_{anorg} im Planfall. ggf.temporär lokale Effekte in der Einleitfahne → siehe Darstellung im Ab-schnitt 5.5.2.2
NO_2-N	$mg*L^{-1}$	1.32	2.55		0,02	0,19	0,020	0,190	0,011	≤ 0,050 (Jahresmit-tel)	Fraktion des Antragsparameters N anorg., der bei gestörter Nitrifikation teilweise als NO2-N vorliegen kann. Deshalb Nanorg hier auf der sicheren Seite liegend zu 100% als NO2-N angesetzt. O-Wert im Rhein derzeit sicher eingehalten, keine Frachterhöhung $N_{anorg.}$ im Planfall.
Tempe-ratur	°C	33	33	33	24,7	14,11	24,703	14,120	24,49 / 10,14	23 / 10 (max. So.- bzw. Wi-HJ 3 (ΔT)	O-Wert Maxima So+Wi insbesondere im Sommer bereits im Ist-Zustand regelmäßig überschritten → tendenziell Verschlechte-rung → siehe Darstellung in Abschnitt 5.1.5 und6.5.2.2

5.1.1 Sauerstoff

Der Sauerstoffhaushalt des Flusses ist ein dynamisches System, das bei dem gegebenen hohen Verdünnungsverhältnis der Einleitung kaum über direkte Mischeffekte, möglicherweise aber über indirekte Effekte infolge von Änderungen der Randbedingungen (Wassertemperatur, BSB-Fracht, Ammoniumfracht…) beeinflusst werden könnte.

Im Ist-Zustand wird der Orientierungswert von 7 $mg*L^{-1}$ als Jahresminimum an den maßgeblichen Messstellen des OWK eingehalten. Für den Ist- und Planzustand wird in Abschnitt 5.5.1 eine Fallbetrachtung geführt, um die Wirkung gegenläufiger Veränderungen einzelner Randbedingungen (entlastend: leichte Frachtreduzierung BSB5, belastend: Erhöhung der Kühlwassermenge und damit des Wärmeeintrages) einzuschätzen.

5.1.2 TOC

Die TOC-Konzentration erhöht sich Planfall gegenüber dem Ist-Zustand bei voller Durchmischung um einen Betrag in der Größenordnung ≤ 0,01 $mg*L^{-1}$. Im Ist-Zustand wie im Planfall wird der Orientierungswert von 7 $mg*L^{-1}$ als Jahresmittel mit weitem Abstand sicher eingehalten.

Die Bestimmungsgrenze der TOC-Messroutine an der Station Weil[5] liegt bei 0,5 $mg*L^{-1}$. Üblich ist bei TOC-Messungen die Ergebnisangabe mit einer Nachkommastelle. Die Veränderung im Planfall ist unter der Annahme einer vollständigen Durchmischung also vernachläsigbar klein und nicht zuverlässig messbar.

Da trotz der Erhöhung der TOC-Fracht keine entsprechenden Zunahmen der AFS- und BSB5-Fracht eintreten, umfasst das summarisch gemessene Spektrum von organischen Verbindungen also keine zusätzlichen sedimentierfähigen und leicht oxidativ abbaubaren Stoffe. Deshalb ist auch im Bereich der nur teilweise eingemischten und weniger verdünnten Einleitfahne nicht mit indirekten nachteiligen Wirkungen für die lokalen Sedimentverhältnisse zu rechnen und die lokale Sauerstoffdynamik zu rechnen.

5.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert des Rheins oszilliert im Jahresgang in einem begrenzten Wertebereich ohne Risiko der Orientierungswert-Verletzung. Dies ist auf ein hinreichendes geogenes Pufferungsvermögen des Rheinwassers und die sehr moderate Trophie zurück zu führen, die keine extrem hohe photosynthetische Primärproduktion mit intensivem Einfluss auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zulässt. Da die Einleitung verhältnismäßig stark vedünnt wird, selbst keine extremen pH-Werte aufweist und im Gesamt-Härtebereich um 8°…10° dH liegt (nahe den mittleren Verhältnissen im Rhein mit 9,3° dH), sind auch keine direkten oder indirekten nachteiligen Wirkungen zu erwarten.

5.1.4 Ammonium und freies Ammoniak

Obwohl die Ammoniumkonzentration des Rheins im Jahresgang nur moderat oszilliert und sicher unter dem Orientierungswert der OGewV liegt, treten in Einzelsituation rechnerisch ungünstige Ammoniakwerte auf. Dies ist bei leicht basischen pH-Werten im Sommerhalbjahr (≤ 8,3) vor allem dem Einfluss der hohen Spitzentemperaturen auf die Lage des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes geschuldet.

[5] Für diese und weitere Angaben im Text zu Bestimmungsgrenzen siehe die Dokumentation der Messverfahren der EAWAG an den NADUF-Stationem, darunter auch die Station Weil: https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/hydrologie/fachinfo-daten/naduf-methoden-chemische-analysen-eawag-2018.pdf.download.pdf/Methoden_NADUF_2018_D.pdf

Für den Ist- und Planzustand wird in Abschnitt 5.5.2 eine Fallbetrachtung geführt, um die Randbedingungen für das denkbare lokale und temporäre Überschreiten kritischer Ammoniakkonzentrationen im Überlagerungsbereich von teilvermischter Einleitfahne und wertgebender aquatischen Habitaten einzugrenzen.

5.1.5 Wassertemperatur

Die zulässige Aufwärmspanne nach OGewV Anl. 7 (ΔT = 3 K) wird aufgrund des großen Verdünnungsverhältnissen bei vollständiger Durchmischung der Einleitung in jedem Fall eingehalten. Die zulässigen Maximaltemperaturen im Sommer und Winter (23°C / 10°C) werden jedoch im Ist-Zustand bereits deutlich überschritten. Die beantragte Einleitung führt dem Gewässer durch die erhöhte Kühlwassermenge künftig noch mehr Wärme zu.

Abbildung 3-15 und Abbildung 3-16 zeigen dies beispielhaft anhand der Differenzbeträge Plan-Ist in einer warmen Hochsommer- und einer Dezembersituation bei gleichem Durchfluss (MNQ).

Die Absolutgröße dieses Effektes ist bei voller Durchmischung allerdings im Routinemonitoring an der Messstation Weil kaum noch messbar: die Messwertauflösung von robusten, feldtauglichen Temperatursensoren im Gewässermonitoring (Platin-Elektrode)[6] liegt im Bereich zwischen 0,3 und 0,1 K und damit im Sommer eine Zehnerpotenz und mehr über dem zu messsenden Effekt. Im Bereich der WRRL-Morphologiemaßnahme „Salzlände“ beträgt die rechnerische Erwärmung nur noch ΔT ≤ 0,006 K.

Nimmt man 0,1 K als kleinste zuverlässig messbare Erhöhung der Wassertemperatur, dann wäre der thermische Einfluss flussab der Einleitung in der beispielhaft betrachteten Dezember-Situation maximal bis in eine Entfernung von ca. 1,6 km (Unterschreitung ΔT = 0,05 K) messbar. Im Bereich der WRRL-Morphologiemaßnahme „Salzlände“ beträgt die rechnerische Erwärmung in diesem Fall ΔT ≤ 0,017 K.

Am lokalen Wirkort wie auch an den maßgeblichen Messstellen des OWK nicht zuverlässig messbare Effekte ermöglichen für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten weder die Vorhersage von quantifizierbar nachteiligen Verschiebungen der Zustandsklasse ex ante noch die Erfassung und kausale Zuordnung von Ursache und Wirkung im WRRL-Monitoring ex post [7].

[6] Platin-Meßwiderstand PT100/PT1000: Meßwertauflösung (= Anzeige bzw. Speicherwert im Logger) = 0,1 K und Genauigkeit (max. Abweichung von einem geeichten Labor-Präzisionsthermometer) = 0,3 K. Modernere Sensoren sind mit Thermistor-Elementen ausgestattet und lösen tatsächlich bis 0,1 K auf. An der der Messstelle Weil der Nationalen Daueruntersuchung der Fliessgewässer (NADUF) wird ein Temperatursensor Camille Bauer/Eurax V604 mit PT100 (3 Leiter) und einer Messgenauigkeit von 0,15 + 0,02 K/°C genutzt (siehe https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/hydrologie/fachinfo-daten/naduf_verwendetemesselektroden.pdf.download.pdf/naduf_verwendetemesselektroden.pdf)

[7] *„Bei der Beurteilung, ob eine Verschlechterung im Hinblick auf den chemischen oder ökologischen Zustand vorliegt, sind nur messbare oder sonst feststellbare künftige Veränderungen aufgrund des geplanten Vorhabens relevant. Eine Veränderung, die in Bezug auf den jeweiligen Wasserkörper voraussichtlich messtechnisch nicht nachweisbar sein wird, stellt keine Verschlechterung dar. Dies gilt unabhängig von dem Zustand des Gewässers”.* MUKE BW (2017), S. 12

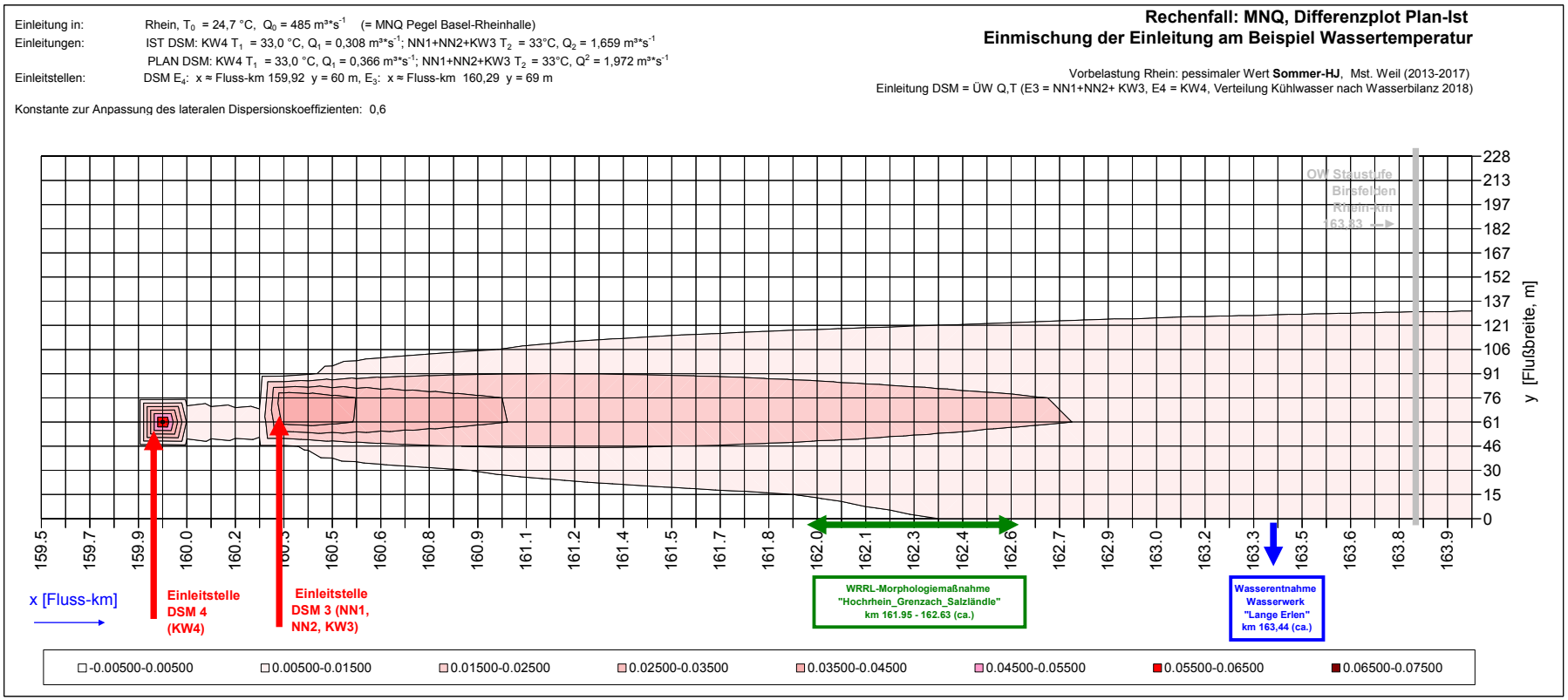


Abbildung 5-1: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach: Wassertemperatur (Sommer) bei MNQ: Differenzbeträge PLAN-IST ohne Überlagerung mit anderen Einleitern

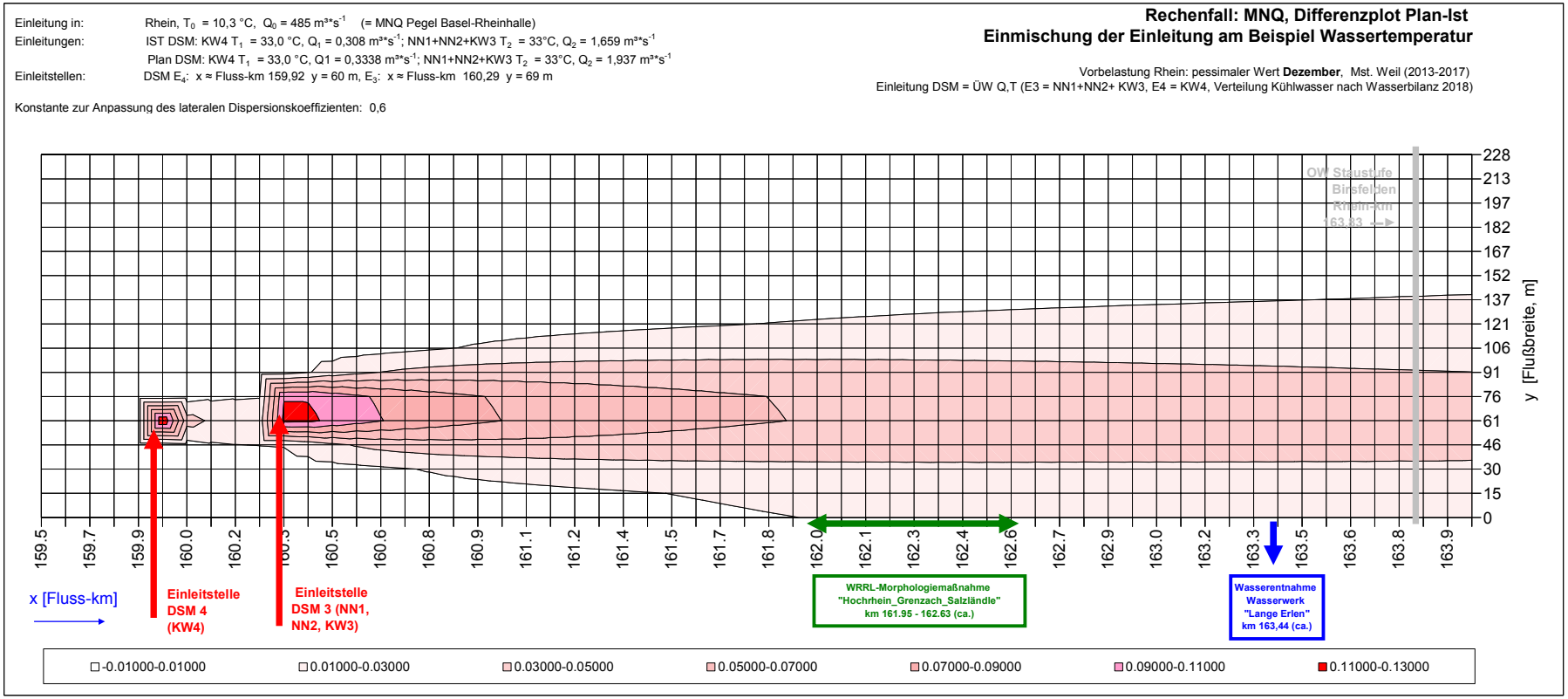


Abbildung 5-2: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach: Wassertemperatur (Dezember) bei MNQ: Differenzbeträge PLAN-IST ohne Überlagerung mit anderen Einleitern

Potenzielle Wirkungen erhöhter Wassertemperaturen (z.B. in der kalten Jahreszeit als Trigger von Migration und Gonadenreifung bei kaltwasserlaichenden Fischen und im Sommer als Stressfaktor für die Respiration) sind angesichts der bisher gemessenen Wassertemperaturen im Hochrhein durchaus plausibel, aber letztendlich trägt die hier betrachtete Einleitung quantitativ nur zum „Hintergrundrauschen" des auch ohne die beantragte Einleitung weit von den Orientierungswerten entfernten Wärmehaushaltes des Hochrheins bei

In wieweit die geringen Veränderungen der Wassertemperatur gemeinsam mit weiteren Veränderungen stofflicher Einleitparameter über indirekte Effekten an weiteren stofflichen Wirkungen beteiligt sind (Sauerstoffhaushalt, Lage des Ammonium-Ammoniak-GGW), wird in den nächsten Abschnitten untersucht.

5.2 Chemische Parameter nach Anl. 6 und 8 OGewV 2016

Die in Oberflächengewässern geltenden Umweltqualitätsnormen (UQN) für flussgebietsspezifische Schadstoffe, prioritäre und sonstige Stoffe sind in den Anlagen 6 und 8 zur OGewV 2016 aufgelistet. Die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen wird im Hinblick auf solche Schadstoffe überwacht, die in nennenswerten Mengen in das jeweilige Gewässer gelangen können. Kriterium dafür ist die erwartete Überschreitung von 50% der UQN auf der Grundlage von Emissionsbetrachtungen und/oder Überblicksuntersuchungen.

Beurteilungsgrundlage bei den Stoffen nach Anl. 6 und 8 ist in den meisten Fällen der Jahresdurchschnitt. Bei 14 der 67 Stoffe nach Anl. 6 sowie bei 28 der 46 Stoffe nach Anlage 8 kommt als weiteres Kriterium zum Jahresdurchschnitt noch eine zulässige Höchstkonzentration hinzu; in diesen Fällen ist für die Einstufung in den guten chemischen Zustand die Einhaltung beider Kriterien erforderlich. Da im vorliegenden Fall aber insgesamt nur 3 Einleitparameter aus den Anl. 6 und 8 relevant sind, werden diese ohne tabellarische Übersicht in den nächsten Abschnitten direkt abgehandelt.

5.2.1 Zink

Die DSM-Einleitung trägt bisher ca. 0,21% und künftig ca. 0,23% zur Gesamtfracht des Rheins beim Zink bei. Der zusätzliche jährliche Frachtbeitrag von ca. 0,044 t, selbst wenn er vollständig auf die schwebstoffgebundene Fraktion angerechnet werden würde, ist im Verhältnis zur Genauigkeit von Konzentrations- und Frachtmessungen der Schwebstofffraktion vernachlässigbar klein[8]. Die UQN nach Anl. 6 OGewV (800 mg Zn*kg^{-1} Schwebstoff) wird auch im Planzustand mit weitem Abstand sicher eingehalten. Selbst die deutlich strengere Zielvorgabe der IKSR von 200 mg*kg^{-1} im 90-Percentil kann eingehalten werden (das 90-Percentil lag im Zeitraum 2013-2017 im Bereich zwischen 107,5% und 134% des jeweiligen Jahresmittelwertes).

Die Schweizer GSchV nennt als Grenzwert für Zink (gesamt) einen Maximalwert von 20 µg*L^{-1} und für Zink (gelöst) einen Maximalwert von 5 µg*L^{-1}. Auch diese Werte sind aufgrund der geringen Vorbelastung auch im Planzustand weit unterschritten.

[8] Differenz PLAN-IST < Bestimmungsgrenze Messstation Weil (Zn im Schwebstoff 10 mg *kg^{-1})

Tabelle 5-3: Zink im Rhein, Jahresmittelwerte, Messstation Weil

(Jahresmittelwerte, soweit nicht ausdrücklich anders angegeben)

Jahr	Fracht Zn gesamt		Fracht Zn gelöst		Fracht Zn im Schwebstoff (Frachtdifferenz gesamt - gelöst)	Frachtanteil im Schwebstoff	Zn im Schwebstoff IST	Zn im Schwebstoff IST 90-Percentil	zusätzlicher Frachteintrag DSM (PLAN)	Zn im Schwebstoff PLAN Annahme: Fraktionierung Zusatzeintrag: $Zn_{Schwebstoff} / Zn_{gesamt}$ = IST	Zn im Schwebstoff PLAN Annahme: Fraktionierung Zusatzeintrag: 100% im Schwebstoff
	$kg*d^{-1}$	$t*a^{-1}$	$kg*d^{-1}$	$t*a^{-1}$	$t*a^{-1}$		$mg*kg^{-1}$	$mg*kg^{-1}$	t/a	$mg*kg^{-1}$	$mg*kg^{-1}$
2013	192,9	70,41	57,5	20,99	49,42	70,2%	148,3	180	0,044	148,4	148,4
2014	151,1	55,15	74,9	27,34	27,81	50,4%	155,0	190	0,044	155,1	155,2
2015	146	53,29	45	16,43	36,87	69,2%	140,0	160	0,044	140,1	140,2
2016	180	65,70	74,9	27,34	38,36	58,4%	138,0	185	0,044	138,1	138,2
2017	132	48,18	50,6	18,47	29,71	61,7%	146,0	157	0,044	146,1	146,2

5.2.1 Nickel

Durch unveränderten Überwachungswert hinsichtlich der Konzentration und leicht reduzierte Jahresfracht sind die Veränderungen dieses Parameters sehr gering (≤ 0,01 µg*L^{-1}) und scheinen rechnerisch leicht entlastend zu wirken. Allerdings ergeben sich die nunmehr beantragten Werte nicht aus einem quantitativ spürbar verändertem Stoffaufkommen, sondern hauptsächlich aufgrund einer die aktuellen Verhältnisse präziser erfassenden Sollfrachtberechnung mit Bereinigung von Rundungseffekten. Nachteilige Wirkungen sind nicht erkennbar

5.2.2 Nitrat

Die theoretische pessimale Situation in Bezug auf diesen Parameter ist gegeben, wenn $N_{anorg.}$ im Gesamtablauf als Nitrat vorliegt, d.h. wenn in der ARA zwar die Nitrifikanten effektiv arbeiten, aber nicht denitrifiziert wird. Selbst in diesem Falle wäre der aus den Überwachungswerten für die Teilströme resultierende Wert im gemeinsamen Ablauf von ARA und KW4 wesentlich geringer als die Nitrat-N-UQN für das Fließgewässer insgesamt (50 mg*L^{-1} bzw. 11,3 mg*L^{-1} Nitrat-N, siehe Tabelle 5-1, Zeile „$N_{anorg.}$“). Eine Verschlechterung oder künftige Gefährdung des Bewirtschaftungsziels ist damit ausgeschlossen.

Analog gilt dies auch für die Zielwertvorgabe der LAWA (2014) für N_{gesamt} zum Meeresschutz (Zielwert ≤ 3,2 mg*L^{-1} TN > $N_{anorg.}$ im gemeinsamen Ablauf von ARA und KW4).

5.3 Sonstige chemische Parameter

Weitere Wasserinhaltsstoffe können in der Produktion auftreten, sind jedoch nicht in den hier relevanten Anhängen der AbwV oder in der OGewV mit UQN oder Orientierungswerten geregelt. Zudem können zur Erkennung von Unregelmäßigkeiten im Betriebsablauf sowohl weitere stoffliche Summenparameter als auch unspezifische biologische Effektgrößen herangezogen werden. Derartige Parameter sind bereits in der aktuellen Erlaubnis enthalten.

5.3.1 Bromid

Bromid kann durch Ozonierung zu Bromat umgesetzt werden. Die Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon ist eine erprobte und zuverlässige Technik zur Reduzierung des Eintrags von organischen Mikroschadstoffen, insbesondere Medikamentenrückständen, in Gewässer. Die Einführung derartiger Behandlungsschritte kommunalen Kläranlagen ist in Deutschland noch in der Diskussion, in der Schweiz jedoch bereits gesetzlich vorgegeben. Das dabei entstehende Bromat gilt allerdings als potenziell karzinogen und mutagen und steht im Verdacht, auch nicht karzinogene Organschädigungen, Entwicklungs-, Reproduktions- und Immuntoxizität zu verursachen. Die Empfehlung für das «akute Qualitätskriterium» (AQK) und das «chronische Qualitätskriterium» (CQK) für Bromat in Oberflächengewässern der Schweiz liegt bei jeweils 50 µg L^{-1} (ÖKOZENTRUM 2015). Die Deutsche wie auch die Schweizer Trinkwasserverordnung (2016) nennen einen Grenzwert von 10 µg*L^{-1} für Bromat.

Der „Fachbrief Bromat“ des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe NRW (2018) fasst unter Bezugnahme auf Veröffentlichungen von SOLTERMANN et al. (2016) den Kenntnisstand zur Bromatbildung durch Ozonierung wie folgt zusammen:

> *„Vorwiegend kommunal geprägte Einzugsgebiete ohne problematische industrielle Einleiter weisen meist Bromidkonzentrationen unter 100 µg/L auf. Für solche Abwässer liegt die zu erwartende Bromatbildung bei typischen spezifischen Ozondosierungen von 0,5 bis 0,7 mg O_3/mg DOC unter 10 µg/L. Mit zunehmendem Anteil industrieller Einleiter wurden Bromidkonzentrationen im Bereich von 100 bis 400 µg/L festgestellt, die im Falle von relevanten Großeinleitern auch deutlich über 400 µg/L ansteigen können. Im Bereich von 100 bis 400 µg/L kann es je nach Abwasserzusammensetzung und Ozondosierung zu deutlichen Überschreitungen des Trinkwassergrenzwertes von 10 µg/L Bromat kommen. Bei Bromidkon-*

zentrationen über 400 µg/L ist prinzipiell mit einer stark erhöhten Bromatbildung und einer Überschreitung sowohl des Trinkwassergrenzwertes für Bromat als auch des Vorschlags für eine Umweltqualitätsnorm des Ökotoxzentrums zu rechnen."

Beim Unterlieger der hier betrachteten Einleitung, den IWB mit der Rohwasserentnahmestelle des Wasserwerkes (WW) „Lange Erlen", wird derzeit folgender Aufbereitungsprozess betrieben:

Entnahme aus dem Rhein → Schnellfiltration (Sandschnellfilterfilter) → Bodenfiltration zur Grundwasseranreicherung → Hebung nach Bodenpassage aus 8…15 m Tiefe → Entsäuerung (Belüftung) → Entfernung von Spurenstoffen (Aktivkohlefilter) → Desinfektion (UV-Bestrahlung) → Netzeinspeisung.

Der Anteil des Filtrats am gehobenen Grundwasser erreicht je nach Lage des betrachteten Brunnens eine Größenordnung zwischen 45% und 100% (Rückrechnung unter Nutzung des Chlorid als Tracer in RÜETSCHI 2004).

Daraus ist zu schließen, dass Konzentrationen eines Wasserinhaltstoffes im Rhein durch Verschnitt mit dem natürlichen Grundwasser der Langen Erlen nicht in absoluter Höhe auf die Beschaffenheit des geförderten Trinkwassers durchschlagen, sondern eine gewisse Dämpfung erfahren.

Allerdings geht aus veröffentlichten Daten der IWB hervor, dass sich in den letzten 17 Jahren das Niveau der Bromid-Konzentration im WW „Lange Erlen" mehr als verdoppelt hat. Zum Vergleich enthält die Tabelle auch die wenig veränderten Fluorid-Konzentrationen im WW „Lange Erlen", die einen konservativen Wasserinhaltsstoff ohne steigende industrielle Einleitungen repräsentieren.

Tabelle 5-4: Entwicklung der Bromid- und Fluorid-Konzentrationen im WW „Lange Erlen"

Parameter	Jahr	Minimum	Mittelwert	Maximum	Quelle
Bromid [mg*L-1]	2001	0,016	0,030	0,042	RÜETSCHI (2004)
	2018	0,043	0,067	0,116	IWB (2019)
Fluorid [mg*L-1]	2001	0,11	0,12	0,13	RÜETSCHI (2004)
	2018	0,10	0,11	0,12	IWB (2019)

Unter ungünstigen Bedingungen (Durchfluss im Rhein ≤ MNQ und maximale Einleitintensität der Oberlieger) können sich im Extremfall bei MNQ Rohwasser-Konzentrationen von Bromid in einer Größenordnung um 0,3…0,4 $mg*L^{-1}$ ergeben, die durch die lokalen Einleiter einschließlich DSM noch erhöht werden, ohne dass es bis zum Entnahmepunkt ca. 2,8 km flussab am rechten Rheinufer zu einer vollständigen Quervermischung der Einleitfahne kommt.

Da sich hier die Einleitungen von zwei lokalen Emittenten nahe der Rohwasserentnahme überlagern, sind kleinräumig ungünstige Bromidkonzentrationen nicht auszuschließen. Eine rechnerische Relevanzprüfung war im Rahmen dieses Gutachtens aber nicht möglich, da die Einleitdaten des zweiten lokalen Emittenten nicht zur Verfügung standen.

Bei alleiniger Betrachtung der DSM-Einleitung zeichnet sich die Zone einer Entlastung durch die reduzierte Bromid-Einleitfracht in Abbildung 5-4 deutlich ab. Damit ist tendenziell auch ein leichter Rückgang der Bromidkonzentration im Rohwasser des Wasserwerkes „Lange Erlen" verbunden.

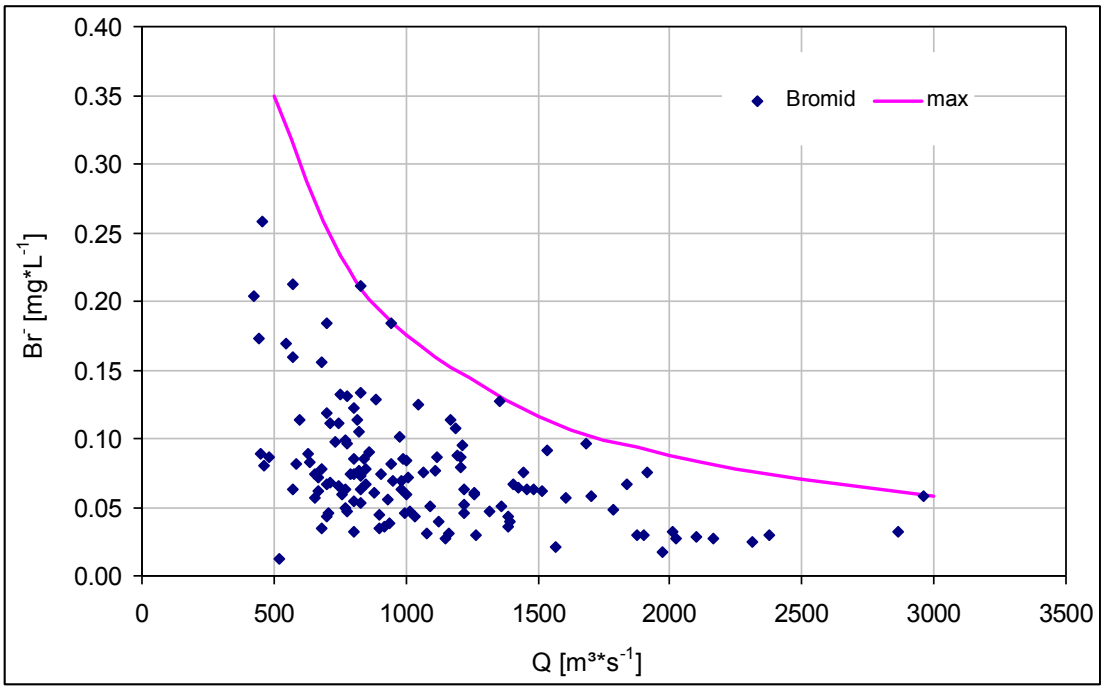


Abbildung 5-3: Abschätzung der maximalen Bromidfracht des Rheins an der Messstelle Weil

Aufgetragen sind Einzelmesswerte der querschnittsgemittelten Bromidkonzentration gegen den Durchfluss Q an der Messstation Weil 2013-2017. Die Form der Punktwolke indiziert die Herkunft des Bromids aus variablen Quellen, die jedoch meist unterhalb des jeweils möglichen Maximums emittieren. Der durchgezogene Graph verbindet die Maxima einzelner Durchflussstufen. Seine Einzelwerte lassen sich mit der Funktion $[Br^-] = \text{max. Sekundenfracht } Br^- / Q$ beschreiben. Eine iterative Parameteranpassung ergab eine maximale Sekundenfracht von ca. 175 $g*s^{-1}$, was einer maximalen Tagesfracht von ca. 15.12 t Bromid entspricht. Diese Fracht kennzeichnet (nach Abzug der Bromid-Tagesfrachten von DSM und dem zweiten lokalen Emittenten) auch gleichzeitig die pessimale Vorbelastung des Rheins oberhalb der Einleitstelle DSM.

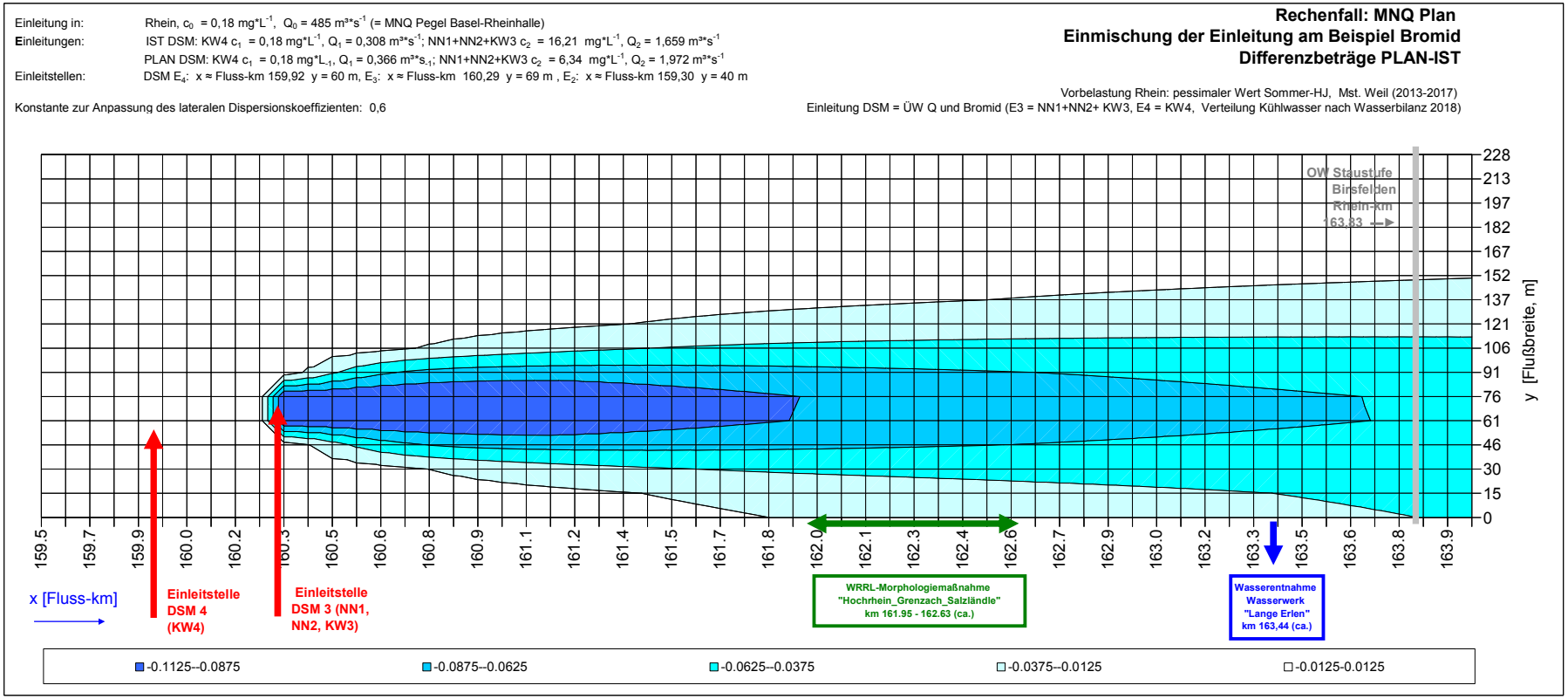


Abbildung 5-4: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach für Bromid bei MNQ: Differenzbeträge PLAN-IST ohne Überlagerung mit anderen Einleitern

5.3.2 CSB

Der **CSB** (Chemischer Sauerstoffbedarf) ist die Menge an Sauerstoff, die zur vollständigen Oxidation von oxidierbaren Stoffen einer Wasserprobe unter Verwendung eines starken Oxidationsmittels (Kaliumdichromat) benötigt wird.

Der Summenparameter hat aufgrund der vielen erfassten Verbindungen (überwiegend organische, aber auch z.B. Ammonium) keine ökotoxikologische Relevanz und ist demzufolge auch nicht in die Anhänge der OGewV aufgenommen worden. Allerdings lässt sich die biologische Abbaubarkeit der organischen Restbelastung des ARA-Ablaufes über das Verhältnis von BSB/CSB grob abschätzen.

Die Überwachung als Summenparameter kann zur pauschalen Feststellung von Leistungseinbrüchen oder Ausfällen einzelner Schritte der Aufbereitung und Behandlung von Abwässern wie auch von Stoßbelastungen durch ungewollte Stofffreisetzungen in Produktions- und Logistikprozess beitragen.

Zum Antragsgegenstand und Ü-Wert wird der CSB nicht aus gewässerökologischen Gründen, sondern aufgrund der Sollfracht-Ermittlung für die zu behandelnden Abwässer nach Anh. 22 AbwV und als traditioneller Bestandteil der Ermittlung von Schadstoff-Einheiten für die Abwasserabgabe.

Detaillierte Betrachtungen zu den Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten und damit auf den ökologischen Zustand des Einleitgewässers sind daher im hier relevanten Konzentrationsbereich weder sinnvoll noch möglich.

5.3.3 AOX

AOX (Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene) repräsentieren eine Vielzahl von an Aktivkohle adsorbierbaren organischen Verbindungen, die jeweils mindestens ein Chlor-, Brom- oder Jodatom enthalten.

Der Summenparameter hat aufgrund der vielen erfassten organischen Verbindungen keine ökotoxikologische Relevanz (DVWK 1996) und ist demzufolge auch nicht in die Anhänge der OGewV aufgenommen worden. Die Überwachung als Summenparameter kann zur pauschalen Feststellung von Leistungseinbrüchen oder Ausfällen einzelner Schritte der Aufbereitung und Behandlung von chemischen Produktionsabwässern wie auch von Stoßbelastungen durch ungewollte Stofffreisetzungen in Produktions- und Logistikprozess beitragen.

Zum Antragsgegenstand und Ü-Wert wird AOX nicht aus gewässerökologischen Gründen, sondern aufgrund der Sollfracht-Ermittlung für die zu behandelnden Abwässer nach Anh. 22 AbwV und als traditioneller Bestandteil der Ermittlung von Schadstoff-Einheiten für die Abwasserabgabe.

Detaillierte Betrachtungen zu den Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten und damit auf den ökologischen Zustand des Einleitgewässers sind daher im hier relevanten Konzentrationsbereich weder sinnvoll noch möglich.

5.4 Giftigkeits-Parameter

Die Giftigkeitsparameter (Fischei-, Daphnien-, Algen- und Leuchtbakterien–Test sowie ein Test auf ergbutverändernde Substanzen) dienen der unspezifischen Überwachung des Gesamtablaufes hinsichtlich toxischer Stoffe und Betriebsstörungen aller Art. Die Kombination von Tests mit unterschiedlichen Organismengruppen zielt auf eine möglichst breite Abdeckung potenzieller Effekte für die Gewässerbiozönose. Ein bestimmtes stoffspezifisches Wirkprinzip kann dem Testergebnis allerdings nicht zugeordnet werden. Die Überschreitung eines Ü-Wertes hätte deshalb vertiefte Sonderuntersuchungen zur Folge, um

den toxischen Stoff bzw. das toxisch wirkende Stoffgemisch zu identifizieren und technische Gegenmaßnahmen in der Abwasserbehandlung zu ergreifen. Eine gewässerökologische Einschätzung in Hinsicht auf Verschlechterungsverbot bzw. Zielerreichung im Sinne der WRRL ist deshalb für diese Warn-Parameter nicht sinnvoll.

5.5 Indirekte Auswirkungen der Einleitung von Nähr- und Zehrstoffen auf die Wasserbeschaffenheit des Rheins

5.5.1 Sauerstoffbilanz des Rheins

Zur Abschätzung der Auswirkungen der Ablaufbelastung auf den Sauerstoffhaushalt des Gewässers eignet sich ein einfaches stationäres STREETER-PHELPS-Modell. Dieses Modell überlagert den Sauerstoffverbrauch (durch Abbau oxidierfähiger organischer Stoffe und Ammoniumoxidation) mit dem physikalischen Sauerstoffeintrag an der Wasseroberfläche während des Fließens und schätzt daraus die Sauerstoffkonzentration in Anhängigkeit von der Fließzeit bzw. Entfernung von der Einleitstelle unter Annahme vollständiger Durchmischung.

Das klassische STREETER-PHELPS-Modell ist in der gütewirtschaftlichen Standardliteratur seit langem eingeführt, so dass hier nur auf die Quellen der jeweiligen Ansätze verwiesen wird:

STREETER-PHELPS-Modell	Gl. 21.10, 21.11 in CHAPRA (1997)
Belüftungsbeiwert k_a während des Fließens:	nach O'CONNOR & DOBBINS (1958)
Temperaturanpassung:	Gl. 20.36 in CHAPRA (1997)
Beiwert k_d für den oxidativen Abbau:	nach PELLETIER (2012)
Temperaturanpassung:	Gl. 2.44 in CHAPRA (1997)

Die Sauerstoffkonzentration an einem flussab der Einleitstelle gelegenen Beurteilungspunkt wird unter ansonsten gleichbleibenden Randbedingungen durch das Verhältnis von Belüftungs- zur Abbauraterate bestimmt. Beide Prozessraten sind ebenso wie die Fließzeit durchflussabhängig. Sie erhöhen sich außerdem mit zunehmender Wassertemperatur. Ein EXCEL-basiertes Rechenschema ist frei verfügbar[9].

Da nicht alle Grundlagendaten für die Erzeugung eines realistischen Sauerstofflängsschnittes verfügbar sind, wird eine Fallbetrachtung durchgeführt. Die zugrunde liegenden Berechnungen beruhen auf der Überlagerung von zwei hochsommerlichen Situationen mit voller Ausnutzung der maximal zulässigen Einleitmengen, -frachten und –temperaturen im Ist- und Plan-Zustand. Die Rechenergebnisse sind in Tabelle 5-5 auf der nächsten Seite zusammengestellt.

Diese Fallbetrachtung ist extrem konservativ, weil potenziell entlastende Sachverhalte nicht berücksichtigt werden. So ist die worst-case-Annahme für den ARA-Ablauf $N_{anorg} = NH_4\text{-N}$ sehr unwahrscheinlich und nur bei starker Hemmung der Nitrifikanten möglich, die aber im realen Anlagenbetrieb nicht in dieser Intensität auftrat. Der aus dieser NH_4-N-Fracht resultierende N-BSB (Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation) würde gegenüber dem C-BSB erst zeitverzögert abgebaut. Die Wiederbelüftung eines Teilstromes an den jeweiligen Wehrüberfällen der Staustufen bleibt ebenso unberücksichtigt wie die tagsüber gegebene Sauerstoff-Produktion durch Photosynthese des Phytoplankton und Phytobenthos.

[9] PELLETIER, G. (2012): Departement of Ecology, State of Washington, USA
http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/pwspread/pwspread.html

Tabelle 5-5: Fallbetrachtung Sauerstoffhaushalt

Parameter	IST	PLAN	IST	PLAN
MNQ Rhein [m^3*s^{-1}]	485	485	485	485
Temperatur Rhein ohne Einleitung [°C]	24,7	24,7	26,6	26,6
Saurstoffsättigung	90%	90%	90%	90%
Sauerstoffkonzentration [$mg*L^{-1}$]	7,65	7,56	7,32	7,32
Einleitmenge gesamt (NN1+NN2+KW)	1,863	2,338	1,863	2,338
T_{max} (Ü-Wert) [°C]	33,3	33,0	33,0	33,0
T Rhein nach Einleitung [°C]	24,73	24,74	26,62	26,63
C-BSB5-Fracht [$kg*d^{-1}$]	180	168	180	168
N-BSB5-Fracht (pessimal: N_{anorg} = NH4-N) * 4,57 kg O_2 / kg N) [$kg*d^{-1}$]	1028	1028	1028	1028
Mittlere Fließgeschwindigkeit v [$m*s^{-1}$]	0,25	0,25	0,25	0,25
Mittlere Wassertiefe h [$m*s^{-1}$]	8,7	8,7	8,7	8,7
Belüftungskonstante k_a bei 24,74 bzw. 26,62 °C [d^{-1}]	0,085	0,085	0,089	0,089
Abbaurate k_d bei 24,74 bzw. 26,62 °C [d^{-1}]	0,286	0,286	0,312	0,312
Theoretische Sauerstoffkonzentration im Oberwasser des KW Birsfelden (ca. 3,5 km flussab) [$mg*L^{-1}$]	7,35	7,35	7,09	7,09
Theoretische Sauerstoffkonzentration im Oberwasser des Wehrs Märkt (ca. 13,8 km flussab) [$mg*L^{-1}$]	6,81	6,81	6,51	6,51
Theoretische Sauerstoffkonzentration im Oberwasser des KW Kembs (ca. 19,2 km flussab) [$mg*L^{-1}$]	6,57	6,57	6,25	6,25

In beiden Rechenfällen (24,7°C und 26,6°C) liegen die theoretischen Sauerstoffkonzentrationen an den drei Beurteilungspunkten (jeweils Oberwasser KW Birsfelden, Wehr Märkt, KW Kembs) im Planzustand geringfügig höher (< 0,005 $mg*L^{-1}$, im Routinemonitoring nicht messbar) als im Ist-Zustand. Die tendenziell nachteilige Wirkung der im Planfall durch Erhöhung der Kühlwassermenge leicht erhöhten Wassertemperatur wird also durch die beantragte Frachtreduktion beim BSB5 mehr als kompensiert. Insgesamt können damit gegenüber dem Ist-Zustand nachteilige Effekte des veränderten Einleitregimes auf die Sauerstoffverhältnisse in der unterliegenden Flussstrecke ausgeschlossen werden.

5.5.2 Verschiebung des Ammonium-/Ammoniak-Gleichgewichtes in der Einleitfahne

Zwar ist im Ergebnis der Mischungsrechnungen für Ammonium-Stickstoff die Einhaltung des Orientierungswertes (nach OGewV 2016 als Jahresmittelwert zu beurteilen) im Planzustand sicher. Die hohe sommerliche Wassertemperatur des Rheins in Verbindung mit temporär und lokal (Einleitfahne!) hohen Ammonium-Konzentrationen bei basischem pH-Wert macht jedoch eine Prüfung der resultierenden Lage des Ammonium/Ammoniak-Gleichgewichtes und der Konzentration von Ammoniak-N notwendig. Auch hier überlagen sich die nur teilweise im Querprofil vermischten Wärme- und Stickstoffeinleitungen von zwei Emittenten. Kleinräumig ungünstige Ammoniumkonzentrationen und ungünstige Temperaturverhältnisse können nicht ohne weiteres ausgeschlossen werden; der erste maßgeblich Beurteilungspunkt für den gemeinsamen Effekt ist die unterliegende WRRL-Maßnahmenstrecke „Salzlände“ am rechten Rheinufer westlich der Kesslergrube. Eine rechnerische Darstellung der Einleitfahnen war im Rahmen dieses Gutachtens nicht möglich, da die Einleitdaten des zweiten wesentlichen Emittenten nicht zur Verfügung stehen.

Somit kann hier nur auf eine Fallbetrachtung für pessimale sommerliche Verhältnisse des Rheins aus dem Zeitraum 2013-2017 zurückgegriffen werden. Dazu wird ein Spektrum von relativ hohen Ammoniumkonzentrationen aus einem für die überlagerte Einleitfahne plausiblen Bereich mit realen pessimalen pH- und Temperaturwerten überlagert und auf den Anteil des Ammoniums geprüft, der als freies Ammoniak vorliegt (Tabelle 5-6).

Als Beurteilungskriterien werden die fachlich geeigneten Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte für freies Ammoniak nach BWK-M7 herangezogen.

Für die an Hochrhein und Nebengewässern betriebene Wiederansiedlung anadromer Großsalmoniden (Lachs) sind die potenziellen Laichhabitate in den kühleren Rheinzuflüssen (z.B. Ergolz, Birs, Wiese) und ggf. in wenigen nicht staubeeinflussten Hochrheinstrecken flussauf bis zum Rheinfall Schaffhausen zu verorten. Die Jungfischhabitate liegen aber normalerweise flussab der eigentlichen Laichplätze. Sie sind durch einem hohen Anteil an Grobkies, Fliessgeschwindigkeiten im Bereich 0,1–0,5 $m*s^{-1}$ und Wassertiefen unter 30 cm gekennzeichnet (DÖNNI 2016, DÖNNI & NINCK-SPARLINGER 2019). Die Stauhaltungen Kembs und Birsfelden sind zwar hauptsächlich als Wanderkorridor relevant, aber nach den o.g. Merkmalen erscheint es möglich, dass die WRRL-Maßnahmenfläche „Salzlände“ und ähnliche Maßnahmen weiter flussab (Stadt Basel) mit ihren Kiesschüttungen künftig auch von juvenilen Großsalmoniden genutzt werden. Deshalb werden vorsorgend die Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte in der Variante für Großsalmoniden-Laichgewässer genutzt[10].

Betriebsstörungen mit teilweisem oder vollständigem Leistungseinbruch der Nitrifikation, die zu erhöhten Ammonium-Emissionen bei Kläranlagen führen, passen sich bei industriellen Kläranlagen, insbesondere im Chargen-Betrieb, erfahrungsgemäß in die Häufigkeitsstufen „mittel“ und „häufig“ ein. Die Dauer derartiger Situationen ist in der Regel auch „lang“ im Sinne des o.g. BWK-Merkblattes, da der Zeitbedarf von der Detektion des Leitungsabfalls bis zum korrigierenden Eingreifen und ggf. Wiedererreichen der vollen Leistungsfähigkeit nicht unerheblich ist.

Die Fallbetrachtung zeigt, dass die Größenordnung der gewählten Ammoniumkonzentrationen bei > 6 h anhaltenden Belastungsschüben vertretbar ist, wenn diese Ereignisse seltener als 4 x pro Jahr auftreten. Bei häufigerem Auftreten in dieser Dauerstufe wird der zugehörige Ammoniak-Grenzwert von 4 µg $N*L^{-1}$ deutlich überschritten. Durch Rückrechnung wurde eine Ammonium-Konzentration von 35 µg $N*L^{-1}$ bestimmt, mit der dieser Grenzwert auch unter hochsommerlichen Niedrigwasserbedingungen am Wirkort eingehalten werden kann. Die Einleitfahne von DSM allein erreicht am gewählten Beurteilungspunkt (WRRL-Maßnahmenstrecke „Salzlände“) bei MNQ eine Konzentration von ≤ 59,4 µg $N*L^{-1}$ (Abbildung 5-5). Legt man der Beurteilung der lokalen Situation nur die DSM-Einleitung zu Grunde, dann könnte mit einer Begrenzung des Anteils von Ammonium-N am $N_{anorg.}$ auf 50% (= 12,5 $mg*L^{-1}$ am Ablauf NN1+2) im Sommerhalbjahr die Entstehung kritischer freier Ammoniak-Konzentrationen vermieden werden. Ob dies auch bei Überlagerung mit der Einleitfahne des zweiten Emittenten im Zustrom zum Beurteilungspunkt zutrifft, kann mangels realer Einleitdaten im Rahmen dieses Gutachtens nicht geprüft werden.

[10] Ein konzeptionell ähnlicher Ansatz (dauerabhängiger Ammoniak-Grenzwert bei seltenen Ereignissen) wurde auch für die Beurteilung von Stoßbelastungen Rahmen des RREBEKA-Projektes (STORM-Richtlinie) von Schweizer Seite vorgeschlagen (ROSSI 2004 in Anlehnung an Whitelaw & de Solbé 1989).

Tabelle 5-6: Fallbetrachtung für die Bildung von freiem Ammoniak

Berechnung der Lage des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes
(Rechenansatz nach EMERSON et al. 1975)

Eingabe									**Rückrechnung für Kombination "lang + häufig"**
1. Temperatur Rhein(°C; 0<T<30):	24,7	24,7	24,7	24,7	26,6	26,6	26,6	26,6	26,6
2. pH Rhein (6,5<pH<9,0):	8,30	8,30	8,30	8,30	8,30	8,30	8,30	8,30	8,30
3. NH4-N (µg N/L):	50	75	100	125	50	75	100	125	**35**
Ausgabe									
1. Zwischenschritte									
FPH:	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
RATIO:	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5
pKa:	9,254	9,254	9,254	9,254	9,196	9,196	9,196	9,196	9,196
Anteil freies Ammoniak:	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%	11,27%	11,27%	11,27%	11,27%	11,27%
2. Freies Ammoniak (µg/L NH3-N):	**5,0**	**7,5**	**10,0**	**12,5**	**5,6**	**8,5**	**11,3**	**14,1**	**3,9**

Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte BWK-M7

Großsalmoniden-Gewässer	**Dauer**		
Häufigkeit	kurz (< 1h)	mittel (1 bis 6 h)	**lang (> 6 h)**
selten (n< 0,5)	200	150	100
mittel (0,5 ≤ n < 4)	150	40	**20**
häufig (4 ≤ n ≤ 25)	100	20	**4**

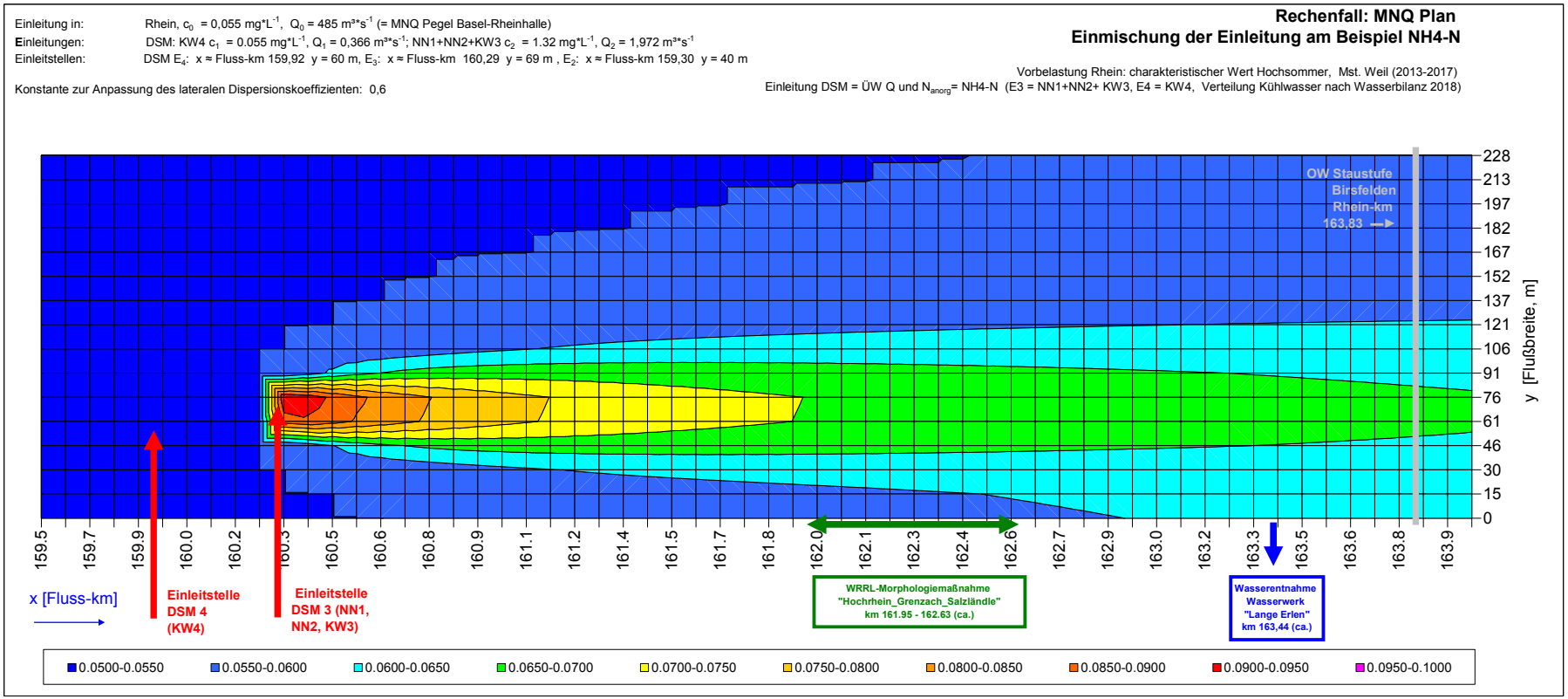


Abbildung 5-5: Quervermischung der Einleitfahne DSM Grenzach für NH_4-N bei MNQ

(pessimale Annahme: Überwachungswert $N_{anorganisch}$ = NH_4-N, d.h. starker Hemmung der Nitrifikation)

5.6 Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten

Auf Ebene des Wasserkörpers insgesamt gibt es derzeit keinerlei Hinweise darauf, dass einzelne chemisch-physikalische Güteparameter einschließlich pH eine Größenordnung erreichen, die zum Verfehlen des Guten Zustandes der einzelnen BQK (Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos, Phytoplankton) führen. Da es im Planfall bei den Makronährstoffen (P, N) keine Frachterhöhungen und bei der saprobiellen Belastung (BSB) sogar eine Entlastung geben wird, ist die Einhaltung der Orientierungswerte nach Anl. 6 OGewV mit Ausnahme der Wassertemperatur auch im Planfall sichergestellt. Die derzeitige Zielverfehlung beim Makrozoobenthos ist nicht auf stoffliche Belastungen zurückzuführen (Bewertungsmodul Saprobie „Gut"), sondern auf Defizite der Lebensraumstruktur und des hydraulischen Milieus (Stauregelung) sowie die massenhafte Präsenz invasiver Neozoen.

Die Wassertemperatur ist der einzige Beschaffenheitsparameter, der im Hochrhein unabhängig vom Vorhaben regelmäßig den Orientierungswert für den Guten Ökologischen Zustand hinsichtlich der BQK Fische überschreitet. Im Extremjahr 2018 hat die anhaltend hohe sommerliche Wassertemperatur dann auch zu lokalen Fischsterben geführt. Der kausale Wirkzusammenhang (über Erhöhung der temperaturabhängigen Respirationsrate und Abnahme der temperaturabhängigen Sauerstoff-Sättigungskonzentration) ist eindeutig. Der Effekt der Einleitung auf die Wassertemperatur des Hochrheins im Hochsommer ist mit Blick auf den OWK insgesamt marginal.

Unter lokalem Blickwinkel könnte die nur teilweise eingemischte Einleitfahne randlich die stromab nächstgelegene WRRL-Maßnahmenfläche „Salzlände" überstreichen und damit lokal und temporär ungünstige Beschaffenheitsverhältnisse für diesen besonders schutzbedürftigen Habitatkomplex mit Trittsteinfunktion bewirken. Dies wurde für die Lage des ggf. akut wirksamen Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes überprüft. Mit einer Ergänzung der Antragsparameter um eine Vorgabe des maximalen Anteils von NH_4-N am beantragten $N_{anorganisch}$ im thermisch kritischen Sommerhalbjahr ist dieser Effekt vermeidbar, so dass auch hier nachteilige Wirkungen nicht zu erwarten sind.

Soweit für die sonstigen Antragsparameter UQN nach Anl. 6 und 8 OGewV zu beachten sind, werden diese im Ist- wie im Planzustand ebenfalls eingehalten, teilweise auch hier in Verbindung mit Frachtreduzierungen (Nickel, Bromid), teilweise mit geringfügiger Frachterhöhung (Zink). Das Niveau der resultierenden Mischkonzentrationen im Hochrhein bleibt aber auch hier weit unter jeder ökotoxikologischen Relevanz.

Messbare vorhabensbedingte Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten und deren Bewertung auf Ebene des OWK sind deshalb nicht zu erwarten.

5.7 Auswirkungen auf den Stoffhaushalt im terrestrischen Bereich der Aue

Ausgehend von den in Abschnitt 3.2.2 zusammengestellten Informationen kann weit auf der sicheren Seite liegend geschlussfolgert werden, dass für die Einleitung des stofflich relevanten ARA-Ablaufes (NN1+NN2) **mindestens** folgende rechnerischen Verdünnungsfaktoren überschritten werden:

Bei beginnender Ausuferung im städtischen und stadtnahen Bereich Grenzach-Basel-Weil (soweit dort überhaupt möglich):

Winter: 2.785,90 m^3*s^{-1} (Rhein) / 0,104 m^3*s^{-1} (NN1+NN2) = 0,000037 = 1 / 26.745

Sommer: 2.785,86 m^3*s^{-1} (Rhein) / 0,139 m^3*s^{-1} (NN1+NN2) = 0,000050 = 1 / 20.058

Bei beginnender Ausuferung im Altrhein in die dortigen Vorländer:

Winter: 1.451,90 m^3*s^{-1} (Rhein) / 0,104 m^3*s^{-1} (NN1+NN2) = 0,00007 = 1 / 13.938

Sommer: 1.549,86 m^3*s^{-1} (Rhein) / 0,139 m^3*s^{-1} (NN1+NN2) = 0,00009 = 1 / 11.159

Ab einem Durchfluss von ca. 3.300 m³ pro Sekunde mit steigender Tendenz in Basel und wenn am Pegel Maxau ein Abfluss von 4.200 m³/s erreicht oder überschritten ist, wird der Sonderbetrieb der Rheinkraftwerke am Rheinseitenkanal aufgenommen. Die Kraftwerke drosseln den Zufluss auf ein Minimum von 200 $m^{3*}s^{-1}$ und die restliche Wassermenge wird durch die Wehre in das ursprüngliche Rheinbett geleitet. Erst dann sind dort in erheblichem Umfang Uferbereiche und ggf. Vorländer von Ausuferungen betroffen, und die Verdünnungsfaktoren liegen noch höher.

Berücksichtigt man die Größenordnung der o.g. Verdünnungsfaktoren, so ist eine messbare nachteilige Beeinflussung unterliegender Naturschutzflächen durch Stoffeinträge aus dem ARA-Ablauf im Hochwasserfall nicht möglich. Das Risiko von Stoffeinträgen und –ablagerungen aus überschwemmten Siedlungs-, Verkehrs-, Gewerbe- und Ackerflächen ist wesentlich höher.

Weil

- der aktuelle Zustand der einzelnen Schutzziele sich unter den Bedingungen des bisherigen Einleitregimes etabliert hat,
- das bisher im Hochrhein erreichte Niveau der stofflichen Gewässerbeschaffenheit (Einhaltung der Orientierungswerte nach OGewV) auch geeignet ist, den aquatischen Schutzzielen eine hinreichende Lebensraumqualität für den günstigen Erhaltungszustand zu gewährleisten[11] und
- die beantragten Veränderungen von Einleitparametern aufgrund der Größenordnung der bei HW zu erwartenden Verdünnungsfaktoren nicht zu messbaren Veränderungen von Stoffeinträgen in HW-beeinflusste Lebensräume führen werden,

können auch messbare Beeinträchtigungen über diesen potenziellen Wirkpfad ausgeschlossen werden. Eine Einzelbearbeitung der als Schutzziele potenziell betroffenen Lebensraumtypen und Arten im erübrigt sich deshalb.

5.8 Artenschutzrechtlich relevante Auswirkungen

Bauliche Veränderungen, in deren Folge baubedingt Individuen getötet oder Lebensräume zerstört werden könnten, sind nicht Gegenstand des Antrages. Akute toxische Wirkungen des Einleitwassers für aquatische Organismen in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Einleitpunkt sind durch die einzuhaltenden toxikologischen Überwachungswerte (Fischeitest, Daphniengiftigkeit, Algengiftigkeit, Leuchtbakterienhemmung, Erbgutverändendes Potential) nicht zu erwarten.

---

[11] "In general, good ecological status/potential of a water body will contribute to the favourable conservation status of species and habitats". (European Commission 2011, S. 22)

MaP für die beiden NATURA 2000-Gebiete, S. 134, als Zielvorgabe zu Fließgewässern mit Unterwasservegetation (LRT 3260, Restrhein): „Erhaltung einer guten bis sehr guten Wasserqualität (mind. Güteklasse II) mit hohen Sauerstoffgehalten und Nitratgehalten unter 10 mg/l durch Schutz vor Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel- und Schadstoffeinträgen. Die Güteklassen I, I-II und II sind für die Wasserpflanzenvegetation und die gewässertypische Fauna generell als geeignet anzusehen".

Der MaP Kap. 3.4 stellt tatsächliche Nährstoffeinträge für das EZG des Lettenbachs rund um das Bamlacher Ried und potenziell für den Engebach heraus. Naturschutzrelevante Defizite hinsichtlich der Wasserbeschaffenheit werden nur für die kleineren Restrhein-Zuflüsse mit Stand 2004 berichtet. Es besteht kein funktionaler Zusammenhang mit dem hier betrachteten Wirkpfad. Auch im Maßnahmenteil wird hinsichtlich der Stoffeinträge auf Maßnahmen zur Begrenzung der lokal intensiv ausgeübten Landwirtschaft orientiert, bei den aquatischen Schutzzielen im Restrhein auf Gewässermorphologie, Konnektivität, Wasserführung und naturnahe Geschiebedynamik).

Im Sinne der von der EU-Kommission für ihr umweltbezogenes Richtlinienwerk in Anspruch genommenen fachlichen Kohärenz und Widerspruchsfreiheit sollte davon ausgegangen werden, dass die Sicherstellung des guten ökologischen und chemischen Zustandes/Potenzials eines Fließgewässers im Sinne der WRRL gleichzeitig auch zum günstigen Erhaltungszustand der aquatischen Schutzziele (Tierarten nach Anh. II/IV, charakteristische Artengemeinschaften der Lebensraumtypen nach Anh. I) im Sinne der FFH-RL beiträgt (siehe auch Fußnote 11).

Die OGewV (2016) enthält in Anlage 7 unter Nr. 2 Orientierungswerte für die chemisch-physikalischen Grundparameter, deren Einhaltung eine wesentliche Voraussetzung für den Erhalt bzw. das Erreichen des guten ökologischen Zustandes ist. Diesen Orientierungswerten liegen Auswertungen der größten konsolidierten Datenbasis zu Grunde, die bis dahin zu Biologie, Chemie und weiteren abiotischen Parametern der Fließgewässer in Deutschland jemals mit einheitlicher Methodik erhoben wurde. Deshalb sind diese Orientierungswerte in jedem Fall als Maßstab für die Beurteilung der Beschaffenheit des Rheinwassers für die nach europäischem Recht geschützten Arten anzusetzen, soweit nicht gewässerspezifische Einzeluntersuchungen noch strengere Werte zum Schutz einzelner Artengruppen oder Entwicklungsstadien fordern. Im vorliegenden Fall hat in den letzten Jahren quasi bereits ein einschlägiger Großversuch stattgefunden, denn alle in Frage kommenden Arten und Lebensräume waren bisher schon mit dem charakteristischen Belastungsmuster unter Beteiligung des Einleitregimes von DSM konfrontiert.

Über die Einhaltung der aktuell gültigen gesetzlichen Umweltqualitätsnormen und der allgemeinen chem.-physikal. Beschaffenheitsvoraussetzungen für das gute ökologische Potenzial des Fließgewässers ist also ein hinreichender Schutz der gesamten aquatischen Lebensgemeinschaft vor Individuenverlusten, Störung oder Habitatentwertung als Folge stofflicher Belastungen aus der Einleitung sichergestellt. Arten, die in Nebengewässern und Zuflüssen nur indirekt (bei Hochwasser) mit der eingemischten Einleitung in Kontakt kommen können, sind aufgrund der im HW-Fall noch stärkeren Verdünnung ohnehin nicht betroffen. Alle in Tabelle 3-6 für die Rhein genannten Arten sind mobil und können selbst im Falle einer Havarie auch der Einleitfahne im Nahbereich der Einleitstelle temporär ausweichen. Somit sind keine Auswirkungen der Gewässerbenutzung zu erwarten, die zum Auftreten der o.g. Konflikte führen könnten. Die Abarbeitung weiterer Prüfschritte ist deshalb entbehrlich.

6 Zusammenfassung der Auswirkungen

Die Auswirkungen des beantragten Einleitregimes lassen sich unter Berücksichtigung der damit verbundenen Fracht- und Mengenveränderungen gegenüber dem Ist-Zustand wie folgt zusammenfassen:

Der Ökologische Zustand des OWK wird sich im Planfall durch das beantragte Einleitregime nicht verschlechtern.

Mit Ausnahme des TOC und der Wassertemperatur ergeben sich bei allen Antragsparametern, die in Anlage 7 OGewV (2016) mit Orientierungswerten für die Grenze zwischen dem „Guten“ und „Mäßigen ökologischen Zustand“ belegt sind, gegenüber dem Ist-Zustand entweder gleichbleibende Einleitwerte bzw. -frachten (pH, P_{gesamt}, N_{gesamt} als Summe der in Anlage 7 gelisteten Parameter Ammonium-N, Ammoniak-N und Nitrit-N) oder reduzierte Einleitwerte bzw. -frachten (BSB5, Chlorid, Sulfat). Die Frachterhöhung beim TOC geht nicht mit einer parallelen Erhöhung der Frachten von AFS und BSB5 einher, so dass indirekte Wirkungen auf den Sauerstoffhaushalt und damit auf die biologischen Qualitätskomponenten nicht zu erwarten sind.

Der Orientierungswert für die Wassertemperatur wird insbesondere im Hochsommer bereits im Ist-Zustand regelmäßig überschritten. Diese Überschreitungen sind in ihrer Größenordnung und Dauer im Wesentlichen hydrologisch (Speisung des Hochrheins aus dem sommerwarmen Epilimnion des Bodensees), meteorologisch (thermische Extremjahre wie z.B. 2003, 2018, 2019), hydraulisch (Stauregulierung) und durch die noch vorhandenen Wärme-Großeinleiter (thermische Kraftwerke) bestimmt. In Verbindung mit den (nicht vom Vorhaben beeinflussten) morphologischen Defiziten und Effekten der Stauregulierung ist zu vermuten, dass die zu hohe Wassertemperatur im Ist- wie im Planzustand die Artengemeinschaften des Makrozoobenthos und der Fische beeinflusst und zum Verfehlen des „Guten ökologischen Zustandes“ beiträgt.

Die beantragten Einleitwerte (gleichbleibende Maximaltemperatur, größere Kühlwassermenge) ergeben im Vergleich zum Ist-Zustand einen erhöhten rechnerischen Wärmeeintrag in das Gewässer. Die resultierende Temperaturerhöhung ist allerdings unter Annahme vollständiger Durchmischung vernachlässigbar gering. Im zentralen Bereich der Einleitfahnen ist die zuverlässig messbare sommerliche Temperaturerhöhung bei MNQ auf eine Länge ≤ 1,6 km (ca.) beschränkt. Durch die uferferne Lage der Einleitpunkte im Gerinne überstreicht dieser Bereich der Einleitfahnen keine kritischen Habitate und kann von mobilen Organismen lateral umgangen bzw. gemieden werden.

Im Zusammenwirken von lokal erhöhter Wassertemperatur und Befrachtung des Einleitwassers mit BSB und Ammonium wurden mögliche nachteilige Effekte für die Sauerstoffkonzentration und die Lage des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes untersucht. Für den Sauerstoffhaushalt ergeben sich durch die parallele BSB-Frachtreduzierung keine nachteiligen Effekte. Das lokale und temporäre Auftreten ungünstiger Ammoniak-Konzentrationen kann mit einer Begrenzung des in der beantragten anorganischen Stickstofffracht enthaltenen Ammonium-Anteils im Sommer-Halbjahr auf 50% ausgeschlossen werden.

Der Beitrag der Wärmeeinleitung zum Wärmehaushalt und zur Stoffhaushaltsdynamik des Rheins im OWK insgesamt ist quantitativ marginal, in messbarer Intensität eng lokal beschränkt und damit nicht intensiv genug, um die biologischen Qualitätskomponenten direkt oder indirekt auf der Bestands– und Bewertungsebene des OWK über das im Ist-Zustand gegebene Maß hinaus zu beeinträchtigen.

Der Chemische Zustand des OWK wird sich im Planfall durch das beantragte Einleitregime nicht verschlechtern.

Bei den drei Parametern in der Liste der Überwachungswerte, die in den Anlagen 6 und 8 der OGewV (2016) mit UQN belegt sind, ergibt sich beim Nitrat als Bestandteil des Antragsparameter N_{anorg} eine unveränderte Jahresfracht. Die Jahresfracht des Nickels wird gegenüber Ist-Zustand geringfügig reduziert, während es beim Zink zu einer leichten Erhöhung der eingeleiteten Jahresfracht kommt. Quantitativ liegt diese Frachterhöhung in einer vernachlässigbar geringen und messtechnisch im Gewässermonitoring kaum detektierbaren Größenordnung von 0,02% der ohnehin nicht hohen mittleren Jahresfracht des Rheins an der Messstation Weil. Die UQN aller drei Stoffe werden im Ist- wie im Planzustand deutlich unterschritten.

Damit sind auch keine neuen oder erhöhten stofflichen Risiken für die Beschaffenheit des zur Trinkwasser-Aufbereitung im Wasserwerk „Lange Erlen“ genutzten Rheinwassers zu erwarten. Bei dem nicht in der OGewV geregelten, aber ggf. für die Trinkwasseraufbereitung des unterliegende Wasserwerkes „Lange Erlen“ relevanten Parameter Bromid ist ebenfalls eine Frachtreduzierung vorgesehen.

Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele der unterliegenden NATURA 2000-Gebiete 8311-342 „Markgräfler Rheinebene von Weil bis Neuenburg“ und SPA 8211-401 „Rheinniederung Haltingen – Neuenburg mit Vorbergzone“ (§ 34 BNatSchG) können ausgeschlossen werden.

Wegen der Entfernung zum Projektstandort, der im Planzustand zu erwartenden äußerst geringen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit des Rheins und aufgrund der hohen Verdünnungsrate des ARA-Ablaufes im Hochwasserfall (wenn Rheinwasser einschließlich des eingemischten ARA-Ablaufes terrestrische und semiterrestrische Lebensräume der beiden Gebiete benetzen kann) sind die theoretisch denkbaren Wirkpfade quantitativ irrelevant.

Unvermeidbare oder nicht minimierbare Risiken für im Sinne der artenschutzrechtlichen Prüfung nach § 44, § 45 und § 67 BNatSchG relevante Arten bestehen nicht.

Mit dem Vorhaben sind weder Bauaktivitäten noch strukturelle Lebensraumveränderungen verbunden, die ein erhöhtes individuelles Verletzungs- oder Tötungsrisiko zur Folge haben könnten. Gegenüber dem Ist-Zustand sind keine signifikant erhöhten stofflichen Schadrisiken gegeben. Akute toxische Wirkungen des Einleitwassers für aquatische Organismen sind durch die einzuhaltenden toxikologischen Überwachungswerte (Fischeitest, Daphniengiftigkeit, Algengiftigkeit, Leuchtbakterienhemmung, Erbgutverändendes Potential) nicht zu erwarten. Die kleinräumig im Ist- wie im Planzustand ggf. vorhandenen Bereiche des aquatischen Lebensraumes mit für empfindliche Taxa chronisch (nicht akut) nachteiliger Wasserbeschaffenheit (z.B. Wassertemperatur im zentralen Bereich der Einleitfahnen in unmittelbarer Nähe der Einleitstellen im Rhein, Maßstabsebene von $10^1 \ldots 10^3$ m²) überstreichen durch die uferferne Lage der Einleitpunkte einerseits keine kritischen Habitate (strukturierte Uferzonen, Mündungen von Zuflüssen) und können andererseits von mobilen Organismen lateral umgangen bzw. gemieden werden. Lokal und temporär fischschädigende Konzentrationen von freiem Ammoniak können im Bereich der nächstgelegenen von der Einleitfahne berührten Schlüsselhabitate für die Wiederausbreitung wertgebender Arten durch Begrenzung des Frachtanteils von Ammonium im Überwachungsparameter N_{anorg} vermieden werden.

7 Quellen

7.1 Gesetzliche Vorschriften

WRRL	Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1), zul. geändert durch Richtlinie 2008/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. 03. 2008 (ABL L 81 vom 20.3.2008, S. 60)
FFH-RL	Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 01.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7), zul. geändert durch Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20.11.2006 (ABL L 363 vom 20.12.2006, S. 368)
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz (Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege) vom 29.07.2009 (BGBl. I S. 2542), zul. geändert durch Gesetz vom 07.08.2013 (BGBl. I S. 3154) m.W.v. 15.08.2013
WHG	Wasserhaushaltsgesetz vom 31.07.2009 (BGBl. I S. 2585), zul. geändert durch Gesetz vom 07.08.2013 (BGBl. I S. 3154)
OGewV 2016	Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)
AbwV	Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zul. Geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. August 2018 (BGBl. I S. 1327)

7.2 Sonstige Quellen

ARNDT, E., S. FIEDLER & D. BÖHME (2009): Effect of invasive benthic macroinvertebrates on assessment methods of the EU Water Frame Work Directive. Hydrobiologia 635: 309-320

BELZ, J.U., G. BRAHMER, H. BUITEVELD, H. ENGEL, R. GRABHER … et al. (2007) Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert Analyse, Veränderungen, Trends. Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes [Hrsg.], Abstract zum Bericht Nr. I-22 der KHR. 22 S. https://www.chr-khr.org/sites/default/files/extended_abstract_i_22_d.pdf

BERGDOLT, U., M. LEHMANN, J. HEIMLER, U. MATTHIAS & M. KOLAHSA (2008): Bewirtschaftungsziele für Fließgewässer - Arbeitshilfe zur Erstellung der Maßnahmenprogramme im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplans zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. LUBW [Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Hrsg.], Karlsruhe. 27 S.

BREITENSTEIN, M. & A. KIRCHHOFER (2011): Erfolgskontrolle BirsVital Untersuchung 2010 Fischbestand und Gewässermorphologie. Bau- und Umweltschutzdirektion des Kantons Basel-Landschaft, Amt für Umweltschutz und Energie, Volkswirtschafts- und Gesundheitsdirektion des Kantons Basel-Landschaft - Veterinär- Jagd- und Fischereiwesen, Departement für Wirtschaft, Soziales und Umwelt des Kantons Basel-Stadt -Amt für Umwelt und Energie (Hrsg.). Gümmenen. 47 S.

BWK [Bund für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Hrsg.](2008): BWK Merkblatt M7 -Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK Merkblatt 3. Bund der Ingenieure für Wasser-wirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., Sindelfingen. 50 S. + Anh.

BREITENSTEIN, M. & A. KIRCHHOFER (2012): Erfolgskontrolle Revitalisierung Wiese - Ausgangszustand 2010 - Mündung bis Freiburgerbrücke - Fischfauna und Gewässermorphologie. Departement

für Wirtschaft, Soziales und Umwelt des Kantons Basel-Stadt, Amt für Umwelt und Energie, Abteilung Gewässerschutz [Hrsg.]. Basel. 42 S.

BREITENSTEIN, M. & A. KIRCHHOFER (2014): Fischfauna Wieseebene 2011/12 & 2014 - Wiese (Eiserner Steg bis Landesgrenze) und Neuer Teich / Mühleteich / Alter Teich. Departement für Wirtschaft, Soziales und Umwelt des Kantons Basel-Stadt, Amt für Umwelt und Energie, Abteilung Gewässerschutz [Hrsg.]. Basel. 43 S.

CHAPRA, S.C. (1997): Surface water quality modeling. New York, McGraw-Hill. 844 S.

DÖNNI, W. L. SPALINGER & A. KNUTTI (2016): Die Rückkehr des Lachses in der Schweiz – Potential und Perspektiven. Auslegeordnung. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Luzern. 55 S. https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/biodiversitaet/externe-studien-berichte/rueckkehr-lachs.pdf.download.pdf/Lachsausbreitung_Endfassung_20170419.pdf

DÖNNI, W. & L. NINCK-SPARLINGER (2019): Fischereimanagement Hochrhein – Strategieplan 2015. Internationale Fischereikommission Hochrhein. 63 S. https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/biodiversitaet/fachinfo-daten/Fischereimanagement_Hochrhein_Strategieplan_2025.pdf.download.pdf/Fischereimanagement_Hochrhein_Strategieplan_2025.pdf

DVWK [Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Hrsg.](1996): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern, Teil II: Summenparameter für Kohlenstoffverbindungen und sauerstoffverbrauchende Substanzen, Mineralstoffe, Organische Schadstoffe, Hygienische Kennwerte. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 228/1996. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn.70 S.

EMERSON, K., R.C. RUSSO, R.E. LUND & R.V. THURSTON (1975): Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32:2379-2383.

European Commission (2011): Links between the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC) and Nature Directives (Birds Directive 2009/147/EC and Habitats Directive 92/43/EEC) - Frequently Asked Questions. 31 S. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/FAQ-WFD%20final.pdf

FISCHER, J., M. BANNING, T. EHLSCHEID, H. FISCHER, D. HEUDRE et al. (2015): Die Biologie des Rheins. Synthesebericht zum Rhein-Messprogramm Biologie 2012/2013. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) 8Hrsg.9. Koblenz. 46 S.

IWB [Industrielle Werke Basel] (2019): Untersuchungsergebnisse Trinkwasserqualität im Jahre 2018 – Einzelparameter. 10 S. https://www.iwb.ch/dam/jcr:c020d618-f081-40c2-800b-fde5191ad09b/Trinkwasserqualit%C3%A4t%202018_finaleV01.pdf

IKSR [Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Hrsg.] (2013a):Darstellung der Entwicklung der Rheinwassertemperaturen auf der Basis validierter Temperaturmessungen von 1978 bis 2011 Bericht Nr. 209. Koblenz. 28 S. https://www.iksr.org/de/oeffentliches/dokumentearchiv/fachberichte/fachberichte-einzeldarstellung/news/detail/News/209-darstellung-der-entwicklung-der-rheinwassertemperaturen-auf-der-basis-validierter-temperaturme/

IKSR [Internationale Komission zum Schutz des Rheins, Hrsg.] (2013b): Abschätzungen der Folgen desKlimawandelsauf die Entwicklung zukünftigerRheinwassertemperaturenauf Basis von Klimaszenarien – Kurzbericht. IKSR-Fachbericht Nr. 213d. Koblenz. 6 S. https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Fachberichte/DE/rp_De_0213.pdf

IKSR [Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Hrsg.] (2017): Rheinstoffliste. Bericht Nr. 242, Koblenz. 20 S. https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Fachberichte/DE/rp_De_0242.pdf

IKSR [Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Hrsg.] (2018): Bestandsaufnahme zu den Niedrigwasserverhältnissen am Rhein. Stand: 04.05.2018 IKSR-Bericht N. 248. Koblenz. 92 S. https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/248d.pdf

LANGE, J. (2009): Studie Wärmelast Rhein. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) Landesverbände Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz [Hrsg.], 71 S.

KANTON BASEL-STADT [Hrsg.](2019): Fisch- und Krebsfauna des Kantons Basel-Stadt (Stand 2018). Departement für Wirtschaft, Soziales und Umwelt des Kantons Basel-Stadt, Amt für Umwelt und Energie. https://www.aue.bs.ch/dam/jcr:376297b7-58ae-4e22-8720-8667686a4617/Fisch%20und%20Krebsfauna%20Kanton%20BS,%202002-2018.pdf

KÜREY, D. & M. MERTENS (2015): Ökologische Wirkungskontrolle der Kiesschüttungen an den Rheinufern in Basel 2013/14. Amt für Umwelt und Energie, Basel-Stadt (Hrsg.), 50 S.

LAWA [Länderarbeitsgemeinschaft Wasser] (2014): Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeresökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland. WRRL-Produktdatenblatt 2.4.7. 17 S.

LAWA [Länderarbeitsgemeinschaft Wasser] (2015): Rahmenkonzeption Monitoring - Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalischchemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. LAWA-Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“, Stand 09.01.2015. 32 S.

LEWIS, W.M. & D.P. MORRIS (1986): Toxicity of nitrite to fish: a review. Trans. Amer. Fish. Soc. 115: 183-195

LIEBMANN H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie Bd. I. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag Jena. 588 S.

MUKE BW [Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Hrsg.] (2017): Anleitung zur Auslegung des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbotes. Stand Juni 2017. 40 S., https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-um/intern/Dateien/Dokumente/2_Presse_und_Service/Service/Rechtsvorschriften/Arbeitshilfen/Anleitung_zum_wasserrechtlichen_Verschlechterungsverbot_2017.pdf

O'CONNOR, D.J. & DOBBINS, W.E. (1958): Mechanism of Reaeration in Natural Streams. Trans. Am. Soc. Civil Engion. 123: 641-666

ÖKOTOXZENTRUM [Schweizerisches Zentrum für Ökotoxikologie] (2015): Environmental Quality Standard (EQS) - Vorschlag des Oekotoxzentrums für: Bromat. 17 S.m http://www.oekotoxzentrum.ch/media/90565/bromat_dossier_final.pdf

Ö:KONZEPT - CONSULTING FÜR WALD UND OFFENLAND (2013): Managementplan für das FFH-Gebiet 8311-342 „Markgräfler Rheinebene von Weil bis Neuenburg“ und das Vogelschutzgebiet 8211-401 „Rheinniederung Haltingen – Neuenburg mit Vorbergzone“. Im Auftrag des RP Freiburg, Referat 56 - Naturschutz und Landschaftspflege. Freiburg, 256 S.

POTT, R. & D. REMY (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer Verlag, Stuttgart-Hohenheim. 255 S.

POTTGIESSER, T., J. KAIL, S. SEUTER & M. HALLE (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL- Teil II, Endbericht und Karte der biozönotisch relevanten Fließgewässertypen Deutschlands 1:1.000.000 im Auftrag der LAWA. Umweltbüro Essen.

REMY, D. (1994): Standorte und Standortfaktoren einiger Gesellschaften des Ranunculion fluitantis. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 6: 41-59.

REY, P. & J. ORTLEPP (2002): Gewässerschutz Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2000 - Makroinvertebraten. Schriftenreihe Umwelt Gewässerschutz Nr. 345. BUWAL [Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Hrsg.] Bern. 98 S.

REY, P., J. ORTLEPP & D. KÜRY (2004): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 380. BUWAL [Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Hrsg.] Bern. 88 S.

REY, P., J. HESSELSCHWERDT & S. WERNER (2016): Koordinierte biologische Untersuchungen an Hochrhein und Aare 2001 bis 2013 - Zusammenfassender Kurzbericht. BAFU Bundesamt für Umwelt [Hrsg.], Bern. 72 S.

ROSSI, L. (2004): Anforderungen an die Abwassereinleitungen. GWA Gas, Wasser, Abwasser 6: 431-438

RÜETSCHI, D. (2004): Basler Trinkwassergewinnung in den langen Erlen – Biologische Reinigungsleistungen in den bewaldeten Wässerstellen. Diss., Phil.-Natwiss. 348 S. + Anh. https://edoc.unibas.ch/140/1/DissB_6920.pdf

SOLTERMANN, F., C. ABEGGLEN, C. GÖTZ, S. ZIMMERMANN-STEFFENS & U. V. GUNTEN (2016): Bromid im Abwasser – Bromatbildung bei der Ozonierung –Einschätzung der zukünftigen Situation. AQUA & GAS 10: 64-71

UBA [Umweltbundesamt] (2016): Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGewV in Deutschland. Bearb. durch die Bund/Länder Ad-hoc Arbeitsgruppe „Koordinierung der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG (prioritäre Stoffe). UBA-TEXTE 12/2016. Dessau-Roßlau, 272 S.

WHITELAW K. & J.F. DE SOLBÉ (1989): River catchment management, an approach to the derivation of quality standards for farm pollution and storm sewage discharges. Wat. Sci.Tech. 21: 1065 – 1076.

WRIGHT, R.M & A.J. MCDONNELL (1979): In-Stream Deoxygenation Rate Prediction. Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 105, No. 2, March/April 1979, S. 323-335