

**Wasserrechtsantrag der  
InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG**

**zur Einleitung  
gesammelter stofflich und thermisch  
belasteter Abwässer in die Alz**

**Gewässerökologisches Gutachten**

**23.05.2019**

Auftraggeber:

InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG  
Industrieparkstraße 1  
D-84508 Burgkirchen a. d. Alz





# **Wasserrechtsantrag der InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG**

**zur Einleitung  
gesammelter stofflich und thermisch  
belasteter Abwässer in die Alz**

## **Gewässerökologisches Gutachten**

Projektleitung: Dr. Kurt Seifert

Bearbeitung: Dr. Stefan Schütz  
Dr. Roland Meyer  
M. Sc. Philip Wendt  
Dipl. Ing. (FH) Julia Schmid  
Dr. Sabine Bernhard  
Dr. Kurt Seifert  
M. Sc. Marius Heiß



---

## Inhaltsverzeichnis

Seite

---

<b>1.</b>	<b>Anlass und Aufgabenstellung.....</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Untersuchungsgebiet .....</b>	<b>3</b>
<b>2.1</b>	<b>Abgrenzung des Untersuchungsgebietes .....</b>	<b>3</b>
<b>2.2</b>	<b>Einstufung der Wasserkörper innerhalb des Untersuchungsgebietes nach WRRL/WHG.....</b>	<b>4</b>
2.2.1	Oberflächenwasserkörper F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“.....	4
2.2.2	Oberflächenwasserkörper FWK F583 „Inn von Einmündung der Alz bis Einmündung der Salzach“ .....	7
2.2.3	Grundwasserkörper G151 .....	10
<b>2.3</b>	<b>Hydrologie und hydromorphologische Bedingungen .....</b>	<b>11</b>
2.3.1	FWK F586 Alz von Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach; Hörl- und Deckelbach .....	11
2.3.1.1	Erhebliche hydromorphologische Veränderung durch die Wasserausleitung .....	12
2.3.1.2	Mindestwasserregelungen an den verschiedenen Alzwehren und potenzielle zukünftige Regelungsszenarien im Abschnitt Alz 4 .....	17
2.3.2	FWK F583: Inn von Einmündung Alz bis Einmündung der Salzach.....	18
<b>3.</b>	<b>Beschreibung des Vorhabens.....</b>	<b>19</b>
<b>3.1</b>	<b>Fließschema des Chemieparks Gendorf .....</b>	<b>19</b>
<b>3.2</b>	<b>Thermische Einleitungen des CPG in die Alz.....</b>	<b>20</b>
<b>3.3</b>	<b>Stoffliche Einleitungen.....</b>	<b>21</b>
3.3.1	Vorbemerkung zu den verschiedenen Abwasserpfeifen sowie zur Auswahl und Gliederung der zu bewertenden Stoffe .....	21
3.3.2	Nach AbwV geregelte Stoffe .....	24
3.3.3	Nicht nach AbwV geregelte Stoffe .....	25
3.3.3.1	Nach OGewV geregelte Stoffe.....	25
3.3.3.2	Nicht geregelte Stoffe.....	26
<b>3.4</b>	<b>Hinweise zur Wasserentnahme .....</b>	<b>27</b>
<b>4.</b>	<b>Grundlegende Wirkungsebenen und Wirkungspfade des Vorhabens im Bereich Gewässerökologie .....</b>	<b>29</b>
<b>4.1</b>	<b>Wärmeeinleitung .....</b>	<b>29</b>
4.1.1	Temperaturbeeinflussung von Alz und Inn .....	29

4.1.2	Empfindlichkeiten von Fischen gegenüber thermischen Veränderungen im Wasserkörper.....	30
<b>4.2</b>	<b>Stoffliche Einleitung.....</b>	<b>31</b>
4.2.1	Nach AbwV geregelte Stoffe .....	32
4.2.1.1	Kupfer (Cu) (Stoff nach Anlage 6 OGewV) .....	32
4.2.1.2	Zink (Zn) (Stoff nach Anlage 6 OGewV) .....	32
4.2.1.3	Quecksilber (Hg) (Stoff nach Anlage 8 OGewV).....	32
4.2.1.4	Nickel (Ni) (Stoff nach Anlage 8 OGewV) .....	34
4.2.1.5	Abfiltrierbare Stoffe (AFS) .....	34
4.2.1.6	CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) / BSB (biologischer Sauerstoffbedarf).....	34
4.2.1.7	Stickstoff (N), gesamt .....	34
4.2.1.8	Phosphor (P), gesamt .....	35
4.2.1.9	AOX (Adsorbierbare organisch gebundene Halogene) .....	35
4.2.1.10	Chlor/Brom/Chlordioxid .....	35
4.2.1.11	Zinn (Sn).....	37
4.2.1.12	Fluorid .....	37
4.2.2	Nicht nach AbwV geregelte Stoffe .....	38
4.2.2.1	Iodid.....	38
4.2.2.2	1,4-Dioxan .....	39
4.2.2.3	Trifluoressigsäure (TFA).....	40
4.2.2.4	Perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C14, soweit möglich), PFOA-Ersatzstoff (DONA) und zugehöriges Umwandlungsprodukt (OPA).....	41
4.2.2.5	Organozinnverbindungen (OZV) .....	44
4.2.2.6	Emulgator der Firma Gore .....	46
4.2.2.7	Chlorid und Sulfat.....	46
4.2.2.8	Bromid .....	47
4.2.2.9	Weitere Umwandlungsprodukte aus der Fluorpolymerherstellung und teilfluorierte Carbonsäuren .....	47
4.2.2.10	Polyfluor-Telomeralkohole (FTOH) und Polyfluor-Telomer(Meth-)acrylate (FTMA) .....	47
4.2.3	Stoffe, die nicht signifikant eingeleitet werden .....	48
4.2.3.1	Arsen (Stoff nach Anlage 6 OGewV) .....	48
4.2.3.2	Silber (Stoff nach Anlage 6 OGewV).....	48
4.2.3.3	Dichlormethan (Stoff nach Anlage 8 OGewV) .....	48
4.2.3.4	Trichlormethan (Stoff nach Anlage 8 OGewV).....	48
4.2.3.5	Trichlorbenzol (Stoff nach Anlage 8 OGewV) .....	49
4.2.3.6	Pentachlorbenzol (Stoff nach Anlage 8 OGewV) .....	49
4.2.3.7	Tetrachlorbenzol.....	49
4.2.4	Stoffe, die in der Vergangenheit eingeleitet wurden mit UQN-Überschreitung.....	50
4.2.4.1	Triphenylzinn (Stoff nach Anlage 6 OGewV) .....	50
4.2.5	Kombinationswirkungen von Stoffgemischen .....	50
<b>5.</b>	<b>Daten-/Untersuchungsgrundlagen und Methodik .....</b>	<b>52</b>
<b>5.1</b>	<b>Datengrundlagen.....</b>	<b>52</b>
5.1.1	Vom Vorhabensträger zur Verfügung gestellte Daten und Unterlagen.....	52
5.1.2	Vom BNGF durchgeführte Erhebungen und Untersuchungen .....	52
5.1.3	Amtliche Daten.....	53

---

<b>5.2</b>	<b>Temperaturmessungen und Berechnungsgrundlagen.....</b>	<b>53</b>
<b>5.3</b>	<b>Stoffe – untersuchte Medien, Lage der Messstellen und Erhebungsmethodik .....</b>	<b>56</b>
5.3.1	Nicht amtliche Messstellen .....	56
5.3.2	Amtliche Messstellen.....	59
<b>5.4</b>	<b>Kartierung der Gewässerstruktur und der Fischhabitate.....</b>	<b>61</b>
<b>5.5</b>	<b>Makrozoobenthoserhebungen .....</b>	<b>62</b>
<b>5.6</b>	<b>Elektrobefischungen.....</b>	<b>63</b>
<b>5.7</b>	<b>Untersuchungen der Fische auf krankhafte Veränderungen und Verletzungen.....</b>	<b>63</b>
<b>6.</b>	<b>Ist-Zustand.....</b>	<b>65</b>
<b>6.1</b>	<b>Stoffliche und thermische Vorbelastungen der Alz oberhalb der CPG Einleitstellen .....</b>	<b>65</b>
<b>6.2</b>	<b>Temperaturregime der Alz im Untersuchungsgebiet.....</b>	<b>66</b>
6.2.1	Allgemeine Hinweise zur Bewertung der thermischen Verhältnisse.....	66
6.2.1.1	Anforderungen an die unterstützende Qualitätskomponente „Temperatur“ gemäß OGewV .....	66
6.2.1.2	Verwendete Datengrundlage .....	67
6.2.2	Ist-Zustandsbeschreibung der Alz im Vorlauf der CPG.....	68
6.2.3	Aktuelle Beeinflussung der Alz durch die thermischen Einleitungen des CPG.....	77
6.2.3.1	Aufwärmspanne der Alz durch die thermischen Einleitungen des CPG.....	77
6.2.3.2	Maximaltemperaturen der Alz unterhalb der Einleitungen des CPG .....	82
6.2.4	Zusammenfassung Temperaturregime.....	85
<b>6.3</b>	<b>Stofflicher bzw. physikalisch-chemischer Ist-Zustand und bisherige stoffliche Abgabemengen des CPG.....</b>	<b>86</b>
6.3.1	Physikalisch-chemische Parameter .....	87
6.3.1.1	Sauerstoffkonzentration und -sättigung .....	87
6.3.1.2	pH-Wert.....	89
6.3.2	Nach AbwV geregelte Stoffe .....	91
6.3.2.1	Quecksilber .....	91
6.3.3	Nicht nach AbwV geregelte Stoffe .....	95
6.3.3.1	Iodid.....	95
6.3.3.2	1,4-Dioxan.....	95
6.3.3.3	Trifluoressigsäure (TFA).....	95
6.3.3.4	Perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C14 soweit möglich), PFOA-Ersatzstoff (DONA) und zugehöriges Umwandlungsprodukt (OPA).....	96
6.3.3.5	Organozinnverbindungen .....	102
6.3.3.6	Emulgator der Firma Gore .....	110
6.3.3.7	Chlorid .....	110
6.3.3.8	Sulfat .....	111
6.3.3.9	Bromid .....	112
6.3.3.10	Polyfluor-Telomeralkohole (FTOH) und Polyfluor-Telomer(Meth-)acrylate (FTMA).....	112
6.3.4	Stoffe, die nicht signifikant eingeleitet werden .....	112
6.3.4.1	Arsen .....	112

---

6.3.4.2	Silber .....	113
6.3.4.3	Dichlormethan .....	113
6.3.4.4	Trichlormethan .....	114
6.3.4.5	Trichlorbenzol.....	114
6.3.4.6	Pentachlorbenzol.....	114
6.3.4.7	Tetrachlorbenzol.....	115
6.3.5	Stoffe, die in der Vergangenheit eingeleitet wurden mit UQN Überschreitung .....	115
6.3.5.1	Triphenylzinn .....	115
<b>6.4</b>	<b>Ökologische Durchgängigkeit der Alz .....</b>	<b>115</b>
6.4.1.1	Passierbarkeit der Querbauwerke.....	115
6.4.1.2	Weitere Einschränkungen der Durchgängigkeit und Auffindbarkeit .....	116
<b>6.5</b>	<b>Ökomorphologische Situation und Verfügbarkeit von Fischhabitaten in der Alz ..</b>	<b>117</b>
6.5.1	Habitare.....	117
6.5.2	Sonderstrukturen.....	123
<b>6.6</b>	<b>Makrozoobenthos.....</b>	<b>125</b>
6.6.1	Bewertung nach WRRL.....	125
6.6.2	Auswertung hinsichtlich thermosensibler Arten .....	126
<b>6.7</b>	<b>Makrophyten und Phytobenthos .....</b>	<b>128</b>
<b>6.8</b>	<b>Fischfauna im unbeeinflussten und im beeinflussten Bereich .....</b>	<b>129</b>
6.8.1	Arteninventar.....	129
6.8.2	Individuenzahlen bzw. Fischaufkommen im unbeeinflussten und beeinflussten Bereich	131
6.8.2.1	Unbeeinflusste Kontrollstrecke B1 (Hirten) - oberhalb der Einleitung des CPG .....	131
6.8.2.2	Beeinflusste Befischungsstrecke B2+B3 (Gendorf) - unterhalb der Einleitungen des CPG.....	132
6.8.2.3	Beeinflusste Befischungsstrecke B4 (Hohenwart) - unterhalb der Einleitungen des CPG.....	134
6.8.3	Zusammenfassende Darstellung der Unterschiede der Fischfauna zwischen unbeeinflusstem und beeinflusstem Bereich.....	135
6.8.3.1	Individuendichten / Einheitsfänge aller Arten.....	135
6.8.4	Temperatursensible Fischarten .....	136
6.8.5	Entwicklung von krankhaften Veränderungen und Verletzungen.....	143
6.8.6	Bewertung der Fischfauna nach WRRL (fiBS).....	146
6.8.6.1	Vorbemerkungen zum Bewertungsverfahren nach fiBS .....	146
6.8.6.2	Bewertung nach WRRL - amtliche Erhebungen .....	148
6.8.6.3	Bewertung nach WRRL - eigene Erhebungen.....	149
6.8.7	Naturschutzfachlich relevante Arten und Bewertungen .....	151
6.8.7.1	Autochthone Fischarten und Neozoen.....	151
6.8.7.2	Arten der Roten Listen Deutschland und Bayern Süd .....	152
<b>6.9</b>	<b>Stoffliche und thermische Einflüsse der CPG-Einleitungen auf den FWK F583: Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach .....</b>	<b>153</b>
6.9.1	Stoffliche Verhältnisse im Inn .....	153
6.9.2	Thermische Verhältnisse im Inn .....	153



---

6.9.3	Gesamtbewertung der Wirkungen der stofflichen und thermischen Einleitungen auf den Inn FWK F583.....	154
<b>7.</b>	<b>Maßnahmen zur Verbesserung/Vermeidung/Verminderung .....</b>	<b>155</b>
<b>7.1</b>	<b>Allgemeines .....</b>	<b>155</b>
<b>7.2</b>	<b>Maßnahmen zur Reduktion der thermischen Fracht.....</b>	<b>155</b>
7.2.1	Nutzung von Rückkühlwasser .....	155
7.2.2	Nutzung von Kondensat bei der VE Wassererzeugung .....	156
<b>7.3</b>	<b>Maßnahmen zur Vermeidung und/oder Reduktion stofflicher Frachten .....</b>	<b>157</b>
7.3.1	Reduzierung der Einträge von Quecksilber .....	157
7.3.2	Reduzierung der Einträge von Phenylzinnverbindungen .....	157
7.3.3	Substitution ökotoxikologisch besonders kritischer Stoffe durch Stoffe mit geringerer ökotoxikologischer Relevanz .....	158
7.3.4	Abtrennung/Vermeidung/Behandlung von Abwasserströmen mit Belastungen.....	158
7.3.5	Errichtung einer Abwasservorbehandlungsanlage.....	158
<b>8.</b>	<b>Prognose der Umweltauswirkungen des Vorhabens.....</b>	<b>159</b>
<b>8.1</b>	<b>Einleitung von erwärmten Kühlwasser in die Alz .....</b>	<b>159</b>
8.1.1	Ausgangssituation und Grundlagen für die Prognosen.....	159
8.1.2	Szenario 1: Prognose der Kühlwasser-Einleitung auf die Temperaturverhältnisse der Alz unter der aktuellen Mindestwassersituation .....	160
8.1.3	Szenario 2: Prognose der Kühlwasser-Einleitung auf die Temperaturverhältnisse der Alz bei ökologisch begründeten, angepassten Mindestwasser-Abflüssen .....	162
8.1.3.1	Prognose der Auswirkung modellierter Abflüsse auf die Aufwärmspanne der Alz .....	162
8.1.3.2	Prognose der Auswirkung modellierter Abflüsse auf die Maximaltemperaturen der Alz .....	166
8.1.3.3	Auswirkungen der modellierten Abflusssituation auf reale Betriebssituationen .....	171
8.1.4	Auswirkungen der Kühlwasser-Einleitung auf die Sauerstoffverhältnisse der Alz .....	176
8.1.5	Auswirkungen der Kühlwasser-Einleitung auf die Fischfauna der Alz .....	177
<b>8.2</b>	<b>Stoffliche Einleitungen in die Alz .....</b>	<b>179</b>
8.2.1	Nach AbwV geregelte Stoffe .....	179
8.2.1.1	Ausgangssituation und Grundlagen für die Prognose .....	179
8.2.1.2	Ergebnisse der rechnerisch ermittelten Mischkonzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Annahmen .....	180
8.2.1.3	Kupfer (Stoff nach Anlage 6 OGeWV) .....	183
8.2.1.4	Zink (Stoff nach Anlage 6 OGeWV) .....	184
8.2.1.5	Quecksilber (Stoff nach Anlage 8 OGeWV).....	184
8.2.1.6	Nickel (Stoff nach Anlage 8 OGeWV) .....	185
8.2.1.7	Abfiltrierbare Stoffe (AFS) .....	185
8.2.1.8	BSB <sub>7</sub> bzw. BSB <sub>5</sub> .....	186
8.2.1.9	Stickstoff gesamt.....	186
8.2.1.10	Phosphor .....	188
8.2.1.11	AOX.....	188

---

8.2.1.12	Chlor/Brom/Chlordioxid .....	189
8.2.1.13	Zinn.....	189
8.2.1.14	Fluorid .....	190
8.2.2	Nicht nach AbwV geregelte Stoffe .....	190
8.2.2.1	Ausgangssituation und Grundlagen für die Prognose .....	190
8.2.2.2	Iodid.....	190
8.2.2.3	1,4-Dioxan .....	191
8.2.2.4	Trifluoressigsäure (TFA).....	191
8.2.2.5	Perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C10), PFOA-Ersatzstoff (DONA) und zugehöriges Umwandlungsprodukt (OPA) .....	191
8.2.2.6	OZV .....	194
8.2.2.7	Emulgator der Firma Gore .....	194
8.2.2.8	Chlorid (Stoff nach Anlage 7 OGeWV) .....	195
8.2.2.9	Sulfat (Stoff nach Anlage 7 OGeWV).....	195
8.2.2.10	Bromid .....	195
8.2.3	Stoffe, die in der Vergangenheit eingeleitet wurden mit UQN-Überschreitung .....	196
8.2.3.1	Triphenylzinn (flussgebietsspezifischer Schadstoff nach Anlage 6 OGeWV) .....	196
<b>8.3</b>	<b>Kombinationswirkungen stofflicher und thermischer Einleitungen.....</b>	<b>196</b>
<b>8.4</b>	<b>Auswirkung der kombinierten thermischen und stofflichen Einleitung auf naturschutzfachlich relevante Fischarten .....</b>	<b>199</b>
<b>8.5</b>	<b>Stoffliche und thermische Auswirkungen auf den ökologischen Zustand des FWK F583 Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach.....</b>	<b>201</b>
<b>9.</b>	<b>Beurteilung des Vorhabens hinsichtlich Vereinbarkeit mit WHG und WRRL</b>	<b>203</b>
<b>9.1</b>	<b>Allgemeine Hinweise zum Verschlechterungsverbot/Verbesserungsgebot nach WRRL .....</b>	<b>203</b>
9.1.1	Verschlechterungsverbot.....	203
9.1.2	Verbesserungsgebot .....	205
<b>9.2</b>	<b>Beurteilung des aktuellen Vorhabens.....</b>	<b>205</b>
9.2.1	Auswirkungen auf die QK Makrozoobenthos .....	205
9.2.2	Auswirkungen auf die QK Fischfauna.....	206
9.2.2.1	Bewertungen zum Verschlechterungsverbot QK Fischfauna .....	206
9.2.2.2	Bewertungen zum Verbesserungsgebot QK Fischfauna .....	207
9.2.2.3	Zusammenfassung der Bewertungen nach § 27 WHG, QK Fischfauna .....	207
9.2.3	Auswirkungen auf die QK Makrophyten und Phytobenthos .....	208
9.2.4	Auswirkungen auf die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten .....	208
9.2.4.1	Wasserhaushalt.....	209
9.2.4.2	Durchgängigkeit .....	209
9.2.4.3	Morphologie.....	209
9.2.5	Auswirkungen auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten....	210
9.2.5.1	pH-Wert .....	210
9.2.5.2	BSB <sub>5</sub> , Chlorid, Nährstoffe.....	210
9.2.5.3	Sauerstoffverhältnisse.....	210

---

9.2.5.4	Temperatur.....	210
9.2.6	Auswirkungen des Vorhabens auf die flussgebietsspezifischen Schadstoffe (unterstützende Komponenten).....	211
9.2.6.1	Triphenylzinn .....	211
9.2.6.2	Weitere flussgebietsspezifische Schadstoffe.....	212
9.2.7	Auswirkungen auf den chemischen Zustand .....	212
9.2.7.1	Quecksilber .....	212
9.2.7.2	Weitere prioritäre Schadstoffe.....	214
9.2.7.3	Zusammenfassende Bewertung – chemischer Zustand.....	214
<b>9.3</b>	<b>Veränderung des mengenmäßigen/chemischen Zustandes des Grundwasserkörpers</b> .....	<b>215</b>
<b>9.4</b>	<b>Zusammenfassende Aussagen zu Auswirkungen des Vorhabens auf den Flusswasserkörper.....</b>	<b>215</b>
<b>10.</b>	<b>Prüfung gem. Umweltschadengesetz (USchadG) .....</b>	<b>217</b>
<b>11.</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>218</b>
<b>12.</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>223</b>

---

## Anhänge

- Anhang 1:** Abschichtung bewertungsrelevanter Stoffe nach Anlage 6 und Anlage 8 OGewV
- Anhang 2:** Ergebnisse der zusätzlichen Beprobungen im Ablauf der ZARA (ANK)
- Anhang 3:** Auswertung der Ergebnisse des amtlichen Muschelmonitorings 2013–2017
- Anhang 4:** Stoffkonzentrationen im Abwasser (ANK, KSA, KOB)
- Anhang 5:** Messergebnisse physikalisch-chemische Parameter nach Anlage 7 OGewV Alz
- Anhang 6:** Modellierung der maximalen Wassertemperatur der Alz
- Anhang 7:** Untersuchungsergebnisse Schwebstoffe und Sediment 2018
- Anhang 8:** Habitats und Sonderstrukturen
- Anhang 9:** Fachbericht Makrozoobenthos
- Anhang 10:** Amtliche Untersuchungsergebnisse der QK „Makrophyten und Phytobenthos“ nach WRRL
- Anhang 11:** Kenndaten und Methodik der Bestandserhebungen (Elektrobefischungen)
- Anhang 12:** Temperaturregime der Alz am Pegel Burgkirchen
- Anhang 13:** Monatsmitteltemperaturen der Alz ober- und unterhalb des CPG
- Anhang 14:** Stoffliche Vorbelastung Alzwasser (WVA) und Brunnenwasser (WVB)
- Anhang 15:** Messergebnisse nicht geregelte Stoffe Alz
- Anhang 16:** Rückstandsuntersuchung – Entwicklung ausgewählter Stoffe
- Anhang 17:** OZV Ergebnisse Muschelmonitoring
- Anhang 18:** Ergebnisse amtliches WRRL-Monitoring Stoffe FWK F586
- Anhang 19:** Gesamtergebnis der Herbstbefischungen 2014–2018
- Anhang 20:** Referenzzönose Nr. 97 (FWK F586)
- Anhang 21:** Erläuterung Berechnungsformel Mischkonzentration
- Anhang 22:** Eingangsparameter Berechnungsszenario 3 Stoffe

## Tabellenverzeichnis

### Seite

Tab. 1: Stammdaten des im Untersuchungsgebiet liegenden Flusswasserkörpers der Alz (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015).....	5
Tab. 2: Amtliche Bewertung des ökologischen und chemischen Zustandes des Flusswasserkörpers F586 im aktuellen sowie im vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraum (Quelle: LfU Bayern).....	5
Tab. 3: Stammdaten des Flusswasserkörpers F583 (Quelle: LfU Bayern, Datenstand: 22.12.2015) .....	8
Tab. 4: Amtliche Bewertung des ökologischen Potentials und chemischen Zustandes des Flusswasserkörpers F583 im aktuellen sowie des FWK IN156 im vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraum (Quelle: LfU Bayern).....	9
Tab. 5: Abflusshauptwerte der Alz Ausleitungsstrecke am Pegel „Burgkirchen an der Alz“ (Jahresreihe 1988–2017). Datenquelle: Gewässerkundliches Jahrbuch Stand 27.08.2018 – erstellt vom WWA Traunstein. Abflusshauptwerte der Alz zusammen mit dem Alzkanal auf Höhe Burgkirchen (Jahresreihe 1973–2005). Datenquelle: Gewässerkundliches Jahrbuch Stand 18.10.2018 – erstellt vom WWA Traunstein. ....	12
Tab. 6: Auflistung der Abflusscharakteristika der Alz im untersuchten Zeitraum (01.01.2008 bis 31.09.2018).....	13
Tab. 7: Behördlich festgelegte Mindestwassermengen an den vier Alzstufen.....	17
Tab. 8: Abflusshauptwerte des Inns am Pegel „Eschelbach“ (Jahresreihe 1931–2006). Datenquelle: Abwasserjahrbuch Stand 25.02.2019 – erstellt vom Bayerischen Landesamt für Umwelt.....	18
Tab. 9: Zusammenstellung der beantragten Überwachungswerte sowie maximale Ablaufmengen je Einleitungspfad .....	24
Tab. 10: Fischtoxizität von Quecksilber (anorganisch) in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium unter Laborbedingungen.....	33
Tab. 11: Zusammenstellung chronisch und akut toxisch wirksamer Konzentrationen an Fluorid unterschiedlicher aquatischer Organismengruppen (Quelle: Entnommen aus FLEISS (2011)).....	38
Tab. 12: Zusammenstellung der vorhandenen aquatischen PNEC-Werte für perfluorierte Carbonsäuren bzw. Ersatzstoff DONA .....	44
Tab. 13: Zusammenstellung der im bisherigen Monitoring- bzw. Untersuchungsprogramm enthaltenen nicht geregelten OZVs und Gegenüberstellung vorhandener PNEC-Werte (Quelle: Eigene Zusammenstellung auf Grundlage von Daten des CPG) .....	46
Tab. 14: Lageinformation zu den von der ISG betriebenen Temperaturloggern im Untersuchungsgebiet.....	54
Tab. 15: Zeichenerklärung zu den einbezogenen Größen in der mit den Behörden abgestimmten Berechnungsformel.....	55
Tab. 16: Probenahmestellen Alz-Wasser (ALB, ALH, ALO) .....	57
Tab. 17: Probenahmestellen Alz-Sediment (PA1, PA2, PA3) .....	57
Tab. 18: Probenahmestellen Schwebstoff (PSA1, PSA2).....	57
Tab. 19: Übersicht der kartierten Habitate und Sonderstrukturen.....	62
Tab. 20: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial von Fließgewässern. Werte für Temperatur und Temperaturerhöhung mit Zuordnung der Fischgemeinschaften zu den Gewässertypen (OGewV).....	67
Tab. 21: Durchschnittliche, monatliche Wassertemperatur der Alz im unbeeinflussten Vorlauf (Messwerte) des CPG (Jahresreihe 2008 bis 2018) .....	70
Tab. 22: Überschreitungstage der Sommer- und Winterorientierungswerte im Cyp-R gemäß OGewV im Vorlauf des CPG .....	72
Tab. 23: Durchschnittliche, monatliche Aufwärmspanne der Alz durch die thermischen Einleitungen des CPG (Jahresreihe 2008 bis 2018) .....	77

Tab. 24: Tage mit Überschreitungen des 2 K Orientierungswertes der Aufwärmspanne gemäß OGewV und Tage mit Überschreitung der Aufwärmspanne von 3 K sowie die jeweils maximale Aufwärmspanne pro Jahr (Basis fließendes 6-Stundenmittel, Jahresreihe 2008 bis 2018).....	79
Tab. 25: Anteil der Überschreitungstage des Orientierungswertes gemäß OGewV für die Aufwärmspanne von 2 K in Abhängigkeit von dem mittleren täglichen Alzabfluss (Basis: Überschreitungen des gleitendes 6 Stundenmittels, Zeitreihe 2008-2018).....	82
Tab. 26: Durchschnittliche, monatliche Wassertemperatur der Alz im unbeeinflussten Vorlauf (Messwerte) sowie im beeinflussten Bereich (berechnete Werte siehe Kap. 5.2) unterhalb der thermischen Einleitung des CPG sowie die Temperaturdifferenz zwischen unbeeinflusstem und beeinflusstem Alzwasser (Jahresreihe 2008 bis 2018) .....	83
Tab. 27: Überschreitungstage der Sommer- und Winterorientierungswerte im Cyp-R gemäß OGewV im Vorlauf des CPG sowie nach der thermischen Einleitung des CPG und die Differenz der Überschreitungstage unterhalb und oberhalb des CPG .....	84
Tab. 28: Gemessene Gewässertemperatur und Sauerstoffkonzentration sowie errechnete Sättigungskonzentration in den Monaten Juli/August der Jahre 2015–2017 - Messstelle ALH (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG – i.d.R. ein Messwert je Monat) .....	89
Tab. 29: Quecksilberfrachten im Vorlauf sowie in den Einleitungspfaden des CPG in den Jahren 2011 bis 2017 (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Grundlage der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG) .....	91
Tab. 30: Auswertung DONA- und PFOA-Werte im Kläranlagenablauf 2011–2017 (Quelle: Abwasserjahresberichte 2011–2017) .....	97
Tab. 31: Mittlere Tagesfrachten Homologe C3 bis C10 und OPA im Ablauf der ANK der Jahre 2017 bis 2018 (Quelle: ISG) .....	99
Tab. 32: Jahresfrachten Homologe C3 bis C10 und OPA im Ablauf der ANK der Jahre 2017 bis 2018 (Quelle: Übermittelte Tagesfrachten der ISG auf das Jahr hochgerechnet durch Multiplikation mit 365) .....	100
Tab. 33: Perfluorierte Carbonsäuren und DONA-Konzentrationen [in µg/kg TS] im Sediment der Alz im Vergleich oberhalb/unterhalb Einleitung, Auszug aus dem Bericht Rückstandsanalytik 2016 (BNGF 2016).....	101
Tab. 34: Perfluorierte Carbonsäuren und DONA-Konzentrationen [in µg/kg TS] in Schwebstoffen der Alz im Vergleich oberhalb/unterhalb Einleitung, Auszug aus dem Bericht Rückstandsanalytik 2016 (BNGF 2016).....	101
Tab. 35: Ergebnisse der auf Triphenylzinn untersuchten Muscheln Brücke Hohenwart bei Emmerting (Quelle: ISG – weitere Angaben siehe Anhang 17).....	104
Tab. 36: Gemessene Konzentrationen an Octylzinnverbindungen im Alzwasser (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten, die von der ISG zur Verfügung gestellt wurden).....	108
Tab. 37: Gemessene Konzentrationen an Metylzinnverbindungen im Alzwasser (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten, die von der ISG zur Verfügung gestellt wurden).....	109
Tab. 38: Chlorid-Frachten und Konzentrationen im Ablauf der ANK (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016) .....	110
Tab. 39: Chlorid-Frachten und Konzentrationen im Vorlauf (WVA, WVB) und Ablauf (KSA, KOB) (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016).....	111
Tab. 40: Sulfat-Frachten und Konzentrationen im Ablauf der ANK (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016) .....	111
Tab. 41: Sulfat-Frachten und Konzentrationen im Vorlauf (WVA, WVB) und Ablauf (KSA, KOB) (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016).....	111
Tab. 42: Ergebnisse des Biozönotischen Regionsindex (LZI) und des Thermischen Regionsindex (TRI) für die drei amtlichen Messstellen aus dem Jahr 2012. ....	127
Tab. 43: Ergebnisse des Biozönotischen Regionsindex (LZI) und des Thermischen Regionsindex (TRI) für die beiden Messstellen der Eigenerhebung des BNGF aus dem Jahr 2016. ....	127
Tab. 44: Fischartennachweise der Herbstbefischungen (2014–2018) in den unbeeinflussten Kontrollbereich (oberhalb CPG) und den beeinflussten Bereich (unterhalb CPG) aufgeschlüsselt nach naturschutzfachlichem Status und ökologischen Gilden .....	130

---

Tab. 45: Einheitsfänge (Ind./100 m) der zehn häufigsten heimischen Fischarten innerhalb der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 (Hirten) .....	132
Tab. 46: Einheitsfänge (Ind./100 m) der zehn häufigsten heimischen Fischarten innerhalb der beeinflussten Strecke B2+B3 (Gendorf) .....	133
Tab. 47: Einheitsfänge (Ind./100 m) der zehn häufigsten heimischen Fischarten innerhalb der beeinflussten Strecke B4 (Hohenwart) .....	134
Tab. 48: Aktuell im Untersuchungsgebiet vorkommende oligo-stenotherme Fischarten und deren abschnittsbezogenen Nachweise (ober- bzw. unterhalb des CPG) im Rahmen der durchgeführten Bestandserhebungen (Herbst 2014–2018) .....	137
Tab. 49: Im Zuge der Herbstbefischungen 2014–2018 nachgewiesene Neozoen innerhalb der unbeeinflussten Befischungsstrecke B1 und der beeinflussten Befischungsstrecken B2+B3 und B4 .....	152
Tab. 50: Reale Betriebsszenarien des CPG unter möglichst maximaler Ausschöpfung der beantragten Aufwärmspanne im Sommer und Winter .....	161
Tab. 51: Mittels unter Formel 1 dargestellter Gleichung errechnete Aufwärmspannen bei verschiedenen Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss) .....	163
Tab. 52: Überschreitungstage des gemäß OGewV für Cyp-R gültigen Orientierungswertes der Aufwärmspanne von 2 K unter aktuellen (QM <sub>aktuell</sub> ) und den fünf modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss) .....	166
Tab. 53: Für die Modellierung der maximalen Wassertemperatur herangezogenen Lufttemperaturen der drei Berechnungsszenarios für die Sommer- (S1 bis S3) und Wintermonate (W1 bis W3) sowie die Steigung der linearen Regressionsgerade der Modellierungen der maximalen Wassertemperaturen der Alz .....	168
Tab. 54: Berechnungsszenarien der maximalen Wassertemperatur in den Sommer- und Wintermonaten, basierend auf den Geradengleichungen der in Anhang 6 gezeigten linearen Regressionen .....	169
Tab. 55: Abnahme der maximalen Wassertemperaturen unter den bei der Aufwärmspanne definierten, potentiellen Abflussszenarien (QM <sub>mod5</sub> bis QM <sub>mod12</sub> ) ausgehend von den in Tab. 53 genannten Geradensteigungen im Vergleich zur aktuellen Mindestwassermenge (QM = Mindestwasserabfluss) .....	171
Tab. 56: Ausgangsparameter für die Prognose der zu erwartenden Temperaturverhältnisse unter modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss) .....	171
Tab. 57: Errechnete Reduktion der Vorlauftemperatur während den betrachteten Betriebstagen unter modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss) .....	172
Tab. 58: Vorlauftemperaturen der Alz an den beispielhaft dargestellten Betriebstagen unter realen Abflüssen (QM <sub>aktuell</sub> ) und unter den fünf modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss) .....	172
Tab. 59: Aufwärmspannen der Alz an den beispielhaft dargestellten Betriebstagen unter realen Abflüssen (QM <sub>aktuell</sub> ) und unter den fünf modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss) .....	173
Tab. 60: Mischtemperatur der Alz unterhalb des CPG an den beispielhaft dargestellten Betriebstagen unter realen Abflüssen (QM <sub>aktuell</sub> ) und unter den fünf modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss) .....	173
Tab. 61: Sauerstoffgehalte der Alz unterhalb des CPG bei unterschiedlichen angenommenen Sättigungskonzentrationen (Quelle: Eigene Berechnung der Sauerstoffgehalte in Anlehnung an HÖLL (1979) auf Basis der Temperaturdaten der ISG) .....	176
Tab. 62: Sauerstoffgehalte der Alz im Vorlauf des CPG bei unterschiedlichen angenommenen Sättigungskonzentrationen (Quelle: Eigene Berechnung der Sauerstoffgehalte in Anlehnung an HÖLL (1979) auf Basis der Temperaturdaten der ISG) .....	176
Tab. 63: Nachgewiesene oligo-stenotherme Fischarten der Alz und deren Temperaturansprüche (sofern in der Literatur verfügbar) .....	177
Tab. 64: Ausgangsparameter der Berechnungsszenarien .....	180

---

---

Tab. 65: Errechnete Mischkonzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Annahmen (Szenario 1 und 2: Überwachungswerte zu 100% ausgeschöpft) sowie auf Basis tatsächlicher Messwerte (Szenario 3) ohne Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser .....	181
Tab. 66: Errechnete Mischkonzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Annahmen (Szenario 1 und 2: Überwachungswerte zu 100% ausgeschöpft) sowie auf Basis tatsächlicher Messwerte (Szenario 3) mit Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser .....	182
Tab. 67: Rechnerische Mischkonzentration Homologe C3 bis C10 und OPA in der Alz im Jahresmittel (Jahresabfluss 2015 192,9 Mio m <sup>3</sup> ) .....	192
Tab. 68: Rechnerische Mischkonzentration Homologe C3 bis C10 und OPA in der Alz im Tagesmittel (MNQ 3,57 m <sup>3</sup> /s) .....	193
Tab. 69: Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene naturschutzfachlich prüfungsrelevante Fischarten (blau eingefärbt: thermosensible/stoffsensible Arten) .....	200
Tab. 70: Überblick über die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deren Parameter nach OGewV, Anlage 3. ....	209



## Abbildungsverzeichnis

### Seite

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes sowie der umliegenden Gewässer mit relevanten Schutzgebieten (FFH-Gebiet Nr. 7742-371 „Inn und Untere Alz“ und Naturschutzgebiet Nr. NSG-00374.01 „Untere Alz“) .....	3
Abb. 2: Amtliche Abgrenzung des FWK F586 und Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern) .....	4
Abb. 3: Auszug aus dem vorangegangenen Maßnahmenprogramm 2010–2015 für den FWK F586 (vormals IN348) (Quelle: LfU Bayern) .....	6
Abb. 4: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F586 (Quelle: LfU Bayern) .....	7
Abb. 5: Amtliche Abgrenzung des FWK F583 (Quelle: LfU Bayern) .....	8
Abb. 6: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F583 (Quelle: LfU Bayern) .....	10
Abb. 7: Darstellung des mengenmäßigen Zustands des Grundwasserkörpers G151 .....	10
Abb. 8: Darstellung des chemischen Zustands des Grundwasserkörpers G 151 .....	11
Abb. 9: Tägliche mittlere Abflüsse der Ausleitungsstrecke der Alz (FWK F586) mit Ausleitung in den Alzkanal ab Wehr Hirten (blau) und ohne Ausleitung in den Alzkanal ab Wehr Hirten (grau) im Jahr 2017 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten des GKD) .....	13
Abb. 10: Rasch eintretende und stark ausgeprägte Verbuschung von Kiesbänken und -ufeln als Folge der reduzierten Wasserführung in der Alz am Beispiel des 2012 bis 2015 renaturierten und neu angelegten Abschnitts der Alz zwischen F-km 6,0 und 6,3; Struktur- und Habitatkartierung (September 2018) .....	15
Abb. 11: Ausgeprägtes, flächendeckendes Aufkommen benthischer Algen am Gewässergrund des Alz-Mutterbetts als Folge der durch die Ausleitung deutlich reduzierten Wassertiefe und Schleppkraft .....	16
Abb. 12: Fließschema des Chemieparks Gendorf, abstrahierte Skizze ohne Maßstab und ohne genaue Verortung der einzelnen Volumenströme (Quelle: eigene Darstellung) .....	20
Abb. 13: Auszug aus der Bewilligung zur Wasserentnahme – gültig bis 31.12.2045 .....	27
Abb. 14: Aquatische Toxizitäten von Chlordioxid (Quelle: Auszug aus dem Sicherheitsdatenblatt Chlordioxid (Dr. Küke GmbH 2015)) .....	36
Abb. 15: Aquatische Toxizitäten von Brom (Quelle: Auszug aus dem Sicherheitsdatenblatt Brom (SCS GMBH 2011)) .....	37
Abb. 16: Ökotoxikologische Daten für 1,4-Dioxan (Quelle: Entnommen aus (LANUV NRW 2018a)) .....	39
Abb. 17: Mit den Fachbehörden (WWA, LfU Bayern) abgestimmte Formel zur Berechnung der Aufwärmspanne der Alz durch den CPG (Quelle: ISG 2012) .....	54
Abb. 18: Schematische Lage-Darstellung nicht amtlicher Probenahmestellen stofflicher Untersuchungen in der Alz .....	59
Abb. 19: Schematische Lage-Darstellung amtlicher Probenahmestellen stofflicher Untersuchungen in der Alz .....	61
Abb. 20: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG in den Jahren 2008 bis 2018: Jahresmittelwerte (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG) .....	69
Abb. 21: Temperaturregime der Alz im Vorlauf der CPG in den Sommer- (April bis November) und Wintermonaten (Dezember bis März): mittlere Durchschnittstemperatur der Jahreszeiten im Vergleich zwischen den Jahren 2008 bis 2013 und 2014 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG) .....	69
Abb. 22: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (türkise Balken) sowie im thermisch beeinflussten Bereich unterhalb des CPG (Temperaturdifferenz als rotbraune Balken dargestellt) in den Jahren als Monatsmittelwerte sowie die Sommer- (23 °C) und Winter-	

Orientierungswerte (10 °C) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV als rote Linien der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG) .....	74
Abb. 23: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) in den Jahren 2008 bis 2018 als stündliche Tagesmaxima im Juli sowie der Sommer-Orientierungswert (23 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG) .....	74
Abb. 24: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) als stündliche Tagesmaxima im August sowie der Sommer-Orientierungswert (23 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG).....	75
Abb. 25: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) als stündliche Tagesmaxima im Dezember sowie der Winter-Orientierungswert (10 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG).....	75
Abb. 26: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) in den Jahren als stündliche Tagesmaxima im März sowie der Winter-Orientierungswert (10 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV (Jahresreihe 2008 bis 2018) (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG) .....	76
Abb. 27: Temperaturregime der Alz im Vorlauf der CPG, maximale tägliche Temperaturschwankungen der Alz berechnet als Differenz des täglichen Stundenmaximums und täglichen Stundenminimums der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG).....	76
Abb. 28: Errechnete mittlere Aufwärmspanne der Alz im Monatsmittel durch die thermischen Einleitungen des CPG sowie der Orientierungswert der Aufwärmspanne (2 K, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG).....	78
Abb. 29: Maximale tägliche Aufwärmspanne der Alz (Basis fließendes 6-Stundenmittel) durch die thermischen Einleitungen des CPG (blaue Balken, sekundäre Y-Achse) und mittlerer täglicher Abfluss [m <sup>3</sup> /s] in der Ausleitungsstrecke (schwarze Linie, primäre Y-Achse) vor, während und nach der Betriebspause des Alzkanal im Jahre 2016 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG).....	78
Abb. 30: Mittlere Aufwärmspanne (schwarze Linie) und Standardabweichung (graue Linie) aufgetragen gegen den Abfluss.....	80
Abb. 31: Mittlere Aufwärmspanne (schwarze Linie) mit Standardabweichung (graue Linie) aufgetragen gegen den Abfluss bis 25 m <sup>3</sup> /s .....	81
Abb. 32: Sauerstoffkonzentration ALB-ALH-ALO im Vergleich (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG – i.d.R. ein Messwert je Monat – bei mehreren Messwerten je Monat sind die Mittelwerte dargestellt; Daten Dezember 2015 wurden aufgrund unplausibler Messwerte nicht verwendet) .....	88
Abb. 33: Sauerstoffsättigungskonzentration ALB-ALH-ALO im Vergleich (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG – i.d.R. ein Messwert je Monat – bei mehreren Messwerten je Monat sind die Mittelwerte dargestellt; Daten Dezember 2015 wurden aufgrund unplausibler Messwerte nicht verwendet) .....	88
Abb. 34: Quecksilberfrachten aus der Kläranlage der Jahre 2011 bis 2017 (Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG) .....	92
Abb. 35: Quecksilber – Konzentrationen Schwebstoffuntersuchung Alz 2011, 2016, 2018 .....	92
Abb. 36: Quecksilber – Konzentrationen Sedimentuntersuchung Alz 2011, 2016, 2018 .....	93
Abb. 37: Mittlere Quecksilbergehalte in Muscheln 2013 – 2018 oberhalb und unterhalb CPG im Vergleich (Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des LfU Bayern (vgl. Anhang 3)).....	94

---

Abb. 38: Durchschnittliche Konzentration der Summe aus DONA+PFOA im Ablauf der Kläranlage in den Jahren 2011 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG) .....	97
Abb. 39: Jahresfrachten der Summe aus DONA+PFOA im Ablauf der Kläranlage in den Jahren 2011 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG) .....	98
Abb. 40: Mittlere und maximale Konzentrationen an PFOA in der Alz der Jahre 2014 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG (siehe Anhang 15)) .....	98
Abb. 41: Mittlere und maximale Konzentrationen an DONA in der Alz der Jahre 2014 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Daten der ISG (siehe Anhang 15)) .....	99
Abb. 42: Entwicklung der Triphenylzinnbelastungen (Altbelastungen) in den Alz-Sedimenten; Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der Daten der ISG (vgl. Anhang 1, Anhang 7 und Anhang 16) .....	105
Abb. 43: Im FWK F586 Alz gelegene Querbauwerke: Burgkirchner Wehr, Hirtener Wehr, Walder Sohlschwelle, Bruck(mühl)er Düker .....	116
Abb. 44 links: frisch umgelagerter Kieslaichplatz; rechts: flächendeckend mit Algen überzogene Kiessubstrate .....	118
Abb. 45: Jungfischhabitats in der Alz .....	120
Abb. 46: Adulthabitats in der Alz (links: Kolk hinter Totholzhaufen; rechts: Rinne) .....	121
Abb. 47: Hochwassereinstände in der Alz (links: Bucht im Strömungsschatten; rechts: Altarm) .....	122
Abb. 48: Totholz in der Alz .....	123
Abb. 49: Steinnester in der Alz .....	124
Abb. 50: Riegel aus groben Steinblöcken in der Alz .....	124
Abb. 51: Bühnen aus groben Steinblöcken in der Alz .....	125
Abb. 52: Einheitsfänge (Ind./100 m) der Herbstbefischungen 2014 bis 2018 innerhalb der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 (* Ergebnis Sommer 2016) .....	135
Abb. 53: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst .....	136
Abb. 54: Einheitsfang der Äsche (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungsstrecke und -jahr (* Ergebnis der Sommerbefischung 2016) .....	138
Abb. 55: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Äsche in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Äsche in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst .....	138
Abb. 56: Einheitsfang der Bachforelle (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungsstrecke und -jahr (* Ergebnis der Sommerbefischung 2016) .....	139
Abb. 57: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Bachforelle in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Bachforelle in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst .....	139
Abb. 58: Einheitsfang der Elritze (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungsstrecke und -jahr (* Ergebnis der Sommerbefischung 2016) .....	140
Abb. 59: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Elritze in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Elritze in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst .....	141
Abb. 60: Einheitsfang der Groppe (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungsstrecke und -jahr (* Ergebnis der Sommerbefischung 2016) .....	142

---

Abb. 61: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Groppe in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Groppe in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst.....	142
Abb. 62: Allgemeine krankhafte Veränderungen bei Alzfischen. %-Anteile am Gesamtfang der Bestandserhebungen 2001, 2006, 2011 und 2016 (oh.: unbeeinflusste Befischungstrecken oberhalb der CPG-Einleitungen; uh.: beeinflusste Befischungstrecken unterhalb CPG-Einleitungen) .....	144
Abb. 63: Anteile der Fischverletzungen (piscivore Vögel) am Gesamtfang der Bestandserhebungen 2001, 2006, 2011 und 2016 (oh.: oberhalb des CPG; uh.: unterhalb des CPG) .....	146
Abb. 64: Ökologischer Zustand der Fischfauna nach fiBS im Zeitraum 2012–2014 (unmittelbarer Schadenfolgezeitraum) in den einzelnen Bereichen und einzelnen Jahren sowie „gepoolt“ für drei Jahre (rot umrandet). .....	150
Abb. 65: Ökologischer Zustand der Fischfauna nach fiBS im Zeitraum 2016–2018 (nach fortschreitender Bestandsregeneration) in den einzelnen Bereichen und einzelnen Jahren sowie „gepoolt“ für drei Jahre (rot umrandet). .....	151
Abb. 66: Auszug aus der Umwelterklärung 2018 S. 35.....	155
Abb. 67: Darstellung des Wasserverbrauchs, der Produktionsmenge und Nutzung von Rückkühlwasser des Chemieparks Gendorf seit dem Jahr 2000 (Quelle: Daten und Darstellung der ISG) .....	156
Abb. 68: Potenzielle Regressionsanalyse der täglichen, maximalen Aufwärmspanne [K] in Abhängigkeit des mittleren, täglichen Abflusses [ $m^3/s$ ] mit eingezeichneter potenzieller Funktion (schwarze Linie) .....	163
Abb. 69: Maximale, tägliche Aufwärmspanne der Alz im untersuchten Zeitraum, basierend auf realen Betriebsbedingungen unter aktuellen Abflussverhältnissen (rote Balken) und den fünf Mindest-Abflussszenarien (5, 6, 8, 10 und 12 $m^3/s$ ) sowie der gemäß OGewV gültige Orientierungswert für die Aufwärmspanne in einem Cyp-R Gewässer von 2 K (rote Linie) .....	165
Abb. 70: Lineare Regression der täglichen, maximalen Lufttemperatur (x-Achse) und maximalen, täglichen Wassertemperatur (y-Achse) bei mittleren Abflüssen von 3 $m^3/s$ in den Sommermonaten (linke Grafik) und Wintermonaten (rechte Grafik). Die Graphen enthalten die Regressionsgerade sowie das jeweilige Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) .....	167
Abb. 71: Modellierung der maximalen Wassertemperaturen der Alz in den Sommermonaten unter Berücksichtigung von drei Lufttemperaturszenarien (S1 bis S3) .....	169
Abb. 72: Modellierung der maximalen Wassertemperaturen der Alz in den Wintermonaten unter Berücksichtigung von drei Lufttemperaturszenarien (W1 bis W3) .....	170
Abb. 73: Ergebnisse der Toxizitätstests von WWA und ISG 2015–2019 im Vergleich (Quelle: Zusammenstellung der ISG auf Basis von Untersuchungen von WWA und ISG (=UWS)) .....	199
Abb. 74: Konstellationen zur „Verschlechterung“ zwischen „unterstützenden“ und biologischen QK aus LAWA 2017 .....	204

---

## Glossar

**Abundanz:** Anzahl der Organismen in Bezug auf eine bestimmte Fläche oder Raumeinheit.

**adult:** erwachsen (geschlechtsreif).

**Alkylierung:** Als Alkylierung wird in der organischen Chemie der Transfer von Alkylgruppen während einer chemischen Reaktion von einem Molekül zum anderen bezeichnet.

**anthropogen:** durch menschlichen Einfluss bedingt.

**Arylierung:** Im Gegensatz zur Alkylierung, die die Einführung von Alkylgruppen bedeutet, bezeichnet die Arylierung die Einführung einer Arylgruppe in eine chemische, meist organische Verbindung.

**autochthon:** in einem Gebiet selbstständig entstanden, bodenständig, standorttypisch, ursprünglich.

**Autökologie:** Ökologie von Arten; Untersuchung der Anpassung von Arten an ihren Lebensraum.

**Bioakkumulation:** Der Begriff Bioakkumulation bezieht sich auf die Anreicherung eines Stoffes in Organismen unabhängig von seinem Aufnahmepfad, d.h. es wird sowohl die Aufnahme aus dem umgebenden Medium (Wasser, Luft, Boden) als auch die Aufnahme über die Nahrung berücksichtigt (UBA 2018).

**Biomagnifikation:** Fähigkeit eines Stoffes, sich im Nahrungsnetz anzureichern. Stoffe, die von Organismen nur langsam ab- oder umgebaut werden und deren Ausscheidungsrate durch die Organismen gering ist, reichern sich in diesen an und können an eventuelle Räuberorganismen weitergegeben werden. So kann es im Nahrungsnetz zu einer Anreicherung des Stoffes kommen, wobei die Organismen der oberen trophischen Ebenen die höchsten Konzentrationen aufweisen (UBA 2018).

**Biomasse:** Gewicht einer Organismengruppe pro Flächen- oder Volumeneinheit.

**Biozide:** Chemischer Stoff, der in der Lage ist, lebende Organismen abzutöten (UBA 2018).

**Biozönose:** Lebensgemeinschaft, Gemeinschaft von in Raum und Zeit zusammenlebenden Arten, Artenliste einer Lebensgemeinschaft.

**Cypriniden:** Karpfenartige Fische, Weißfische.

**Disruptor:** Natürlicher oder synthetischer exogener Stoff, der wie ein Hormon wirkt (hormonell wirksamer Stoff) und so das physiologische Gleichgewicht des Hormonsystems von Tieren und Menschen stört.

**EC<sub>50</sub>:** Als mittlere effektive Konzentration (EC<sub>50</sub>) bzw. mittlere effektive Dosis (ED<sub>50</sub>) wird in der Pharmakologie und Toxikologie die effektive Konzentration bzw. Dosis bezeichnet, bei der ein halbmaximaler Effekt beobachtet wird. Die mittlere Effektivdosis kann nicht direkt gemessen werden, sondern muss aus einer an einer Gruppe von Individuen bestimmten Dosis-Wirkungs-Kurve durch mathematische Modellierung abgeleitet werden. Bei der Toxizitätsbestimmung entspricht die EC<sub>50</sub> einer Konzentration, die bei 50 % einer Versuchspopulation eine andere definierte Wirkung als den Tod auslöst – bei Letalität würde man von LC<sub>50</sub> sprechen. Der **ErC<sub>50</sub>** bezieht sich auf die Reduktion der Biomasse bzw. auf die Inhibition des Wachstums von Algen.

**ECHA (Europäische Chemikalienagentur):** Die ECHA ist eine Behörde der EU, die die technischen, wissenschaftlichen und administrativen Aspekte bei der Registrierung, Bewertung und Zulassung von Chemikalien regelt.

**Endokrine Wirksamkeit:** Potenzial eines Stoffes, hormonähnliche Wirkung zu entfalten und so das physiologische Gleichgewicht des Hormonsystems von Tieren und Menschen zu stören.

**Entwicklungstoxizität:** Potenzial eines Stoffes, Wachstum und Entwicklung von Organismen zu beeinträchtigen.

**eurytherm:** Bezeichnung für Arten, die an große Temperaturschwankungen angepasst sind.

**Gilde:** Gruppe von Arten mit ähnlichen Strategien der Ressourcennutzung oder ähnlichen Lebensformtypen.

**Habitat:** Lebensraum bestimmter Beschaffenheit und Lokalität (auch: Lebensraum einer Art oder eines Organismus).

**Halbmetall:** Elemente, die anhand ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften weder eindeutig den Metallen noch den Nichtmetallen zugeordnet werden können.

**indifferent:** Bezeichnung für Organismen, die keine ausgeprägte Präferenz bezüglich eines lebensraumbestimmenden Faktors (z.B. Fließgeschwindigkeit) zeigen.

**Interstitial (hyporheisches):** (durchflossenes) Lückensystem der Gewässersohle (Bettsediment); Hohlsystem der Kiesschicht.

**juvenil:** jugendlich (nicht geschlechtsreif).

- 
- Kanzerogenität:** Eigenschaft eines Stoffes oder einer Strahlung, Krebserkrankungen auszulösen oder zu fördern. Kanzerogene (syn. karzinogene) Stoffe fördern das Wachstum von Gewebe, welches nicht durch körpereigene Regulationsmechanismen kontrolliert wird.
- Kongenerie:** Chemische Verbindungen mit der gleichen Grundstruktur, aber unterschiedlichen Substitutionsmustern.
- karzinogen:** Krebs erzeugend bzw. Krebs fördernd.
- Kolmation:** Verstopfung/Verlegung der Poren im Boden, Verminderung der Durchlässigkeit des Gewässerbodens durch Ablagerungen (äußere Kolmation) und Einlagerungen (innere Kolmation), Abdichtung der Bettsedimente.
- LD<sub>50</sub>:** Die Letale Dosis (LD) bzw. Lethal Concentration (LC) ist in der Toxikologie die Dosis eines bestimmten Stoffes, die für ein bestimmtes Lebewesen tödlich (letal) wirkt. Der LD<sub>50</sub> ist hierbei als die mittlere tödliche Dosis definiert, deren letaler Effekt sich auf 50 Prozent der beobachteten Population bezieht.
- LD<sub>100</sub>:** Die Letale Dosis (LD) bzw. Lethal Concentration (LC) ist in der Toxikologie die Dosis eines bestimmten Stoffes, die für ein bestimmtes Lebewesen tödlich (letal) wirkt. Der LD<sub>100</sub> ist hierbei als die absolut tödliche Dosis definiert und ist vom empfindlichsten Individuum innerhalb einer Versuchsreihe abhängig.
- letal:** tödlich.
- Ligand:** Ein Ligand ist in der Komplexchemie sowie in Organometallchemie und Bioanorganik ein Atom oder Molekül, welches sich über eine koordinative Bindung an ein zentrales Metall-Ion binden kann.
- lithophil:** Bezeichnung für aquatische Organismen, die vorzugsweise auf Steinen vorkommen bzw. Steine (Kies) als Laichsubstrat bevorzugen.
- LOEC:** In der Toxikologie ist LOEC/LOEL (Lowest Observed Effect Concentration/Level) ein toxikologischer Endpunkt in der Toxizitätsbestimmung, um die Toxizität einer Substanz anzugeben. Es handelt sich um die geringste Konzentration beziehungsweise Dosis eines Toxins, die eine statistisch messbare Wirkung auf den untersuchten Organismus zeigt.
- MBAS:** Tenside werden in der Abwasseranalytik als summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen erfasst; und zwar einmal als sog. MBAS (methylenblauaktive Substanzen) für die anionischen und zum anderen als bismutaktive Substanzen (BiAS) für die nichtionischen Tenside.
- Makrophyten:** submerse Wasserpflanzen mit Körpergliederung in Wurzel, Stamm und Blatt; inkl. Moose und Characeen, lebende Pflanzenteile, Wurzelbärte, Ufergrasbüschel etc.; mit bloßem Auge deutlich erkennbar.
- Makrozoobenthos:** Sammelbezeichnung für wirbellose Tiere, die den Gewässerboden bewohnen und zumindest in einem Lebensstadium mit freiem Auge sichtbar sind.
- MATC:** (Maximum acceptable toxicant concentration) Maximale subletale Schadstoffkonzentration.
- meso-eurytherm:** Bezeichnung für Arten, die mittlere bis große Temperaturschwankungen tolerieren bzw. an ein breites Temperaturspektrum angepasst sind.
- Migration:** Wanderung.
- Morphologie:** Wissenschaft von der Form/Gestalt.
- Mutagenität:** Potenzial eines Stoffes oder einer Strahlung, Veränderungen am Erbgut (Mutation) hervorzurufen. Mutationen von Körperzellen können zu Krebs führen, während Mutationen von Keimzellen die Fortpflanzung und/oder die Nachkommen beeinträchtigen und vererbt werden können (UBA 2018).
- Neozoen:** aus entfernten Gebieten oder anderen Kontinenten nach 1492 (neu) eingewanderte oder eingebürgerte Tierarten.
- nephrotoxisch:** die Niere schädigend.
- neurotoxisch:** das Nervensystem schädigend.
- NOEC:** (No observed effect concentration) ist die in einem in der Regel chronischen Toxizitätstest ermittelte höchste Schadstoffkonzentration, die gerade keine Beeinträchtigung eines Organismus in Morphologie, Physiologie, Wachstum, Entwicklung oder Lebenserwartung mehr verursacht.
- Ökosystem:** funktionelle Einheit von Lebewesen und ihrer Umwelt in der Biosphäre, ein offenes System - durch Stoffkreisläufe zur Selbstregulierung befähigt, nie scharf abzugrenzen.
- Organozinnverbindung:** Sammelbezeichnung für metallorganische Verbindungen mit einer oder mehreren Zinn-Kohlenstoff-Bindungen.
- PBT-Stoff:** Stoffe, die persistent, bioakkumulierend und toxisch sind.
-

- 
- Persistenz:** Eigenschaft von Stoffen, über lange Zeit in der Umwelt zu verbleiben, ohne durch physikalische, chemische oder biologische Prozesse verändert zu werden (UBA 2018).
- Perzentil:** Perzentile sind Werte, die, wie der Median, die Reihe der nach ihrer Größe geordneten Messwerte teilen. So ist z.B. das 90. Perzentil der Wert, unter dem 90 Prozent der Messwerte liegen; 10 Prozent hingegen liegen über dem 90. Perzentil.
- PFC:** PFC ist eine Abkürzung für per- und polyfluorierte Chemikalien – auch bekannt als PFAS (per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen) oder PFT (perfluorierte Tenside). Diese Stoffgruppe umfasst mehr als 3000 verschiedene Stoffe. PFC kommen nicht natürlich vor.
- Phytobenthos:** Algenaufwuchs des Gewässerbodens.
- Phytoplankton:** photoautotrophes Plankton bestehend aus Kieselalgen, Grünalgen, Goldalgen, Dinoflagellaten und Cyanobakterien.
- PNEC:** Predicted no effect concentration. Schwellenwert für Umwelteffekte, der aus Toxizitätswerten für die in dem jeweiligen Umweltmedium lebenden Organismen abgeleitet wird. Der PNEC ist die Konzentration, unterhalb derer höchstwahrscheinlich kein negativer Effekt an dem jeweiligen Ökosystem auftritt.
- PNEC<sub>aquatisch</sub>:** Predicted no effect concentration für die aquatischen Lebensgemeinschaften. Die Ableitung einer PNEC für den aquatischen Bereich erfolgt für Einzelstoffe grundsätzlich im Rahmen der Europäischen Risikobewertung für Chemikalien entsprechend dem Technischen Leitfaden (TGD). Grundlage sind die Ergebnisse aus längerfristigen Monospezies tests an mindestens einem der Vertreter dreier unterschiedlicher Trophiestufen: Algen, Kleinkrebse und Fische. Die Testergebnisse lassen eine Aussage über höchste Konzentration zu, die bei längerfristiger Exposition ohne Wirkung bleibt. (No Observed Effect Concentration, NOEC). Die PNEC (Predicted No Effect Concentration) ergibt sich aus dem niedrigsten Testergebnis (für die empfindlichste Art) dividiert durch einen Ausgleichsfaktor. Dieser Faktor ist bei Vorliegen aller erforderlicher Daten 10 und wird mit wachsenden Datenlücken entsprechend größer. Über diesen Faktor sollen die Unsicherheiten der Übertragung einzelner Laborergebnisse an wenigen Organismenarten auf reale Verhältnisse in Gewässern berücksichtigt werden (in der Regel: PNEC = kleinste NOEC dividiert durch 10) (LAWA 2004).
- Population:** Reproduktionsgemeinschaft in einem abgegrenzten Raum.
- Prädation:** Räuberdruck.
- Rekrutierung:** Rekrutierungspotenzial = strukturelle Grundlage (Laichplätze und Brut/Jungfischhabitats und deren räumliche Verknüpfung), welche die Versorgung eines Gewässerabschnittes mit Fischnachwuchs gewährleistet.
- Reproduktionstoxizität:** Potenzial eines Stoffes oder einer Strahlung, die Fortpflanzungsfähigkeit und/oder die embryonale Entwicklung eines Fötus zu beeinträchtigen. Reproduktionstoxizität ist ein Oberbegriff, der sowohl die fruchtschädigende (teratogene) als auch die Fruchtbarkeitsschädigende Wirkung einer Substanz umfasst.
- rheophil:** strömungsliebend, Bezeichnung für Organismen, die sich mit Vorliebe in Gewässern mit starker Strömung aufhalten.
- Resilienz:** auch als Störungsstabilität, Robustheit oder Elastizität bezeichnet, ist die Fähigkeit eines Ökosystems oder einer Biozönose, nach wesentlichen Störungen z.B. Artenverschiebungen durch eine mehr oder minder langfristige Sukzession (Aufeinanderfolge) wieder zum ursprünglichen Artengefüge zurückzukehren.
- Rhithral:** sommerkalte (< 20 °C), steinig-kiesige, gefällereiche Oberlauf-Region eines Fließgewässers.
- rhithral:** der Rhithralregion zugehörend.
- Saprobie:** Intensität des Abbaus organischer Substanzen durch Stoffwechsellvorgänge. Die Saprobie ist ein Komplementärbegriff auf Trophie.
- subletal:** fast tödlich.
- Teratogenität:** Teratogene Substanzen oder Strahlung können während der embryonalen Entwicklung im Mutterleib zu Entwicklungsstörungen und Missbildungen des ungeborenen Lebens führen, die jedoch nicht vererbt werden.
- Toxizität:** Giftigkeit. Maß für die Fähigkeit eines Stoffes einen exponierten Organismus zu schädigen (UBA 2018).
- Umweltqualitätsnorm (UQN):** Die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf (§ 2 Oberflächengewässerverordnung - OGewV). UQNs sind in

---

den Anlagen 6 und 8 der OGewV gelistet. Generell wird differenziert zwischen der JD-UQN (Jahresdurchschnitts-UQN), ZHK-UQN (zulässige Höchstkonzentration-UQN) sowie Biota-UQN. Die Biota-UQN bezieht sich bei der Mehrheit der Schadstoffe auf Fische. Ausnahmen bilden Fluoranthen und PAK (polyzyklische Aromate) sowie Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen. Bei Fluoranthen und PAKs bezieht sich die Biota-UQN auf Krebstiere und Weichtiere. Für Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen bezieht sich die Biota-UQN auf Fische, Krebstiere und Weichtiere.

**vPvB-Stoffe:** (very Persistent, very Bioaccumulative) Stoffe, die sehr persistent sind und sich in Organismen stark anreichern können.

**Zönose:** siehe Biozönose.

**Zooplankton:** im Freiwasserraum lebender und mit der Wasserbewegung passiv treibender tierischer Anteil des Planktons (Plankton: Gesamtheit der im Freiwasserraum schwebenden (lebenden) Organismen mit gänzlich fehlender oder nur geringer Eigenbewegung: sie treiben passiv im Gewässer).



## Abkürzungsverzeichnis

AbwV	Abwasserverordnung
ANK	Ablauf Nachklärung (Kläranlage)
AVK	Ablauf Vorklärung
BG	Bestimmungsgrenze
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
CPG	Chemiepark Gendorf
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cyp-R	Cyprinidengeprägtes Rhithral
DEHP	Bis(2-ethylhexyl)phthalat
DONA	4,8-Dioxa-3H-perfluorononansäure
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EW	Einwohnerwert
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat – Richtlinie
Fg	Frischgewicht
fiBS	Fischbasiertes Bewertungssystem zur Ermittlung des ökologischen Zustands/Potenzials der Fischfauna
FWK	Flusswasserkörper
GKD	Gewässerkundlicher Dienst
HCB	Hexachlorbenzol
Hg	Quecksilber
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Ind.	Individuen
JD-UQN	Jahresdurchschnittswert - Umweltqualitätsnorm
KSA	Kühlwasserkanal Süd
KOB	Kühlwasserkanal Ost
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LANUV NRW	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LfU Bayern	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LfULG	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Freistaat Sachsen
MZB	Makrozoobenthos
NOEC	No observed effect concentration
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OPA	Oxa Pentanoic acid
OZV	Organozinnverbindung
PAK	Polycyclische Aromate
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine

---

PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PCDL	dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle
PFDA	Perfluordecansäure
PFOA	Perfluoroctansäure
PFOS	Perfluoroctansulfonsäure
PFC	Per- und polyfluorierte Chemikalien
PVC	Polyvinylchlorid
QK	Qualitätskomponente
QM	Mindestwasserabfluss
RL	Rote Liste
SVHC	Substances of very high concern (besonders besorgniserregende Stoffe)
t	Gemessene Wassertemperatur [°C]
$\Delta t$	Aufwärmspanne [K]
UA	Untersuchungsabschnitt
UG	Untersuchungsgebiet
USchadG	Umweltschadensgesetz
V	Volumenstrom [m <sup>3</sup> /h]
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie (EG)
WVA	Entnahme Alzwasser
WVB	Entnahme Brunnenwasser
WWA	Wasserwirtschaftsamt
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
ZARA	Zentrale Abwasserreinigungsanlage
ZHK-UQN	Zulässige Höchstkonzentration - Umweltqualitätsnorm

## **1. Anlass und Aufgabenstellung**

Der Chemiepark Gendorf im oberbayerischen Burgkirchen (Landkreis Altötting) – mitten im Bayerischen Chemiesiedendreieck – ist der größte Chemiepark Bayerns und Standort für über 30 Unternehmen aus den Bereichen Basis- und Spezialitäten-Chemie, Kunststoffe, Energieversorgung und Dienstleistungen. Die produzierenden Unternehmen nutzen die gemeinsame Chemiepark-Infrastruktur und sind durch einen Produktions- und Stoffverbund eng miteinander vernetzt.

Die speziell auf die Chemieproduktion zugeschnittene Infrastruktur wird von der Betreibergesellschaft InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG (ISG) bereitgestellt. Zu dieser Infrastruktur gehört unter anderem auch die Abwasserreinigung. Die zentrale Abwasserreinigungsanlage (ZARA) reinigt das im Chemiepark Gendorf (CPG) anfallende Abwasser in mehreren Behandlungsstufen (chemisch/physikalisch und biologisch). Mit dem Kühlwasserkanal Süd (KSA, F-km 14,99) und dem Kühlwasserkanal Ost (KOB, F-km 14,34) bestehen zwei linksseitige Abwassereinleitungen in die Alz.

Die Antragstellerin ist Inhaberin einer gehobenen wasserrechtlichen Erlaubnis zur Einleitung gesammelter stofflich und thermisch belasteter Abwässer in die Alz. Die gehobene Erlaubnis wurde vom Landratsamt Altötting am 28.03.2001 erteilt und letztmals am 24.07.2018 geändert. Die Erlaubnis ist bis zum 31.12.2020 befristet. Aufgrund der Befristung ist eine neue Beantragung der Erlaubnis erforderlich.

Das BNGF wurde seitens InfraServ Gendorf (ISG) mit der gewässerökologischen und naturschutzfachlichen Begutachtung des Vorhabens beauftragt. Im Rahmen der Begutachtung wurden durch das BNGF Bestandserhebungen und Untersuchungen zur Fisch- und Gewässerökologie sowie zu aquatischen Arten durchgeführt. Weiterhin wurde das Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Ausstattung mit aquatischen Strukturen, Fischhabitaten und Lebensraumtypen kartiert.

Für die Bewertung der Umweltauswirkungen des beantragten Vorhabens wurde das vorliegende Gewässerökologische Gutachten (GÖG) erstellt. In diesem werden die Wirkungen der beantragten stofflichen und thermischen Einleitung betrachtet. Das Gutachten enthält eine Prognose und Beurteilung der Auswirkungen des Vorhabens auf die Gewässerökologie sowie eine Eingriffsbeurteilung unter besonderer Berücksichtigung der Kriterien und Anforderungen der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) und der Zielvorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Darüber hinaus werden naturschutzfachliche Kriterien und Anforderungen geprüft. Eingehend betrachtet wurden in diesem Kontext die Gruppen Fische und Makrozoobenthos (aquatische wirbellose Kleintiere), welche sowohl biologische Qualitätskomponenten nach Wasserrahmenrichtlinie darstellen als auch naturschutzfachlich bedeutende Tiergruppen sind. In beiden Gruppen sind auch Arten enthalten, die gegenüber Temperaturerhöhungen und gegenüber stofflichen Belastungen sensibel sind.

Gleichzeitig stellt das Gewässerökologische Gutachten (GÖG) die fachlich-inhaltliche Grundlage dar für weitere, im Rahmen des Wasserrechtsverfahrens anzufertigende Fachbeiträge (FFH-Verträglichkeitsuntersuchung, spezieller artenschutzrechtlicher Fachbeitrag jeweils in Bezug auf den aquatischen Bereich, Untersuchung zu Rückstandsbelastungen von Fischen durch stoffliche Einleitungen des CPG).

Fachliche und fachrechtliche Grundlagen der zentralen Untersuchungs-/Gutachtenthemen/-Schwerpunkte für das GÖG sind insbesondere die nachfolgend aufgeführten Richtlinien der Europäischen

---

Union und Gesetze/Verordnungen/Programme der Bundesrepublik Deutschland und des Landes Bayern:

- EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vom 23.10.2000
- Fauna-Flora-Habitat-(FFH) Richtlinie vom 21.05.1992
- Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31.07.2009, zuletzt geändert durch Gesetz vom 18.07.2017
- Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29.07.2009, zuletzt geändert durch Gesetz vom 15.09.2017
- Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20.06.2016
- Gesetz über die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (USchadG) vom 10.05.2007, zuletzt geändert durch Gesetz vom 04.08.2016
- Bayerisches Naturschutzgesetz (BayNatSchG) vom 23.02.2011, zuletzt geändert durch Gesetz vom 24.07.2018
- Bayerisches Wassergesetz (BayWG) vom 25.02.2010, zuletzt geändert durch Gesetz vom 21.02.2018
- Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Bewirtschaftungsplan einschließlich Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021

## 2. Untersuchungsgebiet

### 2.1 Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet (UG) stellt den Umgriff des Bereichs dar, innerhalb dessen Umweltwirkungen des beantragten Vorhabens erwartet werden können.

Das UG umfasst den Abschnitt der Alz zwischen dem Wehr Hirten (F-km 21,25) und der Mündung in den Inn (F-km 0,00) sowie den Inn zwischen der Einmündung der Alz und der Staustufe Stammham und beschränkt sich auf den aquatischen Bereich. Der zu untersuchende Abschnitt der Alz liegt innerhalb des nach WRRL ausgewiesenen Flusswasserkörpers (FWK) F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“. Der betroffene Innabschnitt gehört zum Flusswasserkörper FWK F583 „Inn von Einmündung der Alz bis Einmündung der Salzach“.

Das im Rahmen der Untersuchungen zu prüfende FFH-Gebiet „Inn und Untere Alz“ (Gebietsnummer: 7742-371) erstreckt sich im aquatischen Bereich in der Alz von Hohenwart bis zur Mündung in den Inn und im Inn vom Innstau Neuötting bis ca. 100 m stromab der Mündung der Alz in den Inn. Die Lage des UG sowie der umliegenden Gewässer ist in Abb. 1 dargestellt.

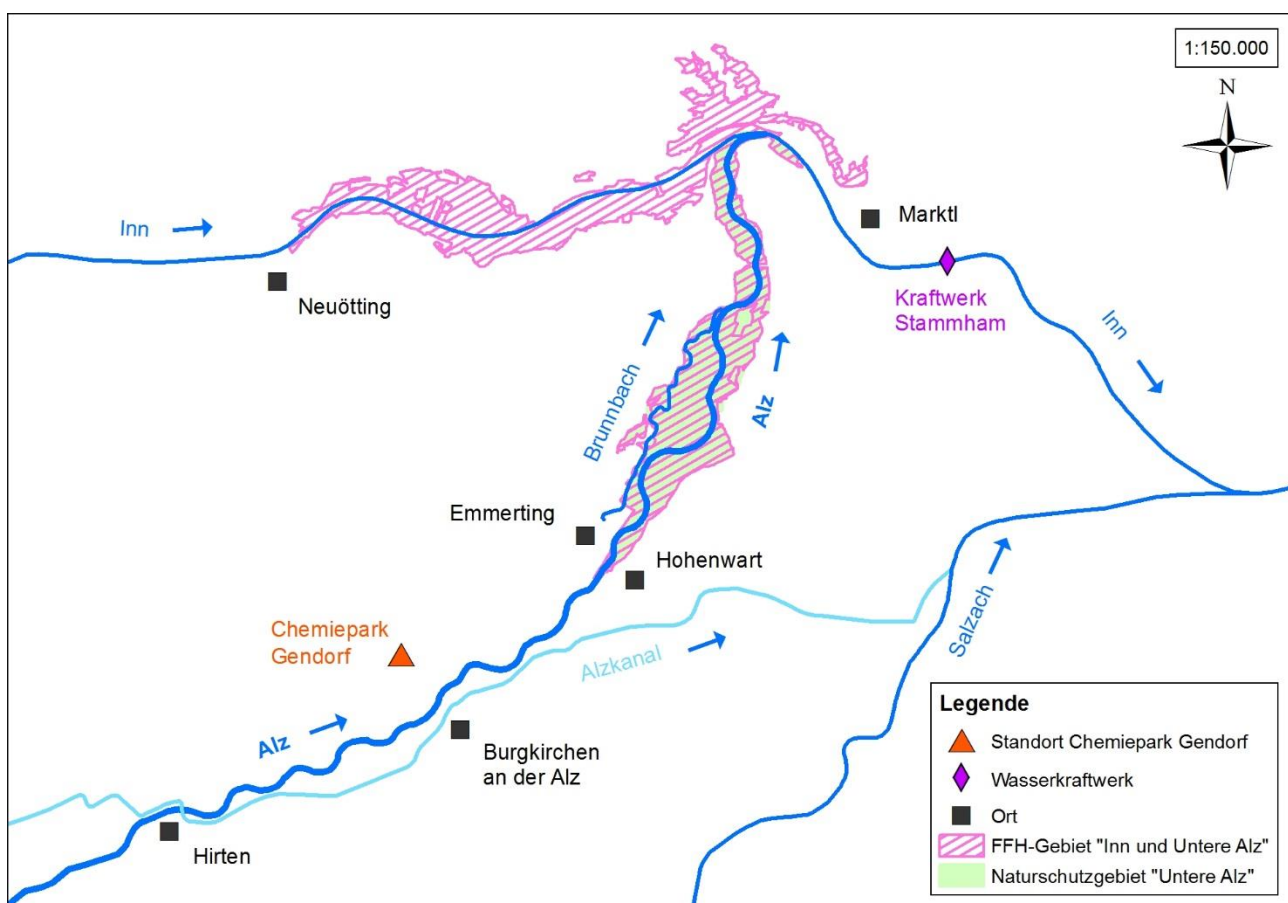


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes sowie der umliegenden Gewässer mit relevanten Schutzgebieten (FFH-Gebiet Nr. 7742-371 „Inn und Untere Alz“ und Naturschutzgebiet Nr. NSG-00374.01 „Untere Alz“)

## 2.2 Einstufung der Wasserkörper innerhalb des Untersuchungsgebietes nach WRRL/WHG

### 2.2.1 Oberflächenwasserkörper F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“

Wie in Kap. 2.1 beschrieben befindet sich das Untersuchungsgebiet in der Alz im Flusswasserkörper F586 (Abb. 2).

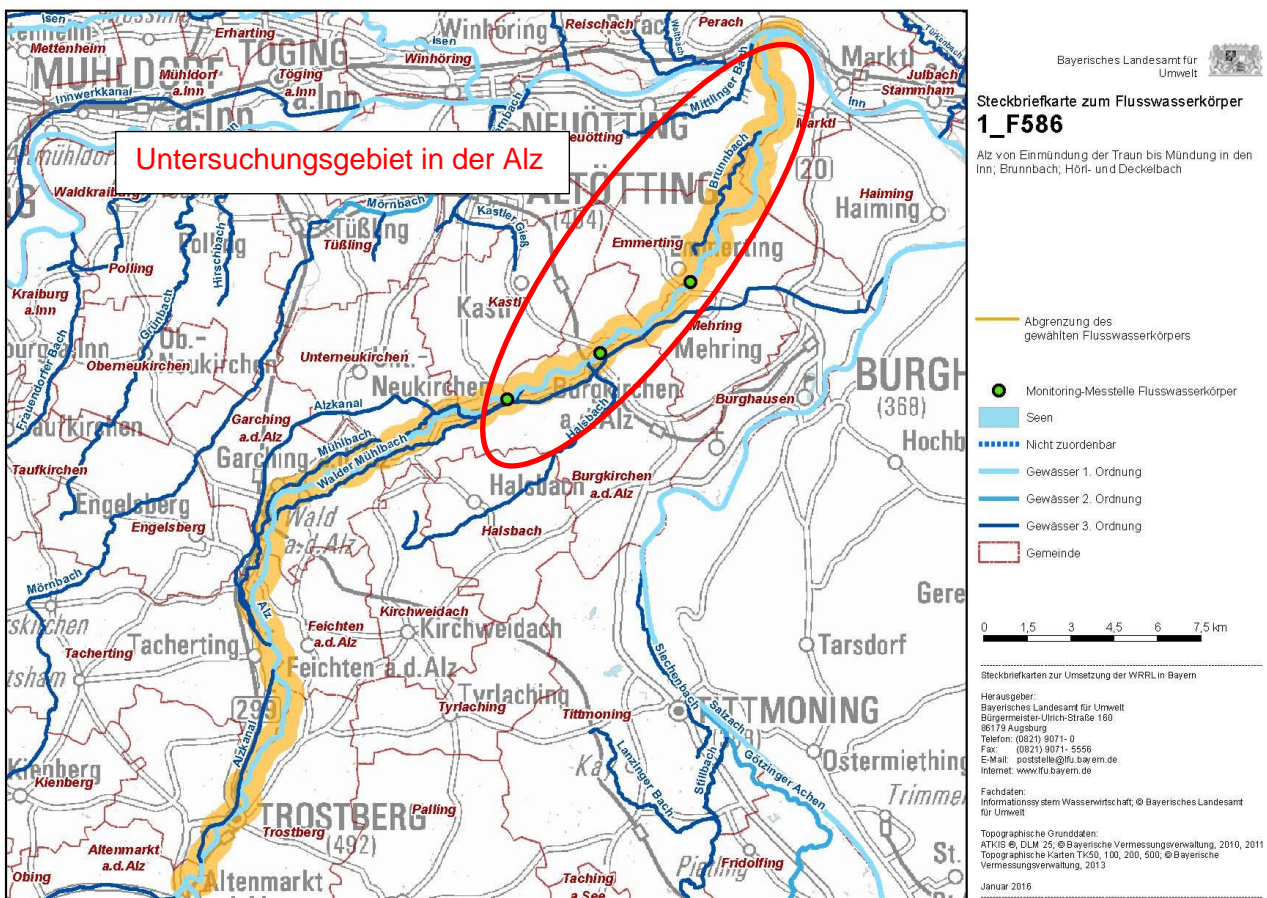


Abb. 2: Amtliche Abgrenzung des FWK F586 und Lage des Untersuchungsgebietes (Quelle: LfU Bayern)

Nachfolgende Aufstellungen geben die allgemeinen Stammdaten dieses Flusswasserkörpers wieder (Tab. 1). Zudem werden die amtlichen Bewertungen des chemischen und ökologischen Zustands für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) dargestellt und der Bewertung des vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraumes (2010–2015) gegenübergestellt (Tab. 2). Der Flusswasserkörper der Alz ist als natürlicher Wasserkörper deklariert. Diese Klassifizierung ist trotz der erheblichen und nachhaltigen hydromorphologischen Veränderungen erfolgt, welche insbesondere durch die Wasserausleitungen aus dem Mutterbett im gesamten Abschnitt zwischen Trostberg und der Einmündung der Alz in den Inn bestehen und gerade das aktuelle Untersuchungsgebiet in ganz besonders schwerem Ausmaß betreffen (Kap. 2.3.1).

Im ersten Bewirtschaftungszeitraum 2010–2015 war der ökologische Zustand als „gut“ eingestuft, während aktuell der ökologische Zustand aufgrund des „mäßigen“ Zustandes der Fischfauna als „mäßig“ eingestuft ist. Die Zustandsverschlechterung vom „guten“ Zustand (bis 2011) zum „mäßigen“ Zustand (seit 2012), welche durch die Qualitätskomponente Fischfauna bedingt ist, geht auf einen Schadenfall (Chemieunfall) vom März 2012 zurück, bei welchem flussabwärts vom Standort des CPG bis zur Mündung in den Inn ein umfangreiches Fischsterben stattgefunden hatte.

Tab. 1: Stammdaten des im Untersuchungsgebiet liegenden Flusswasserkörpers der Alz (Quelle: LfU Bayern Datenstand: 22.12.2015)

Flussgebietseinheit	Donau
Kennzahl	F586
Bezeichnung	Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach
Länge [km]	51,3
Biozönotischer Gewässertyp	Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes
Einstufung gemäß §28 WHG	-

Tab. 2: Amtliche Bewertung des ökologischen und chemischen Zustandes des Flusswasserkörpers F586 im aktuellen sowie im vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraum (Quelle: LfU Bayern)

	Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 Datenstand Dezember 2015	Bewirtschaftungszeitraum 2010–2015 Datenstand Dezember 2009
<b>Ökologischer Zustand</b>	<b>Mäßig</b>	<b>Gut</b>
Zuverlässigkeit der Bewertung zum ökologischen Zustand	Hoch	Hoch
<b>Ergebnisse zu Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands</b>		
Makrozoobenthos – Modul Saprobie	Gut	Gut
Makrozoobenthos – Modul Allgemeine Degradation	Gut	Gut
Makrophyten und Phytobenthos	Gut	Gut
Fischfauna	Mäßig	Gut
Flussgebietsspezifische Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Umweltqualitätsnormen erfüllt	Gut
<b>Chemischer Zustand</b>	<b>Nicht gut</b>	<b>Gut</b>
<b>Details zum chemischen Zustand</b>		
Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Stoffe)	Gut	k.A.
Prioritäre Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	k.A.

**Erläuterungen**

k.A.: keine Angaben

Gemäß Steckbrief des FWK F586 wird angestrebt, den guten ökologischen Zustand voraussichtlich bis 2021, den guten chemischen Zustand voraussichtlich bis 2027 zu erreichen (Quelle LfU Bayern).

Die beiden nachfolgenden Aufstellungen zeigen die Inhalte des Maßnahmenprogrammes des vorhergegangenen Bewirtschaftungszeitraumes (2010–2015, Abb. 3) sowie des aktuellen Bewirtschaftungszeitraumes (2016–2021, Abb. 4). Im Zeitraum 2010–2015 war die „Abflussregulierung und

morphologische Veränderungen“ neben „Wasserentnahmen“ als maßgebliche Belastung identifiziert worden und die Maßnahme Nr. 61, „Maßnahmen zur Gewährleistung des erforderlichen Mindestabflusses“ als Bewirtschaftungsmaßnahme mit Synergie für die Ziele des FFH-Gebietes deklariert worden. Im laufenden Bewirtschaftungszeitraum wird die „Abflussregulierung und morphologische Veränderung“ zwar weiter als maßgebliche Belastung geführt, auffallend ist aber, dass die zugehörigen „Maßnahmen zur Gewährleistung des erforderlichen Mindestwasserabflusses (61)“ im aktuellen Programm fehlen. Dies ist nicht nachvollziehbar, da seit dem vorhergehenden Bewirtschaftungszyklus solche Maßnahmen nicht durchgeführt wurden.

<b>Maßnahmen</b>	
<b>- gemäß Maßnahmenprogramm 2010 - 2015</b>	
<b>Code (lt. LAWA)</b>	<b>Geplante Maßnahme</b>
<b>Belastung: Punktquellen</b>	
	keine
<b>Belastung: Diffuse Quellen</b>	
	keine
<b>Belastung: Wasserentnahmen</b>	
	keine
<b>Belastung: Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen</b>	
* Maßnahme mit Synergien für Ziele des/r NATURA 2000-Gebiets/e	
** Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung des/r NATURA 2000-Gebiets/e	
61	Maßnahmen zur Gewährleistung des erforderlichen Mindestabflusses
	*
<b>Belastung: Andere anthropogene Auswirkungen</b>	
	keine
<b>Konzeptionelle Maßnahmen</b>	
501	Erstellung und bzw. Fortschreibung von Gewässerentwicklungskonzepten
501	Mögliche Maßnahmen zur Durchgängigkeit: siehe "Strategisches Durchgängigkeitskonzept Bayern"
501	Abstimmung mit Managementplänen zu Natura 2000-Gebieten

Abb. 3: Auszug aus dem vorangegangenen Maßnahmenprogramm 2010–2015 für den FWK F586 (vormals IN348) (Quelle: LfU Bayern)



Maßnahmen		
- gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021		
Code (lt. LAWA)	Geplante Maßnahme	
<b>Belastung: Punktquellen</b>		
keine		
<b>Belastung: Diffuse Quellen</b>		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)		
28	Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Anlage von Gewässerschutzstreifen	
29	Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoff- und Feinmaterialeinträge durch Erosion und Abschwemmung aus der Landwirtschaft	
30	Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Auswaschung aus der Landwirtschaft	
<b>Belastung: Wasserentnahmen</b>		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)		
keine		
<b>Belastung: Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen</b>		
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e) H) Maßnahme mit Synergien für Hochwasserschutz/Hochwasserrisikomanagement		
69.2	Wehr/Absturz/Durchlassbauwerk ersetzen durch ein passierbares BW (z.B. Sohlgleite)	H
70.2	Massive Sicherungen (Ufer/Sohle) beseitigen/reduzieren	H
71	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil	H
74.3	Auegewässer/Ersatzfließgewässer neu anlegen	H
77.3	Geschiebe aus Stauanlagen, Auflandungsstrecken einbringen/umsetzen	H
<b>Belastung: Andere anthropogene Auswirkungen</b>		
keine		
<b>Konzeptionelle Maßnahmen</b>		
502	Durchführung von Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben	
504	Beratungsmaßnahmen	

Abb. 4: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F586 (Quelle: LfU Bayern)

## 2.2.2 Oberflächenwasserkörper FWK F583 „Inn von Einmündung der Alz bis Einmündung der Salzach“

Neben dem FWK F586 (entsprechend der „Unteren Alz“) müssen auch eventuelle Vorhabensauswirkungen auf den sich anschließenden Flusswasserkörper F583 „Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach“ bewertet werden. Innerhalb dieses FWK wird der Teilabschnitt des Inns ab der Einmündung der Alz bis zur Staustufe Stammham näher betrachtet (vgl. Abb. 1, Abb. 5). Der Flusswasserkörper F583 ist aufgrund der intensiven Wasserkraftnutzung (Innstau Neuötting, Kraftwerk Perach, Innstau Stammham) als erheblich veränderter Wasserkörper eingestuft ([STMUV] BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2015a).

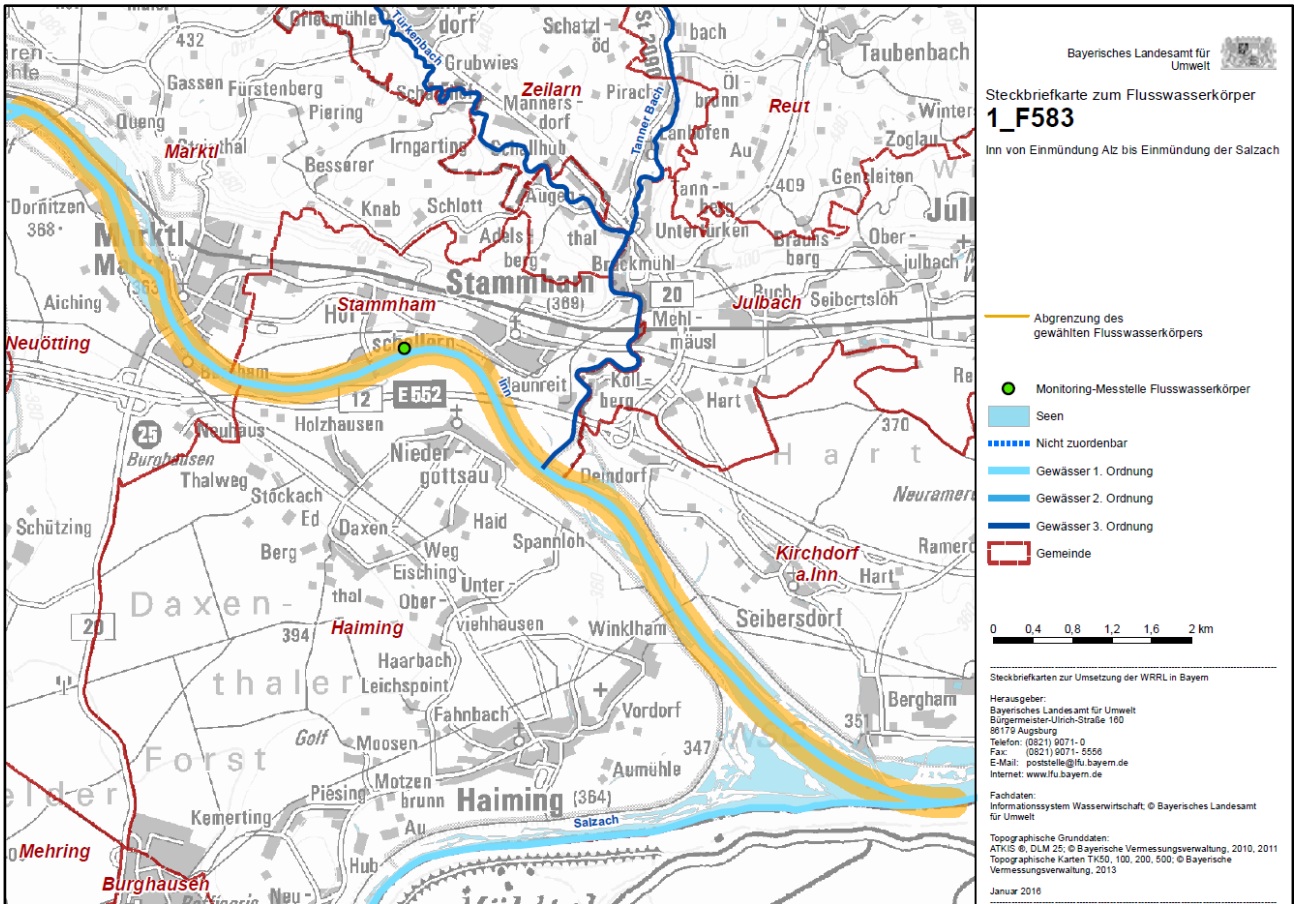


Abb. 5: Amtliche Abgrenzung des FWK F583 (Quelle: LfU Bayern)

Die Bezeichnung und Ausdehnung der Oberflächenwasserkörper des Inns änderten sich zwischen den beiden Bewirtschaftungszeiträumen. Im ersten Bewirtschaftungszeitraum war der durch das Vorhaben potentiell beeinflusste Bereich dem Flusswasserkörper IN156 Inn, „Inn“, im zweiten Bewirtschaftungszeitraum ist er dem Flusswasserkörper F583 „Inn von der Einmündung der Alz bis Einmündung der Salzach“ zugeordnet. Der FWK IN156 wurde im zweiten Bewirtschaftungszeitraum in die FWK F583 und F556 „Inn von Einmündung Innwerkkanal bis Einmündung Alz“ unterteilt. Angaben, die den ersten Bewirtschaftungszeitraum (2010–2015) betreffen, beziehen sich daher auf den FWK IN156. Nachfolgende Aufstellungen geben die allgemeinen Stammdaten dieses Flusswasserkörpers F583 (Tab. 3) sowie die amtlichen Bewertungen des ökologischen Potentials und chemischen Zustands für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) und den vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraum (2010–2015) wieder (Tab. 4).

Tab. 3: Stammdaten des Flusswasserkörpers F583 (Quelle: LfU Bayern, Datenstand: 22.12.2015)

Flussgebietseinheit	Donau
Kennzahl	F583
Bezeichnung	Inn von der Einmündung der Alz bis Einmündung der Salzach
Länge [km]	12,9
Biozönotischer Gewässertyp	Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes
Einstufung gemäß §28 WHG	Erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB)

Das ökologische Potential des FWK F583 bzw. IN156 wird von amtlicher Seite in den Bewirtschaftungszeiträumen 2010–2015 und 2016–2021 mit „mäßig“ bewertet. Dabei ist in beiden Zeiträumen die QK Fischfauna in das mäßige Potential eingestuft. Die anderen relevanten biologischen Qualitätskomponenten wurden allesamt mit einem „guten“ ökologischen Potential bewertet (Tab. 4).

Tab. 4: Amtliche Bewertung des ökologischen Potentials und chemischen Zustandes des Flusswasserkörpers F583 im aktuellen sowie des FWK IN156 im vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraum (Quelle: LfU Bayern)

	Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 Datenstand Dezember 2015	Bewirtschaftungszeitraum 2010–2015 Datenstand Dezember 2009
<b>Ökologisches Potenzial</b>	<b>Mäßig</b>	<b>Mäßig</b>
Zuverlässigkeit der Bewertung zum ökologischen Potenzial	Mittel	k.A.
<b>Ergebnisse zu Qualitätskomponenten des ökologischen Potentials</b>		
Makrozoobenthos – Modul Saprobie	Gut	Gut
Makrozoobenthos – Modul Allgemeine Degradation	Gut	Gut
Makrophyten und Phytobenthos	Gut	Gut
Fischfauna	Mäßig	Mäßig
Flussgebietspezifische Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Umweltqualitätsnormen erfüllt	k.A.
<b>Chemischer Zustand</b>	<b>Nicht gut</b>	<b>Nicht gut</b>
<b>Details zum chemischen Zustand</b>		
Chemischer Zustand (ohne ubiquitäre Stoffe)	Gut	Gut
Prioritäre Schadstoffe mit Umweltqualitätsnorm-Überschreitung	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	Quecksilber und Quecksilberverbindungen

**Erläuterungen**

k.A.: keine Angaben

Gemäß Steckbrief des FWK F583 wird angestrebt, dass das gute ökologische Potenzial voraussichtlich bis 2021, der gute chemische Zustand voraussichtlich bis 2027 erreicht wird (Quelle: LfU Bayern).

Der nachfolgende Auszug aus dem Steckbrief des Flusswasserkörpers listet die Inhalte des Maßnahmenprogrammes des aktuellen Bewirtschaftungszeitraumes (2016–2021) zur Erreichung des guten ökologischen Potentials bzw. guten chemischen Zustands auf (Abb. 6).

Maßnahmen	
- gemäß Maßnahmenprogramm 2016–2021	
Code (lt. LAWA)	Geplante Maßnahme
<b>Belastung: Punktquellen</b>	
keine	
<b>Belastung: Diffuse Quellen</b>	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)	
keine	
<b>Belastung: Wasserentnahmen</b>	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e)	
keine	
<b>Belastung: Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen</b>	
N1) Maßnahme mit Synergien für Ziele Natura 2000-Gebiet(e) N2) Maßnahme gemäß Managementplan zur Zielerreichung Natura 2000-Gebiet(e) H) Maßnahme mit Synergien für Hochwasserschutz/Hochwasserrisikomanagement	
68	Maßnahmen zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit an Talsperren, Rückhaltebecken, Speichern und Fischteichen im Hauptschluss
<b>Belastung: Andere anthropogene Auswirkungen</b>	
keine	
<b>Konzeptionelle Maßnahmen</b>	
502	Durchführung von Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben

Abb. 6: Auszug aus dem aktuellen Maßnahmenprogramm 2016–2021 für den FWK F583 (Quelle: LfU Bayern)

### 2.2.3 Grundwasserkörper G151

Der Einwirkungsbereich der Abwassereinleitung in die Alz liegt innerhalb des Grundwasserkörpers G151. Der chemische Zustand und der mengenmäßige Zustand des Grundwasserkörpers ist gut (Abb. 7 und Abb. 8).

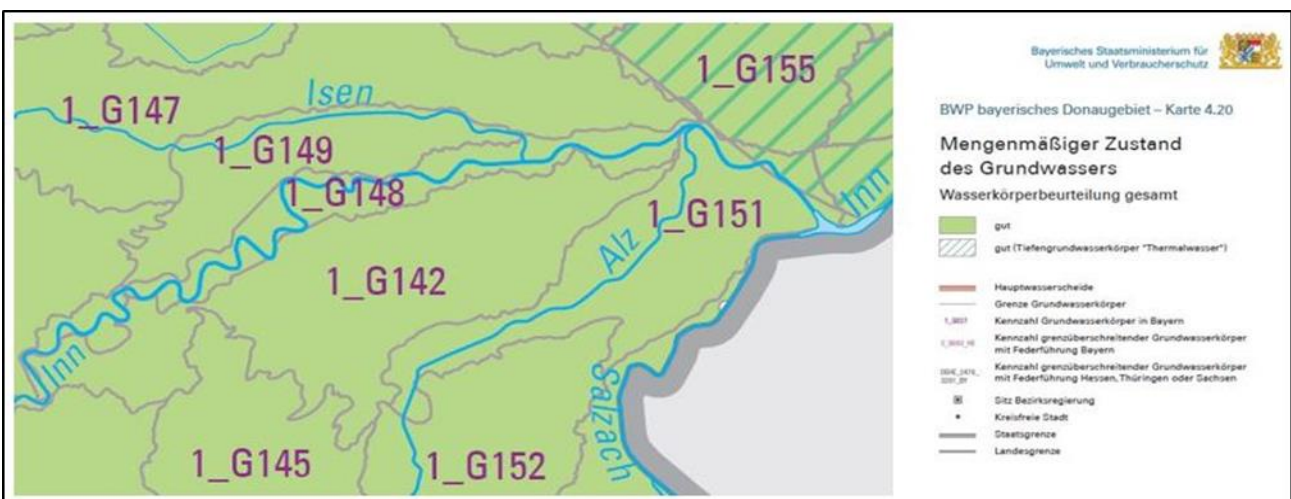


Abb. 7: Darstellung des mengenmäßigen Zustands des Grundwasserkörpers G151<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Quelle: Karten zur Bewirtschaftungsplanung 2016–2021, Bayerisches Landesamt für Umwelt, [https://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/bewirtschaftungsplaene\\_1621/karten/doc/420d.pdf](https://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/bewirtschaftungsplaene_1621/karten/doc/420d.pdf)

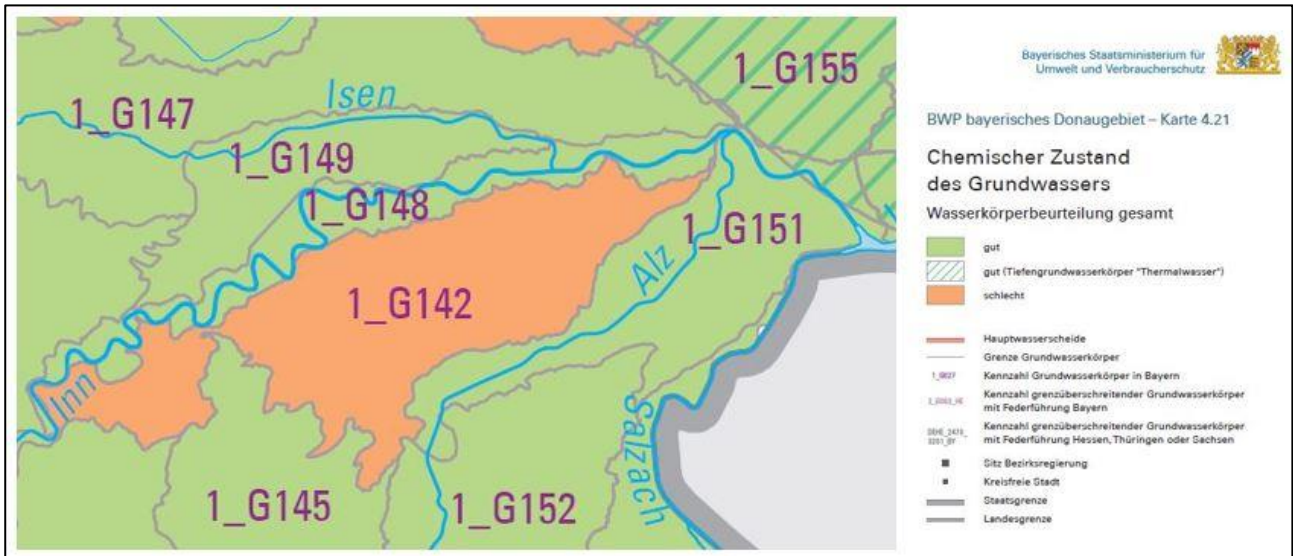


Abb. 8: Darstellung des chemischen Zustands des Grundwasserkörpers G 151<sup>2</sup>

## 2.3 Hydrologie und hydromorphologische Bedingungen

### 2.3.1 FWK F586 Alz von Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach; Hörl- und Deckelbach

Die Alz ist der Abfluss des Chiemsees. Sie fließt am nördlichsten Punkt bei Seebruck aus dem See und mündet nach ca. 63 km und einer Höhendifferenz von 158 m in der Nähe von Marktl in den Inn. Die Alz lässt sich in die „Obere Alz“ (Ausfluss Chiemsee bis Altenmarkt) und in die „Untere Alz“ (Altenmarkt bis Mündung Inn) gliedern. Die „Untere Alz“ entspricht dem FWK F586. Das Einzugsgebiet der Alz umfasst eine Fläche von etwa 2.240 km<sup>2</sup>.

Die Alz stellt den zweitgrößten Nebenfluss des Inns dar. Größter Nebenfluss der Alz ist die Traun (MQ=13 m<sup>3</sup>/s), die bei Altenmarkt in die „Untere Alz“ mündet. Ab Trostberg werden von der Alz mehrfach große Wassermengen in den Alzkanal ausgeleitet. Der Alzkanal hat ab dem Wehr Hirten, der am weitesten stromab gelegenen Ausleitstelle bei F-km 21,25, eine Abfluss-Kapazität von rund 95 m<sup>3</sup>/s. Im Mutterbett der Alz verbleibt unterhalb des Wehrs Hirten bis zur Mündung in den Inn nur ein geringer Teil der ursprünglichen, natürlichen Abflussmenge. Die bescheiden festgelegte Mindestwassermenge beträgt 3 m<sup>3</sup>/s. Übersteigt der Alzabfluss die Ausbaukapazität des Alzkanals wird die überschüssige Wassermenge über das Wehr Hirten in das Alz-Mutterbett abgeführt.

Der langjährige Mittelwasserabfluss (Jahresreihe 1988–2017) beträgt für den Pegel „Burgkirchen an der Alz“ 11,6 m<sup>3</sup>/s (Tab. 5). Die Maxima der Wasserführung treten bedingt durch Schmelzwasser und Starkniederschläge überwiegend in den Monaten Mai bis Juli auf, die Minima hauptsächlich in den Monaten November bis Februar. In der folgenden Tabelle (Tab. 5) sind die Abflusshauptwerte der Alz am Pegel „Burgkirchen an der Alz“ zusammenfassend dargestellt.

<sup>2</sup> Quelle: Karten zur Bewirtschaftungsplanung 2016–2021, Bayerisches Landesamt für Umwelt, [https://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/bewirtschaftungsplaene\\_1621/karten/doc/421d.pdf](https://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/bewirtschaftungsplaene_1621/karten/doc/421d.pdf)

Tab. 5: Abflusshauptwerte der Alz Ausleitungsstrecke am Pegel „Burgkirchen an der Alz“ (Jahresreihe 1988–2017). Datenquelle: Gewässerkundliches Jahrbuch Stand 27.08.2018 – erstellt vom WWA Traunstein. Abflusshauptwerte der Alz zusammen mit dem Alzkanal auf Höhe Burgkirchen (Jahresreihe 1973–2005). Datenquelle: Gewässerkundliches Jahrbuch Stand 18.10.2018 – erstellt vom WWA Traunstein.

	Alz Ausleitungsstrecke			Alz mit Alzkanal		
	Jahr [m³/s]	Winter [m³/s]	Sommer [m³/s]	Jahr [m³/s]	Winter [m³/s]	Sommer [m³/s]
<b>NQ</b>	2,69	2,69	2,79	7,88	21,4	7,88
<b>MNQ</b>	3,57	3,83	4,05	27,5	29,9	34
<b>MQ</b>	11,6	9,17	13,9	68,5	60,8	76
<b>MHQ</b>	187	87,0	171	258	170	243
<b>HQ</b>	480	205	480	481	293	481

**Erläuterungen:**

- NQ      niedrigstes Tagesmittel des Abflusses (Q) im Beobachtungszeitraum  
 MNQ    Mittelwert der niedrigsten Abflüsse aller Jahre  
 MQ      Mittelwert der Mittelwasserabflüsse aller Jahre  
 MHQ    Mittelwert der höchsten Abflüsse aller Jahre  
 HQ      höchstes Tagesmittel des Abflusses im Beobachtungszeitraum

### 2.3.1.1 Erhebliche hydromorphologische Veränderung durch die Wasserausleitung

Infolge der Ausleitungen in den Alzkanal ergibt sich eine stark gestörte hydrologische Charakteristik der Alz unterhalb des Wehr Hirten (vgl. Abb. 9). Im beispielhaft ausgewerteten Jahr 2017 (vgl. Abb. 9) kam es an nur wenigen Tagen im Jahr zu einer nennenswert erhöhten Wasserführung im Mutterbett der Alz. Die ermittelten Abflussspitzen erreichten dabei lediglich knapp 70 m³/s und lagen damit im Bereich des natürlichen MQ der nicht ausgeleiteten Alz. Es handelt sich dabei, bezogen auf das Flussbett der Alz also nicht um Hochwasserabflüsse. Zumeist schwankte der Abfluss um die behördlich genehmigte, minimale Wasserführung (Abb. 9).

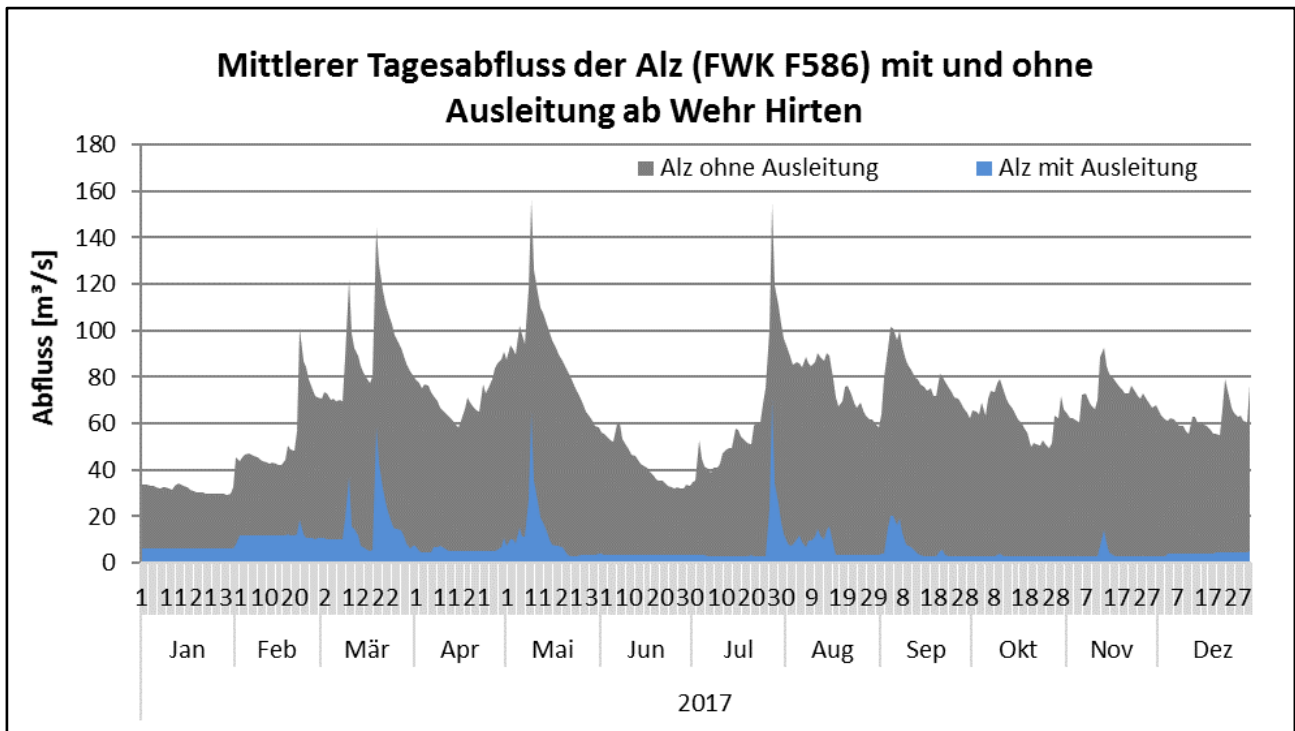


Abb. 9: Tägliche mittlere Abflüsse der Ausleitungsstrecke der Alz (FWK F586) mit Ausleitung in den Alzkanal ab Wehr Hirten (blau) und ohne Ausleitung in den Alzkanal ab Wehr Hirten (grau) im Jahr 2017 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten des GKD)

Die Auswertung des täglichen, mittleren Abflusses (m³/s) zwischen 01.01.2008 und 31.09.2018 bestätigt den Trend aus dem Beispieljahr 2017 und zeigt die zeitliche Häufung sehr geringer Abflussmengen in der Ausleitungsstrecke der Alz unterhalb Hirten.

Tab. 6: Auflistung der Abflusscharakteristika der Alz im untersuchten Zeitraum (01.01.2008 bis 31.09.2018)

Mittlerer Abfluss [m³/s]	Anzahl Tage mit jeweiligem Abfluss	Anteil (%) der Tage mit jeweiligem Abfluss von Untersuchungszeitraum
3	265	6,8
4	810	20,8
5	1061	27,3
6	563	14,4
7	229	5,9
8	100	2,6
9	51	1,3
10	107	2,7
11	41	1,0
12	60	1,5
13–25	287	7,4
26–100	300	7,7
101–365	23	0,6

---

Im betrachteten Zeitraum dominierten mit einem Anteil von knapp 83 % eindeutig mittlere tägliche Abflüsse sehr geringer Dimension, welche nicht einmal die MQ-Abflüsse von 11,6 m<sup>3</sup>/s des Pegels Burgkirchen erreichten (Tab. 6). An 265 Tagen, dies entspricht 6,8 % des betrachteten Zeitraums, lagen die ermittelten Abflüsse der Alz Ausleitungsstrecke unter 4 m<sup>3</sup>/s und damit im Bereich des für den Pegel Burgkirchen bzw. für die Ausleitungsstrecke angegebenen MNQ-Abflusses. In der betrachteten Zeitreihe wurden am häufigsten Abflüsse von ca. 5 m<sup>3</sup>/s gemessen (an insgesamt 1061 Tagen bzw. 27,3 % der Gesamttage). Größere Hochwässer mit Ausmaßen von mehr als 100 m<sup>3</sup>/s, bei denen mit einer Umlagerung der Kiesbänke und –ufer gerechnet werden kann, konnten an lediglich 23 Tagen bzw. 0,6 % des betrachteten Zeitraumes festgestellt werden. Im Betrachtungszeitraum lagen mehr als 90 % der Abflüsse unterhalb des natürlichen MNQ der Alz von 27,5 m<sup>3</sup>/s. Insgesamt liegt im betroffenen Ausleitungsbereich der Alz flussabwärts des Wehrs Hirten ein erheblich gestörtes, naturfernes Abflussregime vor.

Die erhebliche Störung der Hydrologie und Hydraulik hat entsprechende flussmorphologische und ökomorphologische Folgewirkungen. Die durch die Ausleitung erfolgende generelle Abpufferung der Hochwässer hat zur Folge, dass es im Mutterbett der Alz nur wesentlich seltener zu flussbettumlagernden Schleppkräften kommt als dies bei einem natürlichen Abflussregime der Fall wäre. Als Folge des stark reduzierten Abflusses und der verminderten bzw. zeitweise ausbleibenden Eigendynamik der Alz werden Kiesbänke und -ufer kaum umgeformt, der Geschiebetransport verringert, die Tiefen- und Strömungsverhältnisse reduziert und monotonisiert und damit die hydrologischen und hydromorphologischen Prozesse im Mutterbett der Alz nachhaltig beeinträchtigt. Die Folgen der stark reduzierten Wasserführung in der Alz können anhand der rasch einsetzenden und zumeist stark ausgeprägten Verbuschung vieler Kiesbänke und –ufer im Untersuchungsabschnitt des FWK F586 erkannt werden. Als Beispiel sei hier der in den Jahren 2012 bis 2015 renaturierte Abschnitt der Alz zwischen F-km 6,0 und 6,3 genannt (Abb. 10). Direkte Folgewirkung der gestörten Hydromorphologie sind Funktionsverluste und Funktionsminderungen bei den aquatischen Habitaten, insbesondere bei denen der Fischfauna (siehe Kap. 6.5).





Abb. 10: Rasch eintretende und stark ausgeprägte Verbuschung von Kiesbänken und -ufern als Folge der reduzierten Wasserführung in der Alz am Beispiel des 2012 bis 2015 renaturierten und neu angelegten Abschnitts der Alz zwischen F-km 6,0 und 6,3; Struktur- und Habitatkartierung (September 2018)

Neben den hydromorphologischen Einschränkungen wirkt sich eine derart reduzierte Wasserführung auch nachteilig auf andere abiotische Parameter aus. Die Temperatur eines Fließgewässers sowie die Amplitude des täglichen Tagesgangs hängen maßgeblich von der Strömungsgeschwindigkeit, der benetzten Fläche, der Beschattung der Wasserfläche und der Wassertiefe ab und stehen damit in direkter Verbindung zum Abflussregime. Verringert sich der Gesamtabfluss eines Gewässers, wie in diesem Fall durch Ausleitung, so wirken sich die solare Strahlung und andere atmosphärische Einflüsse verstärkt auf das Gewässer aus. Typischerweise steigen die täglichen maximalen Wassertemperaturen an heißen Sommertagen, einhergehend mit großen Tagesgängen (Differenz der täglichen Minimal- und Maximaltemperatur) deutlich an. Gleichzeitig begünstigen hohe Wassertemperaturen und insbesondere die geringen Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten das Aufkommen von Algen am Gewässerboden (Abb. 11).



Abb. 11: Ausgeprägtes, flächendeckendes Aufkommen benthischer Algen am Gewässergrund des Alz-Mutterbetts als Folge der durch die Ausleitung deutlich reduzierten Wassertiefe und Schleppkraft

Verbunden mit dem massiven Aufkommen der benthischen Algen (Abb. 11) sind starke Schwankungen des Sauerstoffgehaltes und Verschiebungen des pH-Wertes in den alkalischen Bereich.

Zusammenfassend dargestellt führt die sehr hohe Wasserausleitung in den Alzkanal in Verbindung mit der zu geringen Mindestwassermenge zu einem naturfernen und stark gestörten Abflussregime der Alz im Bereich ab dem Wehr Hirten bis zur Mündung in den Inn. Damit verbunden sind

- (1) nachteilige Folgewirkungen für die Hydromorphologie insbesondere für die Funktionsfähigkeit der aquatischen Habitate,
- (2) in Kombination mit den nachteiligen Veränderungen von physikalisch-chemischen Schlüsselparametern (Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert) eine Verminderung der Stabilität und Resilienz der aquatischen Lebensgemeinschaften,
- (3) wesentliche Limitierungen für die aquatischen Biozönosen insbesondere für die gewässertypische Fischfauna (vgl. auch Kap. 6.8).

Insgesamt weist der betroffene Bereich des Flusswasserkörpers ab dem Wehr Hirten alle Merkmale eines „erheblich veränderten Wasserkörpers (HMBW)“ gemäß §28 WHG auf und wäre entsprechend einzustufen.

### 2.3.1.2 Mindestwasserregelungen an den verschiedenen Alzwehren und potenzielle zukünftige Regelungsszenarien im Abschnitt Alz 4

Wie zuvor angesprochen stellt das Wehr Hirten in der Wehrkette der Alz die unterste Ausleitung in den Alzkanal dar. Oberstrom des Wehres Hirten bestehen drei weitere Wehre, an denen Alzwasser aus dem Mutterbett der Alz in den Alzkanal ausgeleitet wird:

- Alzstufe 1: Wehr Angermühle
- Alzstufe 2: Wehr Trostberg
- Alzstufe 3: Wehr Tacherting
- Alzstufe 4: Wehr Hirten

Durch die Ausleitungen in den Alzkanal sind die unterstrom anschließenden Abschnitte des Alz Mutterbetts durch eine, verglichen mit der Normalsituation, deutlich reduzierte Wasserführung charakterisiert. Die Mindestwassermenge, also die Menge an Wasser, die unter allen Gegebenheiten in der Ausleitungsstrecke unterhalb eines Wehres verbleiben muss, ist behördlich geregelt.

Tab. 7: Behördlich festgelegte Mindestwassermengen an den vier Alzstufen

Mindestwassermengen der Alzstufen	Jahresdurchschnitt [m³/s]	Monatliche Mindestwassermengen [m³/s]											
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Alzstufe 1	8,7	7	7	7,5	10,5	12,5	12,5	11	8,5	7	7	7	7
Alzstufe 2	8,7	7	7	7,5	10,5	12,5	12,5	11	8,5	7	7	7	7
Alzstufe 3	6,9	5	5,5	5,5	7	11,5	11	9	6,5	6	5,5	5	5
Alzstufe 4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Die jährliche durchschnittliche Mindestwassermenge der vier Alzstufen variiert mit 8,7 m³/s an den beiden obersten Alzstufen 1 und 2, 6,9 m³/s an der Alzstufe 3 und 3 m³/s an der Alzstufe 4 (Wehr Hirten) deutlich. Dabei nehmen die durchschnittlichen Mindestwassermengen im Gewässerverlauf ab. Dies widerspricht dem natürlichen Abflussregime eines Flusses, das aufgrund der steigenden Anzahl an Zubringern respektive der flächenmäßigen Vergrößerung des Einzugsgebiets im fortschreitenden Gewässerverlauf natürlicherweise zunimmt. Die Abnahme der durchschnittlichen jährlichen Mindestwassermenge von den Stufen 1/2 zur Stufe 3 kann durch den erheblichen Grundwasserzustrom in die Ausleitungsstrecke der Alz unterhalb der Alzstufe 3 kompensiert werden. Allerdings wird die noch bis zum Jahr 2032 per Bescheid festgelegte Mindestwassermenge von lediglich 3 m³/s unterhalb der Alzstufe 4, dem Wehr Hirten, in keiner Weise den natürlichen hydrologischen und ökomorphologischen Gegebenheiten der Alz gerecht.

Die obersten drei Alzstufen 1, 2 und 3 haben neben einer deutlich höheren Mindestwasserführung im Vergleich zum Wehr Hirten, dynamische Mindestwasserregelungen (Tab. 7). Die Menge an Mindestwasser orientiert sich dabei an den natürlichen jahreszeitlichen Schwankungen mit geringsten Abflüssen in den Wintermonaten und höchsten Abflüssen im Sommer. Lediglich an der untersten Alzstufe, dem Wehr Hirten, besteht die veraltete, starre Mindestwasserregelung von ganzjährig 3 m³/s.

Es kann davon ausgegangen werden, dass sich eine neue Mindestwasserregelung für das Wehr Hirten ab dem Jahr 2032 an den grundlegenden dynamischen Regelungen der oberhalb gelegenen Alzstufen orientiert. Legt man die generelle Zunahme des Abflusses eines Fließgewässers entlang des Fließregimes zu Grunde, wäre eine Anpassung der behördlich festgelegten Mindestwassermenge in der Ausleitungsstrecke der Alz unterhalb des Wehr Hirten auf durchschnittlich 9-10 m<sup>3</sup>/s als Minimalansatz anzusehen. Dieser Wert wird auch im Entwurf einer 2008 an der Alz durchgeführten behördlichen Restwasseruntersuchung ermittelt und bestätigt. Neben der deutlichen Erhöhung der Mindestwassermenge kann eine dynamische Mindestwasserregelung analog zu den drei oberstrom gelegenen Alzstufen ebenfalls als notwendig betrachtet werden, um den Vorgaben des WHG § 27 (Verschlechterungsverbot, Verbesserungsgebot) in Zusammenhang mit § 33 (Mindestwasserführung) gerecht zu werden. Dabei sollte aus ökologischer Sicht der winterliche Mindestwasserabfluss nicht unter 8 m<sup>3</sup>/s liegen.

### 2.3.2 FWK F583: Inn von Einmündung Alz bis Einmündung der Salzach

Der Inn im betrachteten Abschnitt zwischen Einmündung der Alz und der Staustufe Stammham ist ein durch Wasserkraftnutzung und Stauhaltung geprägter Abschnitt des Inns. Die Alz mündet ca. 5 Flusskilometer oberhalb der Staustufe Stammham, bzw. ca. 2,6 Flusskilometer unterhalb der Staustufe Perach in den Inn.

Der langjährige (Jahresreihe 1931–2006) Mittelwasserabfluss des Inns am Pegel Eschenbach beträgt mit 371 m<sup>3</sup>/s das knapp 32-fache des MQ der einmündenden Alz Ausleitungsstrecke (Tab. 8). Unter MNQ-Verhältnissen liegt das Verhältnis Alz (3,57 m<sup>3</sup>/s) zu Inn (136) sogar bei 1:38. Wie in Tab. 6 dargestellt, wurden im betrachteten Zeitraum zumeist Abflüsse von ca. 5 m<sup>3</sup>/s in der Alz Ausleitungsstrecke ermittelt. Bei einer Einmischung der Alz in den Inn bei winterlichen MQ-Abflüssen (226 m<sup>3</sup>/s) entspricht dies einer Verdünnung des Alzwassers um das 45-fache, bei sommerlichen MQ-Abflüssen des Inns (541 m<sup>3</sup>/s) um das 108-fache.

Tab. 8: Abflusshauptwerte des Inns am Pegel „Eschelbach“ (Jahresreihe 1931–2006). Datenquelle: Abwasserjahrbuch Stand 25.02.2019 – erstellt vom Bayerischen Landesamt für Umwelt

	Jahr [m <sup>3</sup> /s]	Winter [m <sup>3</sup> /s]	Sommer [m <sup>3</sup> /s]
<b>NQ</b>	86,9	86,9	122
<b>MNQ</b>	136	136	207
<b>MQ</b>	371	226	541
<b>MHQ</b>	1450	650	1440
<b>HQ</b>	2880	1230	2880

#### Erläuterungen:

- NQ     niedrigstes Tagesmittel des Abflusses (Q) im Beobachtungszeitraum
- MNQ   Mittelwert der niedrigsten Abflüsse aller Jahre
- MQ     Mittelwert der Mittelwasserabflüsse aller Jahre
- MHQ   Mittelwert der höchsten Abflüsse aller Jahre
- HQ     höchstes Tagesmittel des Abflusses im Beobachtungszeitraum

### **3. Beschreibung des Vorhabens**

Der Chemiapark Gendorf im oberbayerischen Burgkirchen (Landkreis Altötting) ist Standort für über 30 Unternehmen aus den Bereichen Basis- und Spezialitäten-Chemie, Kunststoffe, Energieversorgung und Dienstleistungen. Die speziell auf die Chemieproduktion zugeschnittene Infrastruktur wird von der Betreibergesellschaft InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG (ISG) bereitgestellt. Die stofflich und thermisch belasteten, gereinigten Abwässer werden über zwei Einleitstellen (KSA und KOB) in die Alz abgegeben.

Die Antragstellerin ist Inhaberin einer gehobenen wasserrechtlichen Erlaubnis zur Einleitung gesammelter stofflich und thermisch belasteter Abwässer in die Alz. Die gehobene Erlaubnis wurde vom Landratsamt Altötting am 28.03.2001 erteilt und letztmals am 24.07.2018 geändert. Die Erlaubnis ist bis zum 31.12.2020 befristet. Aufgrund der Befristung ist eine neue Beantragung der Erlaubnis erforderlich.

Mit diesem Antrag wird die Neuerteilung der gehobenen wasserrechtlichen Erlaubnis zur Einleitung gesammelter Abwässer in die Alz für einen Zeitraum von 20 Jahren beantragt. Die beantragte Gewässerbenutzung dient der Beseitigung der unverschmutzten Kühlwässer, der Abschlamm- und Reinigungswässer von Rückkühlanlagen, der ausschließlich anorganisch belasteten und nicht behandlungsbedürftigen Betriebsabwässer sowie der Niederschlagswässer des Chemieparks. Die beantragte Gewässerbenutzung dient zudem der Beseitigung von Haus- und belastetem Betriebsabwasser (Sanitär- und Fabrikationsabwasser), Deponiesickerwässern und anderer behandlungsbedürftiger Abwässer, jeweils nach Behandlung in einer mechanisch-chemisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage der Antragstellerin.

#### **3.1 Fließschema des Chemieparks Gendorf**

Nachfolgendes abstrahiertes Fließschema stellt zur besseren Verständlichkeit der folgenden Vorhabensbeschreibung die Einleitstellen sowie die unterschiedlichen bewertungsrelevanten Abwasserpfade des Chemieparks Gendorf dar.

Des Weiteren ist die Lage der Temperaturlogger der InfraServ Gendorf am Chemiapark Gendorf gekennzeichnet. Die Temperatur wird an den Einleitstellen und an den Wasserentnahmestellen gemessen. Die Wasserentnahme ist nicht Gegenstand des Vorhabens (siehe Kap. 3.4, Hinweise zur Wasserentnahme). Sie wird jedoch an dieser Stelle aufgeführt, da dort Daten erhoben werden, die für die gewässerökologische Bewertung des Vorhabens genutzt werden.



---

### 3.3 Stoffliche Einleitungen

#### 3.3.1 Vorbemerkung zu den verschiedenen Abwasserpfaden sowie zur Auswahl und Gliederung der zu bewertenden Stoffe

Die Kühl-, Niederschlags- und Abwassereinleitungen aus den unterschiedlichen Abwasserpfaden werden wie in Abb. 12 in Kap. 3.1 dargestellt an den Einleitstellen KSA und KOB und in die Alz eingeleitet. Diese sind im Einzelnen

- Kühlwasser aus der Durchlaufkühlung,
- Niederschlagswasser,
- Abwasser aus der Dampferzeugung,
- Abwasser aus der FKW-Verwertung,
- Abwasser aus den Rückkühlwerken (R618, R621, R322, R325, RVC, RLZ, R359 und R680) sowie
- Abwasser der Kläranlage (ZARA).

Die Abwässer aus der Dampferzeugung werden über den Kühl- und Regenwasserkanal Süd (KSA) in die Alz abgegeben. Die Abwässer aus den Rückkühlwerken und aus der FKW-Verwertung gelangen über den Kühl- und Regenwasserkanal Ost (KOB) in die Alz. An der gleichen Stelle wird der Ablauf der Kläranlage (ANK) in die Alz eingeleitet.

Im neuen Antrag werden für die Ableitung der Abwässer dieser verschiedenen Pfade in die Alz dem Anhang 22 bzw. anderen einschlägigen Anhängen der Abwasserverordnung (AbwV) entsprechende Überwachungswerte beantragt. Bei diesen Überwachungswerten handelt es sich um maximal einzuhaltende Konzentrationen im Ablauf des jeweiligen Abwasserpfades vor Vermischung in die Alz.

Zusätzlich werden unabhängig von der AbwV Überwachungswerte für verschiedene persistente Fluorverbindungen im Ablauf der Kläranlage beantragt. Zum Redaktionsschluss des gewässerökologischen Gutachtens waren diese Überwachungswerte für die Fluorverbindungen noch nicht final mit den Behörden abgestimmt.

Die nach Abwasserverordnung geregelten Stoffe werden im vorliegenden Gutachten in der Prognose dahingehend bewertet, welche Mischkonzentrationen in der Alz unter ungünstigen Abflussverhältnissen zu erwarten sind, wenn die maximal möglichen Überwachungswerte im jeweiligen Pfad vollständig ausgeschöpft werden. Im tatsächlichen Betrieb werden diese Überwachungswerte in der Regel jedoch nicht annähernd ausgeschöpft.

Innerhalb dieser Stoffe mit beantragtem Überwachungswert nach AbwV befinden sich u.a. Stoffe die in Anlage 6, Anlage 7 oder Anlage 8 der OGewV geregelt sind:

Chrom, Kupfer und Zink sind geregelte Stoffe der Anlage 6 OGewV, für die vom CPG ein Überwachungswert nach AbwV beantragt wird. Phosphor ist ein geregelter Stoff der Anlage 7 OGewV, für den ebenfalls ein Überwachungswert nach AbwV beantragt wird. Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel sind geregelte Stoffe der Anlage 8 OGewV mit beantragtem Überwachungswert nach AbwV.

Die Anlage 6 der OGewV regelt die sog. flussgebietspezifischen Schadstoffe. Diese Stoffe werden unterstützend zur Beurteilung des ökologischen Zustandes eines Gewässers herangezogen. Die Anlage 6 der OGewV definiert Umweltqualitätsnormen (UQNs), die im Wasser (Konzentration in µg/l) und/oder im Schwebstoff/Sediment (Konzentration in mg/kg Trockensubstanz) eines Gewässers einzuhalten sind. Bei den UQNs für das Wasser wird zudem differenziert zwischen der JD-UQN (Jahresdurchschnitts-UQN) sowie der ZHK-UQN als zulässige Höchstkonzentration bei Stoßbelastung. Es ist zu beachten, dass es bei einigen der in Anlage 6 geregelten Stoffe nicht für jedes Umwelt-Medium eine UQN gibt. Im Fall von Chrom, Kupfer und Zink beispielsweise gibt die Anlage 6 der OGewV UQNs für Schwebstoffe/Sediment vor, nicht aber für das Wasser.

Die Anlage 7 der OGewV enthält Anforderungen (auch als Orientierungswerte bezeichnet) für die sog. allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (QKs). Für diese QKs werden Werte vorgegeben, bei deren Einhaltung der gute ökologische Zustand der sog. biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos) gewährleistet ist. Diese Werte haben keinen verbindlichen Charakter, sondern werden unterstützend zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten herangezogen.

Die Anlage 8 der OGewV regelt die prioritären Stoffe zur Beurteilung des chemischen Zustandes eines Gewässers. Auch für diese Stoffe gibt die Oberflächengewässerverordnung UQNs für das Wasser vor. Im Gegensatz zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen nach Anlage 6 OGewV gibt es für die prioritären Stoffe nach Anlage 8 keine UQN für Schwebstoffe/Sediment. Stattdessen sind für die prioritären Schadstoffe UQNs für Biota (Konzentration in µg/kg Nassgewicht) definiert. Die Biota-UQN bezieht sich bis auf wenige Ausnahmen<sup>3</sup> auf Fische. Auch für die Stoffe der Anlage 8 OGewV gibt es nicht immer für jeden Stoff sowohl JD-UQN, ZHK-UQN und Biota-UQN. So existiert beispielsweise für Blei eine JD-UQN und ZHK-UQN, aber keine Biota-UQN. Für Quecksilber sind eine ZHK-UQN und Biota-UQN definiert, nicht aber eine JD-UQN.

Die Liste der Stoffe, für die ein Überwachungswert nach AbwV beantragt wird, deckt nicht die Gesamtheit der Stoffe ab, die aus dem CPG in die Alz gelangen. Umgekehrt gibt es auch Stoffe mit beantragtem Überwachungswert nach AbwV, die nicht in relevanten Mengen in das Abwasser gelangen (Chrom, Cadmium und Blei).

Am 18.09.2017 wurde im Zuge eines Abstimmungstermins mit den Behörden eine Vorgehensweise zum Umgang mit den stofflichen Einleitungen im gewässerökologischen Gutachten festgelegt. Hierbei wurde eine Methodik entwickelt, die Gesamtheit der Stoffe, die in Anlage 6 und 8 der OGewV genannt sind, abzuschichten.

Ziel der Abschichtung ist es, zu differenzieren, welche Stoffe der Anlage 6 und 8 in relevanten Mengen in das Abwasser und damit in die Alz gelangen. Stoffe, die nicht in relevanten Mengen in das Abwasser gelangen, werden im Gutachten nicht weiter behandelt. Des Weiteren wird in der Abschichtung differenziert, welche Stoffe als „nicht signifikant“ eingeleitet werden. Die Einleitung eines Stoffes wird als „nicht signifikant“ eingestuft, wenn dieser im Ablauf der Kläranlage nachgewiesen wird, aber unter Worst-Case-Bedingungen nach Vermischung in der Alz die Hälfte der JD-UQN unterschreitet. Diese „nicht signifikanten“ Einleitungen erfordern nach dem behördlichen Abstimmungsergebnis keine weitere Betrachtung in der Auswirkungsprognose. Die als nicht signifikante Einleitung

---

<sup>3</sup> Für Fluoranthren und PAK bezieht sich die Biota-UQN auf Krebstiere und Weichtiere. Für Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen bezieht sich die Biota-UQN auf Fische, Krebstiere und Weichtiere.



zu wertenden Stoffe werden im Kapitel zur Ist-Zustandsbeschreibung zwar behandelt/beschrieben, aber in der Prognose dann nicht weiter betrachtet.

Weitergehende Erläuterungen, Analysen und Prognosebetrachtungen zur Zielerreichung nach WRRL werden gemäß Abstimmung mit den Behörden für diejenigen Stoffe der Anlagen 6 und 8 OGewV durchgeführt, für die eine Überschreitung der UQN vorliegt.

Für die Abschichtung wurden vorhandene Untersuchungs- und Messergebnisse verschiedener Medien (Wasser, Sediment, Schwebstoff, Biota) unterschiedlicher Quellen (ISG, Behörden) ausgewertet und der jeweiligen UQN gegenübergestellt.

Des Weiteren erfolgten mehrere zusätzliche Messkampagnen im Ablauf der Kläranlage im November/Dezember 2018 und Januar/Februar 2019, welche nach Auswertung und Analyse als weitere Entscheidungsgrundlage in der Abschichtung der Stoffe herangezogen wurden.

Die Abschichtungsliste inkl. Gegenüberstellung von Untersuchungsergebnissen und UQN findet sich in Anhang 1 zum GÖG. Weitere Datengrundlagen, die in der Abschichtungsliste Berücksichtigung fanden, liegen in den Anhängen 2, 3, 4 und 7 vor.

Des Weiteren wurde bei dem Abstimmungstermin mit den Behörden eine Liste mit in der OGewV nicht geregelten Stoffen erarbeitet, die in relevanten Mengen aus dem CPG in die Alz gelangen und deshalb im gewässerökologischen Gutachten zu berücksichtigen sind.

Vor diesem Hintergrund werden die Stoffe im vorliegenden Gutachten generell untergegliedert in

- nach Abwasserverordnung (AbwV) geregelte Stoffe
- nicht nach AbwV geregelte Stoffe
  - nach OGewV geregelte Stoffe
  - nicht geregelte Stoffe

Die „nach OGewV geregelten Stoffe“ umfassen die Stoffe, für die in Anlage 6 und/oder Anlage 8 OGewV eine UQN genannt wird.

Unter den „nicht geregelten“ Stoffen werden die Stoffe abgehandelt, die weder in der AbwV noch in der OGewV geregelt sind.

Bei den nach OGewV geregelten Stoffen ist die zentrale Bewertungsgrundlage die jeweilige UQN der OGewV. Im Falle der nicht geregelten Stoffe wird für die gewässerökologische Bewertung auf Umweltqualitätswerte, toxikologische Untersuchungsergebnisse aus der Literatur sowie  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  (soweit vorhanden) zurückgegriffen.

Der  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  bezeichnet die „predicted no effect concentration“ für die aquatischen Lebensgemeinschaften. Die Ableitung einer PNEC für den aquatischen Bereich erfolgt für Einzelstoffe grundsätzlich im Rahmen der Europäischen Risikobewertung für Chemikalien entsprechend dem Technischen Leitfaden (TGD). Grundlage sind die Ergebnisse aus längerfristigen Monospezies tests an mindestens einem der Vertreter dreier unterschiedlicher Trophiestufen: Algen, Kleinkrebse und Fische. Die Testergebnisse lassen eine Aussage über höchste Konzentration zu, die bei längerfristiger Exposition ohne Wirkung bleibt (no observed effect concentration, NOEC). Die PNEC (predicted no

effect concentration) ergibt sich aus dem niedrigsten Testergebnis (für die empfindlichste Art) dividiert durch einen Ausgleichsfaktor. Dieser Faktor ist bei Vorliegen aller erforderlicher Daten 10 und wird mit wachsenden Datenlücken entsprechend größer. Über diesen Faktor sollen die Unsicherheiten der Übertragung einzelner Laborergebnisse an wenigen Organismenarten auf reale Verhältnisse in Gewässern berücksichtigt werden (in der Regel: PNEC = kleinste NOEC dividiert durch 10; LAWA 2004)

Auch im Fall von geregelten Stoffen, für die keine UQN Wasser vorliegt, wie beispielsweise Kupfer und Zink wird auf diese Angaben in der Literatur für die gewässerökologische Bewertung zurückgegriffen.

### 3.3.2 Nach AbwV geregelte Stoffe

Die nachfolgende Tabelle stellt die beantragten stofflichen Überwachungswerte nach Abwasserverordnung (AbwV) für die einzelnen Pfade sowie die maximal beantragten Ablaufmengen zusammen.

Tab. 9: Zusammenstellung der beantragten Überwachungswerte sowie maximale Ablaufmengen je Einleitungspfad

Stoff/Parameter	Überwachungswert in [mg/l] (sofern nicht anders angegeben)						
	Kühlwasser Kanal Süd (KSA)	Dampferzeugung	Kühlwasser Kanal Ost (KOB)	FKW-Verwertung	Rückkühlwerke (R618, R621, R322, R325, RVC, RLZ)	Rückkühlwerke (R359, R680)	ZARA (ANK)
<b>Flussgebietspezifische Schadstoffe nach Anlage 6 OGWV</b>							
Chrom (Cr)							50 µg/l
Kupfer (Cu)							100 µg/l
Zink (Zn)					4 mg/l		0,2 mg/l
<b>Prioritäre Stoffe nach Anlage 8 OGWV</b>							
Cadmium (Cd)							5 µg/l
Blei (Pb)							50 µg/l
Quecksilber (Hg)							1 µg/l
Nickel (Ni)							50 µg/l
<b>Weitere Stoffe/Summenparameter/chemisch-physikalische Parameter</b>							
abfiltrierbare Stoffe bei Trockenwetter	30		30	30			35*
abfiltrierbare Stoffe bei Mischwasserabfluss	100		100	30			35*
CSB	20	20	20	40	20	40	250**
BSB <sub>7</sub>	6		6				35
Stickstoff gesamt							30
Phosphor gesamt					3	3	1,5
AOX				1	0,15	0,10	1,5

Stoff/Parameter	Überwachungswert in [mg/l] (sofern nicht anders angegeben)						
	Kühlwasser Kanal Süd (KSA)	Dampferzeugung	Kühlwasser Kanal Ost (KOB)	FKW-Verwertung	Rückkühlwerke (R618, R621, R322, R325, RVC, RLZ)	Rückkühlwerke (R359, R680)	ZARA (ANK)
nach Stoßbehandlung mit mikrobiziden Wirkstoffen AOX					0,5	0,5	
nach Stoßbehandlung mit mikrobiziden Wirkstoffen Chlor (Chlor, Brom, Chlordioxid und andere Oxidantien angegeben als Chlor)					0,3	0,3	
Zinn (Sn)							0,2
Fluorid				30			
	Maximaler Ablauf						
	KSA und KOB in der Summe oder einzeln						ZARA (ANK)
	240.000 m <sup>3</sup> /d bzw. 10.500 m <sup>3</sup> /h und 2,8 m <sup>3</sup> /s sowie insgesamt 55 Mio. m <sup>3</sup> /a						500 m <sup>3</sup> /h 8.500 m <sup>3</sup> /d im Monatsmittel

**Erläuterung**

Blau: Einleitungen in die Alz über den KSA

Gelb: Einleitungen in die Alz über den KOB

Hinweis: Für Chrom, Cadmium und Blei wird ein Überwachungswert nach AbwV beantragt. Diese Stoffe gelangen jedoch nicht in relevanten Mengen in das Abwasser (siehe Abschichtungsliste im Anhang 1). Aus diesem Grund erfolgen keine weiteren Prognosebetrachtungen.

\*Im Jahresmittel

\*\* Entspricht einem TOC von 85 mg/l

**3.3.3 Nicht nach AbwV geregelte Stoffe**

**3.3.3.1 Nach OGewV geregelte Stoffe**

Die Abschichtungsliste in Anhang 1 zum GÖG zeigt im Ergebnis, dass ausgenommen von Quecksilber (Hg), für keinen weiteren Stoff nach Anlage 6 und 8, der aktuell und zukünftig in relevanten Mengen in die Alz gelangt, die jeweilige UQN überschritten ist. Bei Quecksilber ist darauf hinzuweisen, dass eine Überschreitung der UQN bereits ubiquitär und damit also unabhängig von den Einleitungen aus dem CPG in nahezu allen Flusswasserkörpern Bayerns vorliegt.

Zudem liegen Überschreitungen der UQN bei einem Stoff vor, die in der Vergangenheit aus dem CPG in die Alz eingeleitet wurden, aktuell und zukünftig aber nicht mehr aktiv<sup>4</sup> eingeleitet werden. Bei diesem Stoff handelt es sich um Triphenylzinn (Anlage 6 OGewV). Deshalb wird Triphenylzinn im vorliegenden Gutachten ausführlich analysiert und betrachtet.

<sup>4</sup> Wenngleich Triphenylzinn nicht mehr aktiv eingeleitet wird, ist es nach wie vor im Abwasser des CPG enthalten durch Mobilisierung aus Rückständen/Altlasten.

---

Des Weiteren werden zu den „nicht nach AbwV geregelten“ Stoffen, die in nennenswerten Mengen aus dem CPG in die Alz gelangen, auch Chlorid und Sulfat gezählt. Für Chlorid und Sulfat sind gemäß Anlage 7 der OGewV Anforderungen (Orientierungswerte) vorgegeben, bei deren Einhaltung der gute ökologische Zustand der biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet ist (siehe Anhang 5).

### **3.3.3.2 Nicht geregelte Stoffe**

Gemäß Abstimmung mit den Behörden vom 18.09.2017 sind die nachfolgend aufgeführten Stoffe, die nicht in der OGewV und in der AbwV geregelt sind, zu betrachten und zu bewerten:

- Iodid
- 1,4-Dioxan
- Trifluoressigsäure (TFA)
- perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C14, soweit möglich)
- PFOA-Ersatzstoff (DONA) und zugehöriges Umwandlungsprodukt (OPA)
- Organozinn-Verbindungen

Zudem wird der Emulgator der Firma Gore behandelt.

Des Weiteren wurden in Untersuchungen 2018/2019 von der Fa. Dyneon und vom LfU Bayern Verbindungen in den Abwasserübergabestellen der Fa. Dyneon detektiert, die in der Analytik der Vorjahre noch nicht bekannt waren. Hierbei handelt es sich um

- weitere Umwandlungsprodukte aus der Fluorpolymerherstellung und
- teilfluorierte Carbonsäuren.

Nach Angaben der ISG können nach aktuellem Datenstand diese Verbindungen nicht näher spezifiziert werden. Wenngleich diese Verbindungen erst jüngst über neue Analyseverfahren entdeckt wurden, ist davon auszugehen, dass diese Stoffe bereits in der Vergangenheit im Abwasser enthalten waren. Die ISG, die Fa. Dyneon und das LfU Bayern stehen aktuell in einem engen Abstimmungsprozess zur weiteren Untersuchung dieser Stoffe. Für das Jahr 2019 ist geplant, Proben an den Abwasserübergabestellen der Fa. Dyneon Proben zu ziehen und diese ökotoxikologisch (Gifftigkeitstests) untersuchen zu lassen.

Gemäß Abwasserkataster sind des weiteren folgende Stoffe im Abwasser des CPG von Relevanz:

- Polyfluor-Telomeralkohole
- Polyfluor-Telomer(Meth-)acrylate

### 3.4 Hinweise zur Wasserentnahme

Die Wasserentnahme ist in einem eigenständigen Bescheid geregelt, der noch bis zum 31.12.2045 gültig ist. Die Wasserentnahme ist somit nicht Teil des Vorhabens und nicht Gegenstand der gewässerökologischen Bewertungen. Die Wasserentnahmen werden dennoch kurz beschrieben, da diese sowohl in den Bestandsdarstellungen als auch in den Prognoseszenarien zum Teil Berücksichtigung finden. Grundsätzlich umfasst diese Bewilligung die Entnahme von Wasser aus der Alz sowie die Entnahme von Grundwasser über Brunnen im nachfolgend aufgeführten Umfang:

#### 3. Umfang der bewilligten Benutzung

Die Bewilligung berechtigt zu Gewässerbenutzungen in folgendem Umfang:

##### 3.1 Entnahmemengen Wasser aus der Alz

auf dem Grundstück Fl.Nr.	974
der Gemarkung	Burgkirchen a.d. Alz
maximal (m <sup>3</sup> /h)	3.500
maximal (m <sup>3</sup> /Monat)	2.500.000
maximal (m <sup>3</sup> /a)	30.000.000

##### 3.2 Entnahmemengen Grundwasser aus den Brunnen B 1 bis B 15 im Regelbetrieb

auf den Grundstücken Fl.Nr.	772/8, 974, 984/1, 987, 994/1, 997 und 1002/1
der Gemarkung	Burgkirchen a.d. Alz
maximal (m <sup>3</sup> /h)	5.500
maximal (m <sup>3</sup> /Monat)	3.200.000
maximal (m <sup>3</sup> /a)	25.000.000

##### 3.3 Siebabspritzwasser

Siebabspritzwasser aus dem Geb. 162 darf aus der Alz entnommen und wieder eingeleitet werden

auf dem Grundstück Fl.Nr.	974
der Gemarkung	Burgkirchen a.d. Alz
maximal (m <sup>3</sup> /h)	60
maximal (m <sup>3</sup> /Monat)	22.000
maximal (m <sup>3</sup> /a)	220.000

##### 3.4 Gesamtentnahmemenge

Die Gesamtentnahmemenge aus der Alz und den Brunnen B 1 bis B 15 beträgt bis zu

9.000 m<sup>3</sup>/h (= 216.000 m<sup>3</sup>/d)  
 5.700.000 m<sup>3</sup>/Monat  
 55.000.000 m<sup>3</sup>/Jahr.

Abb. 13: Auszug aus der Bewilligung zur Wasserentnahme – gültig bis 31.12.2045

Die Entnahme des Wassers aus der Alz erfolgt bei Flusskilometer (F-km) 15,05. Das Entnahmebauwerk befindet sich rd. 50 m stromaufwärts der ersten Einleitstelle KW-Kanal Süd. Im Bereich der Alzwasserentnahme erfolgen sowohl Temperaturmessungen (Vorlauftemperaturen) der Alz als auch Messungen/Analysen von stofflichen Parametern (stoffliche Vorbelastung). Datensätze, die aus der Alzwasserversorgung stammen, sind nachfolgend mit der Abkürzung WVA bezeichnet (vgl. Abb. 12 in Kap. 3.1.).

Auch im Bereich der Brunnenwasserversorgung erfolgen Temperaturmessungen (Vorlauftemperaturen) des Wassers sowie Messungen/Analysen von stofflichen Parametern (stoffliche Vorbelastung). Das Brunnenwasser setzt sich etwa zu 90% aus Uferfiltrat und zu 10% aus Grundwasser zusammen. Datensätze aus der Brunnenwasserversorgung werden mit der Abkürzung WVB kenntlich gemacht (vgl. Abb. 12 in Kap. 3.1.).

---

## 4. Grundlegende Wirkungsebenen und Wirkungspfade des Vorhabens im Bereich Gewässerökologie

Das zu bewertende Vorhaben kann sich auf den aquatischen Bereich der Alz auswirken durch die beantragten

- Wärmeeinleitungen

sowie durch die

- stofflichen Einleitungen.

Nachfolgend werden die grundlegenden Umweltwirkungen von thermischen und stofflichen Einleitungen unter besonderer Berücksichtigung der Anforderungen der OGewV/WRRL sowie der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) beschrieben.

### 4.1 Wärmeeinleitung

#### 4.1.1 Temperaturbeeinflussung von Alz und Inn

Die in Kap. 3.1 beschriebenen thermischen Einleitungen mit der Folgewirkung der Wassertemperaturerhöhung in der Ausleitstrecke der Alz können sich auf den gesamten Untersuchungsabschnitt der Alz (Teilbereich des FWK F586) zwischen den CPG-Einleitstellen und der Mündung in den Inn und damit auf die dort vorliegende aquatische Flora und Fauna auswirken. Aufgrund der in Kap. 2.3.2 erläuterten starken Verdünnung des Alzwassers bei Einmischung in den Inn um das bis zu 108-fache bei sommerlichen MQ-Abflüssen sind keine negativen thermischen und/oder stofflichen Beeinflussungen des Inns (FWK F583) zu erwarten, so dass keine weiteren Bewertungen für den Inn-FWK erfolgen.

Das Ausmaß der Wirkungen auf die Alz sowie auf die darin angesiedelten Biozönosen hängt im Wesentlichen ab von:

- den emittierten Wärmemengen,
- der Abflusssituation der Alz
- den Einschichtungs- und Einmischungsbedingungen.

Grundsätzlich kann eine künstliche Wassererwärmung Auswirkungen auf abiotischer Ebene und auf den Stoffhaushalt des Gewässers haben. Darüber hinaus können auch die pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften eines Gewässers sowie deren Stoffwechsel beeinflusst werden. Im abiotischen Bereich wirkt sich eine Temperaturänderung direkt auf die Sauerstoffverhältnisse im Wasserkörper aus, da die Löslichkeit von Sauerstoff mit zunehmender Wassertemperatur abnimmt. Dies bedeutet, dass mit steigender Temperatur des Wasserkörpers die Sauerstoffmenge, die maximal gelöst werden kann, abnimmt. So beträgt der Sauerstoffsättigungswert in Wasser bei einer Temperatur von 0 °C und Normaldruck ca. 14,5 mg/l, während bei einer Wassertemperatur von 20 °C

---

nur noch ca. 7,2 mg Sauerstoff je Liter gelöst werden können (BICK 1993). Gleichermaßen werden chemische Reaktionen, wie z.B. Säure-Basen-Gleichgewichte, von der Temperatur beeinflusst.

Auch auf biotischer Ebene gehen die ökologischen Auswirkungen einer Temperaturerhöhung im Wesentlichen darauf zurück, dass chemische und biochemische Reaktionen beschleunigt werden. Dieses Prinzip gilt innerhalb der physiologischen Grenzen für alle pflanzlichen und tierischen Stoffwechselforgänge, die biologische Produktion und letztlich das Wachstum. Damit ist die Temperatur ein Schlüsselfaktor für das gesamte Ökosystem im aquatischen Bereich. Die aquatischen Lebensgemeinschaften sind in einem bestimmten Bereich eines Flusslaufes sehr gut an das dort von Natur aus vorherrschende Temperaturregime, insbesondere an den natürlichen Jahresgang der Temperatur und an die natürlichen Extremverhältnisse, sowohl im Sommer als auch im Winter angepasst. Besonders eng ist die Anpassung an das Temperaturregime naturgemäß bei solchen Organismengruppen, die über keine körpereigene Temperaturregulation verfügen wie die "Warmblüter", sondern deren Stoffwechselforgänge von der Umgebungstemperatur bestimmt werden (wechselwarme Organismen). Hierzu zählen sowohl Algen und Bakterien als auch die relevanten biologischen Qualitätskomponenten der WRRL (Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische). Unter den Biokomponenten der Wasserrahmenrichtlinie zählen die Fische zur Gruppe mit den höchsten Ansprüchen gegenüber den stofflichen Eigenschaften des Wassers (Wasserqualität) und den Wassertemperaturen. Die Qualitätskomponente der wirbellosen Kleinstlebewesen (Makrozoobenthos), gehört ebenfalls zur Gruppe mit den höchsten Ansprüchen an die Wassertemperatur. Daher werden die Fische zusammen mit dem Makrozoobenthos als maßgebliche Indikatoren für thermische und stoffliche Belastungen herangezogen.

#### **4.1.2 Empfindlichkeiten von Fischen gegenüber thermischen Veränderungen im Wasserkörper**

Fische als wechselwarme (poikilotherme) Lebewesen sind nicht in der Lage, eine konstante Körpertemperatur aufrecht zu erhalten. Die Körpertemperatur der Fische ist daher eine unmittelbare Folge der Wassertemperatur. Nach erfolgter thermischer Anpassung liegt die Temperatur der Fische ca. 0,1–1 °C über der sie umgebenden Wassertemperatur. Der Austausch von Wärme erfolgt bei Fischen vorwiegend über die äußere Körperoberfläche und zu einem geringeren Teil auch über die Kiemen. Die Wassertemperatur beeinflusst bei Fischen sämtliche biochemischen und physiologischen Aktivitäten (BEITINGER ET AL. 2000).

Auch die Jahresganglinie der Temperatur steuert eine Reihe von physiologischen Prozessen bei Fischen (z.B. Reifung von Geschlechtsprodukten) oder kann bestimmte Verhaltensmuster (z.B. Laichwanderung) auslösen. Veränderungen der Wassertemperatur, z.B. Temperaturerhöhungen, können soweit sie vom Ausmaß her gravierend sind und zeitlich länger anhalten sowie den natürlichen Verlauf der Temperatur verfälschen, störend in diese Prozesse eingreifen und sich letztlich auch negativ auf die Bestände der in dem betroffenen Gebiet vorkommenden Fischfauna auswirken. Grundsätzlich sind bei übermäßiger, anhaltender und jahreszeitlich nicht angepasster Temperaturerhöhung folgende Wirkungen auf temperatursensible Fischarten/-bestände bekannt:

- Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen bis hin zu Veränderungen im Artenspektrum,



- Beeinträchtigung des Reproduktionserfolgs von Fischen (Vorverlegung der Laichzeit und/oder gestörte Gonadenentwicklung von frühjahrslaihenden Fischarten, erhöhte Mortalitätsraten bei Eiern und Fischlarven, Steigerung der Laichzyklen),
- Störung der Winterruhe,
- Förderung von temperaturtoleranten Neozoen
- gesundheitliche Beeinträchtigungen, z.B. durch Auslösung von Stresszuständen.

Auf der anderen Seite ist darauf hinzuweisen, dass die heimischen Fischarten der Alz bzw. des Donausystems ein sehr großes Verbreitungsgebiet innerhalb der gemäßigten mitteleuropäischen Klimazone und dem pontokaspischen Raum mit teils kontinentalem und teils pannonischem Klima (heiße Sommer und kalte Winter) haben und von daher natürlicherweise an ein sehr großes Temperaturspektrum und an kurzfristig wirksame sommerliche Maximaltemperaturen (Wasser) zwischen 25 und 27 °C gut angepasst sind.

## **4.2 Stoffliche Einleitung**

Nachfolgend werden die grundlegenden gewässerökologischen bzw. fischtoxikologischen Wirkungsebenen und Wirkungspfade der in Kap. 3.3 genannten, bewertungsrelevanten Stoffe beschrieben.

Diese Darstellung erfolgt auf der Ebene potenzieller Umwelt-Wirkungen bei allgemeiner Betrachtung der Einzelstoffe für sich, losgelöst vom Vorhaben und ohne Berücksichtigung der tatsächlich zu erwartenden Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe bei Einleitung in die Alz.

Für Stoffe, die in Anlage 6 und 8 der OGewV aufgeführt sind, werden zudem die gültigen Umweltqualitätsnormen (UQN) aus der OGewV dargestellt.

Unter die nicht geregelten Stoffe fallen all diejenigen Substanzen, für die keine gesetzlichen Grenzwerte existieren. Für diese Stoffe werden Angaben aus der Literatur zu aquatischen PNEC-Werten (predicted no effect concentration, also eine Konzentration bis zu der keine Umweltauswirkungen entstehen) sowie weitere amtliche bzw. wissenschaftlich abgeleitete Präventivwerte zum Schutz aquatischer Biozöosen herangezogen.

Auch wird bei diesen Stoffen auf ermittelte Toxizitätskonzentrationen in Laborversuchen an einzelnen Organismengruppen zurückgegriffen. In diesem Zusammenhang wird beispielsweise auf Konzentrations-Definitionen der Toxikologie zurückgegriffen wie den EC<sub>50</sub> (Konzentration, die bei 50% einer Versuchspopulation eine andere definierte Wirkung als den Tod auslöst) oder die LD (Letale Dosis – auch LC lethal concentration). Weitere Erläuterungen zu diesen Begrifflichkeiten finden sich im Glossar.

---

## 4.2.1 Nach AbwV geregelte Stoffe

### 4.2.1.1 Kupfer (Cu) (Stoff nach Anlage 6 OGeWV)

Kupfer ist ein in der Erdkruste weit verbreitetes Übergangsmetall und kommt geogen bedingt in unterschiedlichen Konzentrationen in Gewässern vor. Kupfer ist in geringen Konzentrationen ein essentielles Spurenelement für sämtliche Organismen.

Im ECHA (Europäische Chemikalienagentur) Registrierungsdossier für Kupfer und Kupferverbindungen wird der PNEC für Süßwasserorganismen mit 7,8 µg/l angegeben.

Gemäß Anlage 6 OGeWV beträgt die JD-UQN bezogen auf Schwebstoff oder Sediment 160 mg/kg. UQNs für das Wasser gibt die Anlage 6 OGeWV für Kupfer nicht vor.

### 4.2.1.2 Zink (Zn) (Stoff nach Anlage 6 OGeWV)

Zink ist ein relativ häufiges Element. In Süßwasser betragen die Hintergrundkonzentrationen meist zwischen 3 und 12 µg/l (Gesamtzink) (FRAUNHOFER INSTITUT FÜR MOLEKULARBIOLOGIE UND ANGEWANDTE ÖKOLOGIE 2014c).

Die OGeWV gibt keine UQN für das Wasser vor. Vom Fraunhofer Institut wurde 2014 im Auftrag des UBA Qualitätsnormen von 10,9 µg/l JD-UQN und 33 µg/l ZHK-UQN für Zink (bioverfügbar) vorgeschlagen (FRAUNHOFER INSTITUT FÜR MOLEKULARBIOLOGIE UND ANGEWANDTE ÖKOLOGIE 2014). Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass in der Alz als alkalisches Gewässer mit pH-Werten im Mittel >8 (siehe Anhang 5) die Bioverfügbarkeit von Schwermetallen allgemein und von Zink im Besonderen sehr gering ist. Von daher sind für die Alz grundsätzlich deutlich höhere Zinkkonzentrationen als unbedenklich zu werten.

Die vom Fraunhofer Institut vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen wurden errechnet auf Basis von ökotoxikologischen Studien zu akuten und chronischen Toxizitäten von Zink auf verschiedene Gewässerorganismen. Chronische Toxizitäten sind bei Konzentrationen zwischen 24 und 530 µg/l bekannt; akute Toxizitäten bei Konzentrationen im Bereich zwischen 70 µg/l und 244 µg/l (FRAUNHOFER INSTITUT FÜR MOLEKULARBIOLOGIE UND ANGEWANDTE ÖKOLOGIE 2014).

Gemäß Anlage 6 OGeWV beträgt die JD-UQN bezogen auf Schwebstoff oder Sediment 800 mg/kg.

### 4.2.1.3 Quecksilber (Hg) (Stoff nach Anlage 8 OGeWV)

Quecksilber ist ein toxisches, bioakkumulierendes Schwermetall, das ubiquitär in der Umwelt nachgewiesen werden kann. In Deutschland wird kein primäres Quecksilber produziert, die eingesetzten Mengen sind deutlich rückläufig und die Emissionen sind seit 1985 ebenfalls deutlich zurückgegangen. Die wichtigsten aktuellen Verwendungen sind die Zahnmedizin, Knopfzellen und Leuchtmittel. Die Chloralkalielektrolyse nach dem Amalgamverfahren war bis vor einigen Jahren ebenfalls ein wichtiges Anwendungsgebiet (LFU BAYERN 2013).

Eine wichtige Emissionsquelle ist die Verbrennung von Biomasse und Kohle. Aufgrund des hohen Dampfdruckes wird Quecksilber auch aus Böden über Verdunstung in die Luft abgegeben und dort über weite Strecken transportiert. In Gewässern ist ein erheblicher Teil des Quecksilbers an Schwebstoffen und Sedimente adsorbiert. Durch bakterielle Biomethylierung entsteht das ebenfalls toxische Methylquecksilber. Methyliertes Quecksilber ist zellmembrangängig. Es ist in der Lage mit der Aminosäure Cystein kovalente Bindungen einzugehen und reichert sich in der Nahrungskette an. Auch in Fischen liegt der überwiegende Teil des Quecksilbers in methylierter Form vor (LFU BAYERN 2013).

Die Daten der Umweltprobandatenbank und des bayerischen Fischschadstoffmonitorings zeigen, dass die UQN für Biota gemäß Anlage 8 OGewV von 20 µg/kg FG in Fischmuskulatur in Bayern und Deutschland flächendeckend und deutlich überschritten wird (LFU BAYERN 2013).

Quecksilber tendiert im Wasser stark zu Komplexbildung und Adsorption an Partikel. Es akkumuliert stark in Phyto- und Zooplankton. Quecksilber wird von Fischen leicht über die Kiemen aufgenommen und wirkt neuro- und nephrotoxisch. Die Toxizität wird vermindert bei Anwesenheit von Selen (Komplexbildung) (HOFER & LACKNER 1995).

Fische können auch im Sediment methyliertes Quecksilber direkt über die Nahrung konzentrieren. Im Fisch hat Quecksilber eine Halbwertszeit von etwa zwei Jahren. Dies hat zur Folge, dass v.a. große, alte Fische beträchtliche Mengen an organischem Quecksilber speichern können (TOLLEFSON & CORDLE 1986).

Eine akute Toxizität bei Salmoniden ist ab Konzentrationen im Wasser von 0,2–0,9 mg/l (anorganisch) gegeben (HOFER & LACKNER 1995).

HOFER & LACKNER (1995) verweisen jedoch auch auf Literatur, in denen die maximale subletale Schadstoffkonzentration (MATC) an Quecksilber unter Laborbedingungen in sehr viel geringeren Konzentrationen ermittelt wurde, in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium.

Tab. 10: Fischtoxizität von Quecksilber (anorganisch) in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium unter Laborbedingungen

Eistadium	Dottersacklarve	Fressfähige Brut	Juvenile+Adulte
1,5 µg/l (OM) 2,0 µg/l (CC)	0,6 µg/l (OM)	1,0 µg/l (CC)	1,2 µg/l (OM) 2,0 µg/l (CC)

**Erläuterungen:**

OM = *Oncorhynchus mykiss* (Regenbogenforelle)

CC = *Cyprinus carpio* (Karpfen)

Das UBA (1994) hat für Quecksilber die Zielvorgabe für den Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften von 0,04 µg/l vorgeschlagen. Der in dieser Studie ermittelte NOEC – Wert der empfindlichsten Art betrug <0,23 µg/l (anorganisches Quecksilber) und <0,04 µg/l (organisches Quecksilber).

Gemäß Anlage 8 OGewV beträgt die ZHK-UQN für Wasser 0,07 µg/l. Eine JD-UQN für Wasser gibt die OGewV nicht vor.

#### 4.2.1.4 Nickel (Ni) (Stoff nach Anlage 8 OGewV)

Nickel ist in der Natur weit verbreitet, kommt aber meist nur in geringen Konzentrationen in Mineralien vor. Nickel und seine Verbindungen sind für aquatische Organismen ab bestimmten Konzentrationen toxisch, wobei die Toxizität zwischen einzelnen Arten deutlich schwankt und abiotische Faktoren eine entscheidende Rolle spielen. Einige aquatische Pflanzen sind in der Lage, Nickel zu akkumulieren. Die Anreicherung in Fischen ist dagegen gering (UBA 2018).

Gemäß Anlage 8 OGewV beträgt die JD-UQN für Wasser 4 µg/l; die ZHK-UQN 34 µg/l.

#### 4.2.1.5 Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Abfiltrierbare Stoffe umfassen den Messwert für im Wasser enthaltene Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe, die durch Filtration abgetrennt werden. AFS verursachen ab einer bestimmten Konzentration eine sichtbare Trübung des Wassers.

#### 4.2.1.6 CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) / BSB (biologischer Sauerstoffbedarf)

Der CSB und BSB sind Summenparameter für organische Kohlenstoffverbindungen. Sie werden jeweils als mg/l O<sub>2</sub> angegeben.

Der BSB umfasst dabei die biologisch abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen. Der CSB umfasst die Gesamtheit aller organischen, nach definiertem Verfahren chemisch oxidierbaren Stoffe. Somit stellt die Differenz zwischen BSB und CSB die schwer oder nicht abbaubaren (refraktären) Stoffe dar.

Bei der Bestimmung des BSB misst man die Sauerstoffmenge, die durch mikrobielle Stoffwechselprozesse beim Abbau von Schmutzstoffen im aeroben Milieu in einem bestimmten Zeitraum verbraucht wird (z.B. BSB<sub>5</sub> bezieht sich auf den Verbrauch in 5 Tagen). Der Summenparameter beruht somit auf dem Sauerstoffverbrauch. Entsprechend kann der Abbau von organischen Stoffen den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers beeinflussen.

Bei der Bestimmung des CSB benutzt man als starkes Oxidationsmittel Kaliumdichromat in schwefelsaurer Lösung. Aus dem Chromatverbrauch wird der O<sub>2</sub>-Verbrauch errechnet. Dadurch ist ein direkter Vergleich mit dem BSB<sub>5</sub> und damit auch eine Aussage über das Verhältnis von biologisch abbaubaren und persistenten Stoffen im Abwasser möglich. Da aus gewässerökologischer Sicht der BSB von Relevanz ist, wird in der Auswirkungsprognose nicht weiter auf den CSB eingegangen.

#### 4.2.1.7 Stickstoff (N), gesamt

Der Gesamtstickstoff stellt einen Summenparameter aller Stickstoffverbindungen dar. Stickstoff ist in erster Linie ein Pflanzennährstoff, der in Form seiner Anionen NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Ammonium), NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (Nitrit) und NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Nitrat) zur Gewässer-Eutrophierung beiträgt. Eine starke Eutrophierung kann das Sauerstoffregime und den pH-Wert nachteilig beeinflussen (z.B. O<sub>2</sub>-Mangelsituationen, stark alkalisches Milieu und in der Folge steigende NH<sub>3</sub>-Toxizität). Durch pH-Wert abhängige Dissoziation kann das ungiftige

Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) im Wasser in das undissoziierte, freie Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) umgewandelt werden. Ammoniak wiederum ist bei entsprechenden Wirkkonzentrationen akut toxisch ( $\geq 0,2 \text{ mg/l NH}_3$  entspr.  $0,16 \text{ mg/l NH}_3\text{-N}$ ) oder chronisch toxisch ( $> 0,075 - 0,1 \text{ mg/l NH}_3$  entspr.  $> 0,06 - 0,08 \text{ mg/l NH}_3\text{-N}$ ) wirken. Gemäß Güteklassifikation nach LAWA (1998b) wurden Gesamtstickstoff-Konzentrationen  $\leq 1 \text{ mg/l}$  der Güte I (unbelastet - sehr gering belastet) zugeordnet.

Die OGeWV definiert hinsichtlich des Parameters Stickstoff Orientierungswerte für Ammonium-Stickstoff ( $0,1 \text{ mg/l NH}_4\text{-N MW/a}^5$ ), Ammoniak-Stickstoff ( $0,002 \text{ mg/l NH}_3\text{-N MW/a}$ ) sowie Nitrit-Stickstoff ( $0,03 \text{ mg/l NO}_2\text{-N MW/a}$ ).

#### 4.2.1.8 Phosphor (P), gesamt

Phosphor ist ein essentieller Pflanzennährstoff, der insbesondere in seiner Form als lösliches Orthophosphat von Pflanzen aufgenommen wird. Als wesentlicher Minimumfaktor wirkt Phosphor limitierend für die Eutrophierung der Gewässer.

#### 4.2.1.9 AOX (Adsorbierbare organisch gebundene Halogene)

AOX umfassen die Summe der an Aktivkohle adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (Chlor-, Brom- und Iodverbindungen; organische Fluorverbindungen werden nicht erfasst).

Da es sich bei AOX um einen Summenparameter handelt, können keine direkten und allgemeingültigen Angaben zur Toxizität/Ökotoxizität getroffen werden. Der Summenparameter erfasst gleichermaßen toxische und weniger bzw. nichttoxische Verbindungen. Generell zählen die Organohalogenverbindungen jedoch zu den Umweltstoffen mit besonderer toxikologischer/ökotoxikologischer Relevanz. Ein hoher AOX kann ein Hinweis auf eine ausgeprägte Abwasser- und eine potentiell problematische Halogenbelastung sein (HLNUG 2002). Allerdings wird auch partikulärer AOX miterfasst.

Gemäß Güteklassifikation nach LAWA (1998b) wurden AOX-Konzentrationen  $\leq 10 \text{ µg/l}$  der Güteklasse I-II (gering belastet) zugeordnet; Konzentrationen  $\leq 25 \text{ µg/l}$  der Güteklasse II (mäßig belastet).

#### 4.2.1.10 Chlor/Brom/Chlordioxid

Chlor und Brom sowie Chlordioxid und andere Oxidantien werden zur mikrobiziden Behandlung von Kühlwasser angewendet.

Die desinfizierende Wirkung des Chlors beruht im Wesentlichen auf seiner Eigenschaft als Oxidationsmittel. Wirksames Agens ist die undissoziierte hypochlorige Säure, die in Abhängigkeit vom pH-Wert unter Bildung von Hypochlorit-Ionen dissoziiert. Die Wirksamkeit von Chlor ist somit vom pH-Wert abhängig. In Abhängigkeit vom pH-Wert wird die Anwendung in Kombination mit anderen Oxidantien wie beispielsweise Natriumbromid notwendig. Die Anwendung von Chlordioxid hat gegenüber Chlor den Vorteil, dass seine Desinfektions- bzw. Oxidationswirkung unabhängig vom pH-Wert ist und es nicht zur Bildung von Trihalogenmethanen führt (DUVE ET AL. 2012).

<sup>5</sup> Als MW/a: Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

Die Bildung von adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) durch Chlordioxid ist zudem unwahrscheinlich (PAUMANN & VETTER 2003).

Bezüglich ökotoxikologischer Wirkungen von Chlor vertragen die meisten Fische und Fischnährtiere bei kontinuierlichen Chloreinwirkungen Konzentrationen bis 0,01 mg Cl<sub>2</sub>/l (SCHÄPERCLAUS 1990).

Gemäß Angaben im Sicherheitsdatenblatt der AIR LIQUIDE DEUTSCHLAND GMBH (2016) beträgt der EC<sub>50</sub> für *Daphnia magna* (Expositionszeit 48 h) 0,141 mg/l Chlor; der EC<sub>50</sub> für Algen (Expositionszeit 72 h) zwischen 0,001 – 0,01 mg/l Chlor und der LC<sub>50</sub> für Fische (Expositionszeit 96 h) 0,032 mg/l Chlor.

Zur Ökotoxizität von Chlordioxid liegen Studien vor, in denen akute Toxizitäten für aquatische Organismen zwischen 0,021 mg/l und 1,096 mg/l liegen (Abb. 14).

### **Ökotoxizität**

#### **Aquatische Toxizität**

#### **10049-04-4 Chlordioxid**

Akute Fischtoxizität LC<sub>50</sub> :0,021 mg/L *Brachydanio rerio* (Zebrafisch) 96 h

Verordnung (EG) Nr.440/2008, Anhang, C.1

Akute Algentoxizität ErC<sub>50</sub> :1,096 mg/L *Selenastrum capricornutum* 72 h

Verordnung (EG) Nr.440/2008, Anhang, C.3

Akute Crustaceatoxizität EC<sub>50</sub> :0,063 mg/L *Daphnia magna* (Großer Wasserfloh) 48 h

Verordnung (EG) Nr. 440/2008, Anhang, C.2

Fischtoxizität NOEC >= 500 mg/L 36 d *Brachydanio rerio* (Zebrafisch) OECD 210

Algentoxizität NOEC 0,02 mg/L 3 d *Selenastrum capricornutum*

Verordnung (EG) Nr. 440/2008, Anhang, C.3

Crustaceatoxizität NOEC 0,015 mg/L 22 d *Daphnia magna* (Großer Wasserfloh) OECD 211

Akute Bakterientoxizität (10,7 mg/L) 3 h Belebtschlamm OECD 209

Abb. 14: Aquatische Toxizitäten von Chlordioxid (Quelle: Auszug aus dem Sicherheitsdatenblatt Chlordioxid (Dr. Küke GmbH 2015))

Bei Brom wurden in Studien akute Toxizitäten gegenüber Daphnien bei 1,5 mg/l festgestellt; gegenüber Algen bei Konzentrationen >0,0028 mg/l.

## 12. Umweltbezogene Angaben

### 12.1 Toxizität

*Toxizität gegenüber Daphnien und anderen wirbellosen Wassertieren.*

EC50

Spezies: Daphnia magna (Großer Wasserfloh)

Dosis: 1,5 mg/l

Expositionszeit: 24 h

(Lit.)

*Toxizität gegenüber Algen*

IC100

Spezies: Chlorella pyrenoidosa

Dosis: > 0,0028 mg/l

Expositionszeit: 96 h

(Lit.)

Abb. 15: Aquatische Toxizitäten von Brom (Quelle: Auszug aus dem Sicherheitsdatenblatt Brom (SCS GMBH 2011))

#### 4.2.1.11 Zinn (Sn)

Die Toxizität von anorganischem Zinn ist vergleichsweise gering (VOHR 2010). Toxisch dagegen sind in der Regel die organischen Zinnverbindungen (LENNTECH 2018).

Das Forschungsvorhaben zur Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern hat im Jahr 2003 für anorganische Zinnverbindungen eine Qualitätsnorm für Wasser von 3,5<sup>6</sup> µg/l vorgeschlagen bzw. eine Konzentration in Schwebstoffen von 200 mg/kg (DR. NENDZA 2003).

Dem steht gegenüber, dass SCHNEIDER ET AL. (2003) im Forschungsvorhaben für die leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung zu dem Ergebnis kamen, dass die Ableitung von Referenzbedingungen oder Vorgabe von Qualitätszielen auf Grund der unzureichenden Datenlage hinsichtlich Zinn und seiner Verbindungen in Wasser und Schwebstoff nicht möglich ist.

Als niedrigste chronische Toxizitätswerte für Wasserorganismen werden in der Literatur Konzentrationen zwischen 20 und 7.800 µg/l angegeben. Die niedrigsten akuten Toxizitätswerte für unterschiedliche Wasserorganismen liegen im Bereich zwischen 2.140 und 19.500 µg/l (DR. NENDZA 2003).

#### 4.2.1.12 Fluorid

Fluoride sind die Salze der Fluorwasserstoffsäure. Der Eintrag aus anthropogenen Quellen in die Oberflächengewässer ist vergleichsweise gering. Fluorid wird der Hydrosphäre vielmehr aus geogenen Quellen durch Verwitterungslösung und vulkanische Tätigkeit zugeführt. Die Fluoridkonzent-

<sup>6</sup> Errechnet mit dem Sicherheitsfaktor 50 auf Basis von NOEC-Werten für Kleinkrebse

rationen von Grund- und Oberflächenwässern sind stark von der durchströmten geologischen Umgebung abhängig. Im Geochemischen Atlas werden für Fließgewässer, welche die einzelnen geologischen Formationen durchströmen, Hintergrundkonzentrationen an Fluorid zwischen 50 µg/l (Gneis) und 100 µg/l (Keuper) angegeben. Der LD<sub>100</sub>-Wert für die Fischbrut von Karpfen liegt bei 1 g/l F<sup>-</sup>. (SCHNEIDER ET AL. 2003)

Fluorid war in der EG-Richtlinie 76/464<sup>7</sup> unter den Stoffen der Liste II genannt. Die Liste II umfasste Stoffe, „die für Gewässer schädlich sind, wobei die schädlichen Auswirkungen jedoch auf eine bestimmte Zone beschränkt sein können und von den Merkmalen des aufnehmenden Gewässers und der Lokalisierung abhängen“. Das Qualitätskriterium hinsichtlich Fluorid lag gemäß Berichterstattung zu dieser EG-Richtlinie bei 1 mg/l im Jahresmittel.

Die Toxizität von Fluorid in Wasser hängt von unterschiedlichen Faktoren wie Temperatur, Wasserhärte, pH-Wert und Salinität ab. So sind beispielsweise Studien bekannt, in denen die toxische Wirkung von Fluorid auf Algen mit sinkendem pH-Wert ansteigt (FLEISS 2011). Umgekehrt ist bekannt, dass Fluorid als Komplexbildner bei niedrigen pH-Werten die Toxizität von Al<sup>3+</sup>-Ionen (Al = Aluminium) hemmt (FENT 2013).

Die nachfolgende Tabelle stellt unterschiedliche Angaben aus der Literatur zu toxischen Konzentrationen von Fluorid auf unterschiedliche Organismengruppen zusammen.

Tab. 11: Zusammenstellung chronisch und akut toxisch wirksamer Konzentrationen an Fluorid unterschiedlicher aquatischer Organismengruppen (Quelle: Entnommen aus FLEISS (2011))

Gruppe	Expositionsart	Bewertungsgröße	Konzentration
Invertebraten	Chronisch	95-Percentil LC50	12,34 mg/l
	Akut	95-Percentil LC50	26,08 mg/l
	Akut	95-Percentil LC50	19,2 mg/l
Fische	Chronisch	95-Percentil LC50	2,62 mg/l
	Akut	95-Percentil LC50	15,98 mg/l
Algen	Chronisch*	Geringster EC50	82 mg/l

**Hinweis:**

ab drei Tagen Versuchsdauer gelten Tests an Algen als Langzeituntersuchung

## 4.2.2 Nicht nach AbwV geregelte Stoffe

### 4.2.2.1 Iodid

Iodide gelangen durch Auflösung von Iodsalzen in Gewässer (POHLING 2015). 2015 wurde die PNEC für Iodid vom LfU Bayern, nachdem von der Fa. Dyneon chronische Toxizitätstestergebnisse an Algen, Daphnien und Fischen vorgelegt wurden, von bis dato vorläufig 1,2 µg/l auf 100 µg/l=0,1 mg/l angehoben.

<sup>7</sup> Durch die WRRL aufgehoben. Im Anhang VIII der WRRL ist Fluorid nicht enthalten



#### 4.2.2.2 1,4-Dioxan

1,4-Dioxan ist eine farblose, brennbare Flüssigkeit mit charakteristischem, unangenehmen Geruch (UMWELTBUNDESAMT 2006). Es ist vollständig mischbar mit Wasser und biologisch so gut wie nicht abbaubar. Eine Bioakkumulation von 1,4-Dioxan ist unwahrscheinlich. Entsprechend ist auch keine Adsorption von 1,4-Dioxan an Sedimenten zu erwarten (LANUV NRW 2018a). Folglich gelangt 1,4-Dioxan schnell in das Grundwasser und wird kaum durch Sorption an Bodenpartikeln zurückgehalten (WATER RESEARCH FOUNDATION 2014).

Für 1,4-Dioxan liegt eine Vielzahl ökotoxikologischer Daten vor, die zu einem großen Teil in einem Risk Assessment Report der EU von 2002<sup>8</sup> (Grundlage ist die Datenlage aus 1994) und einem Screening Assessment aus Kanada aus dem Jahre 2010<sup>9</sup> zusammengefasst sind. Eine Recherche nach neueren Daten durch das LANUV NRW 2017/2018 war ergebnislos (LANUV NRW 2018a).

Daten zu akuter Toxizität liegen für Algen, Krebstiere und Fische vor. Die toxisch wirkenden Konzentrationen sind sehr hoch und variieren zwischen 163 mg/l und 6.155 mg/l. Auch zur chronischen Toxizität existieren Daten für drei trophische Ebenen (Cyanobakterien und Grünalgen, Wirbellose und Fische) mit toxisch wirkenden Konzentrationen zwischen 575 mg/l und 6.933 mg/l (LANUV NRW 2018a).

Wirkung	Organismus	Toxizität
Akut	Grünalgen <i>Chlorococcales</i>	EC <sub>50</sub> = 3200 mg/L (24h) <sup>20</sup>
	Wirbellose <i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> = 4700 mg/L (24h) <sup>18, 19</sup>
	Wirbellose <i>Ceriodaphnia dubia</i>	EC <sub>50</sub> = 163 mg/L (48h) <sup>18 19</sup>
	Wirbellose <i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	LC <sub>50</sub> = 2274 mg/L (96h) <sup>19</sup>
	Fische <i>Lepomis macrochirus</i>	EC <sub>50</sub> = 4269 mg/L (48h) <sup>21</sup>
	Fische <i>Ictalurus punctatus</i>	LC <sub>50</sub> = 6155 mg/L (96h) <sup>22</sup>
Chronisch	Cyanobakterien <i>Microcystis aeruginosa</i>	NOEC = 575 mg/L (8d) <sup>18, 19</sup>
	Grünalgen <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC = 580 mg/L (72h) <sup>23</sup>
	Wirbellose <i>Ceriodaphnia dubia</i>	NOEC = 625 mg/L (7d) <sup>18</sup>
	Fische <i>Oryzias latipes</i>	LOEC = 6933 mg/L (28d) <sup>19</sup>

Abb. 16: Ökotoxikologische Daten für 1,4-Dioxan (Quelle: Entnommen aus (LANUV NRW 2018a))

<sup>8</sup> European Commission (2002) European Union risk assessment report, 1,4-dioxane, Volume 21 EUR 19833 EN

<sup>9</sup> Environment Canada (2010) Screening Assessment for the Challenge 1,4-Dioxane, Chemical Abstracts Service Registry Number 123-91-1

Für Oberflächengewässer liegen keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte vor. Es existiert ein EU RAR (Risk Assessment Report) (2002), in welchem eine PNEC von 57,5 mg/l abgeleitet wird, die nach wie vor als Orientierungs-/Bewertungswert herangezogen wird (LANUV NRW 2018a).

#### 4.2.2.3 Trifluoressigsäure (TFA)

Die Trifluoressigsäure (TFA) ist eine kurzkettige perfluorierte Carbonsäure (BMUB 2017). TFA ist aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften sehr gut wasserlöslich. Dieses stabile Molekül ist für Pflanzen und insbesondere einige Algenarten giftig (DEUTSCHER BUNDESTAG 2017).

Das LfU Bayern führt zur aquatischen Risikobewertung für TFA in seinem Schreiben vom 14.12.2016 zur Trifluoressigsäure Folgendes aus:

*„Anhand der Ökotox-Daten im REACH-Registrierungsdossier lässt sich formal nach dem TGD EQS im Vollzug der WRRL eine PNEC für die aquatische Lebensgemeinschaft von 20 µg/l mit dem erforderlichen Sicherheitsfaktor von 50 (chronische Wirkwerte für zwei Trophiestufen, Algen und Daphnien) auf den niedrigsten Wirkwert EC10 = 1 mg/l bei den Algen ableiten. Da die akute Toxizität für Fische etwa um den Faktor 1000 bis 10000 geringer ist als die für die Algen, drängt sich der vorsichtige Schluss auf, dass auch die chronische Toxizität für Fische ziemlich sicher niedriger bzw. eine chronische NOEC ziemlich sicher höher als die vorliegende EC10 für die Algen wäre. Mit dieser Argumentation ließe sich der Sicherheitsfaktor auf 10 verkleinern und damit die PNEC auf 100 µg/l anheben.*

*Bezüglich des Schutzes der Oberflächengewässer kann also nach sehr konservativer Bewertung von einem erforderlichen Qualitätsziel für eine Immission von 20 µg/l TFA ausgegangen werden, wobei es sehr wahrscheinlich ist, dass auch ein Wert bis zu 100 µg/l noch ausreichend schützend sein dürfte. Andere Schutzgüter als die aquatische Lebensgemeinschaft wie Secondary Poisoning oder der Fischverzehr durch den Menschen sind für TFA wegen der vernachlässigbaren Tendenz zur Bioakkumulation nicht relevant.“*

Das LANUV-NRW leitet zu TFA einen PNEC von 70 µg/l ab:

*Für Algen, Daphnien und Fische liegen Daten aus Akuttests vor. Daten zur chronischen Wirkung wurden ausschließlich für Cyanobakterien und Wasserpflanzen erhoben. Gemäß TGD 27 (2011)<sup>10</sup> ist bei dieser Datenlage ein Sicherheitsfaktor von 1.000 auf die niedrigste akute Effektkonzentration anzuwenden. Die Ableitung der PNEC erfolgt gemäß TGD 27 (2011) aus dem akuttoxischen Wert für das Rädertierchen *B. calyciflorus*, für den eine LC50 von 70 mg/L über 24 h ermittelt wurde. Es ergibt sich eine PNEC von 70 µg/L. (LANUV NRW 2018b)*

<sup>10</sup> Europäische Kommission (2011). Technical guidance for deriving environmental quality standards. EU Publications Office. Luxembourg. (Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC)/Guidance document 27)

#### 4.2.2.4 Perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C14, soweit möglich), PFOA-Ersatzstoff (DONA) und zugehöriges Umwandlungsprodukt (OPA)

##### Allgemeine Hinweise zu perfluorierten Chemikalien (PFC)

PFC ist eine Abkürzung für per- und polyfluorierte Chemikalien – auch bekannt als PFAS (per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen). Diese Stoffgruppe umfasst mehr als 3000 verschiedene Stoffe. PFCs kommen nicht natürlich vor (UBA 2018a).

In Abhängigkeit von der Länge ihrer Kohlenstoffketten werden PFC in kurzkettige (< 6 perfluorierte Kohlenstoffatome) und langkettige (> 6 perfluorierte Kohlenstoffatome) unterteilt (LAWA 2017a).

Bioakkumulationseffekte, die hinsichtlich des Schutzgutes Mensch beim Verzehr von Fischen besonders relevant sind, können vor allem bei den längerkettigen PFC (> C6) von Bedeutung sein (LFU BAYERN 2017).

PFC sind in der Umwelt außerordentlich stabil (persistent) und mittlerweile in Spuren ubiquitär in den verschiedensten Umweltmedien nachweisbar. Umweltkontaminationen werden insbesondere von einer bestimmten Gruppe der PFC, die perfluorierten Tenside (PFT) verursacht. Neben Verunreinigungen durch Einleitungen von PFC-haltigen Abwässern in Kläranlagen und Gewässer sind dies vor allem Kontaminationen in Wasser und Boden durch insbesondere PFC-haltige AFFF-(Aqueous-Film-Forming-Foams) Feuerlöschschäume (LFU BAYERN 2017).

Diese Löschschäume wurden und werden bislang vor allem bei Werkfeuerwehren (z.B. Flughäfen, Raffinerien, chemische Industrie) eingesetzt, teils auch bei kommunalen Feuerwehren. Bis in das Jahr 2000 wurde zur Herstellung der Löschschäume vornehmlich PFOS verwendet. PFOS-haltige Löschschäume mit einem Gehalt von mehr als 0,001 % dürfen aufgrund eines EU-weiten Verbots seit 2011 nicht mehr verwendet werden. Wegen der langjährigen Verwendung dieser Schaummittel bei Übungen z.B. im Bereich von militärischen und zivilen Flughäfen, Raffinerien und Standorten chemischer Industrie sind PFOS-bedingte Kontaminationen dort häufig vorzufinden. AFFF-Feuerlöschmitteln werden mittlerweile statt PFOS häufig sogenannte telomerbasierte PFC zugesetzt (z. B. 6:2 Fluortelomersulfonat, auch als H4PFOS bezeichnet), deren Umweltverhalten derzeit noch nicht abschließend beurteilt werden kann (LFU BAYERN 2017). Im Chemiepark Gendorf werden keine PFC-haltigen Feuerlöschschäume mehr eingesetzt.

PFOS ist als bislang einzige Substanz aus der Gruppe der PFC chemikalienrechtlich als persistenter organischer Schadstoff (Persistent Organic Pollutant, POP) eingestuft. Herstellung, Verwendung und In-Verkehrbringung von PFOS sind europaweit durch die Verordnung 850/2004/EG („POP“-Verordnung) mit wenigen Ausnahmen verboten (LFU BAYERN 2017).

Darüber hinaus wurden PFOA (C8) und Ammoniumperfluoroktanoat (APFO) mit Wirkung vom 20.06.2013 als SVHC-Stoffe („Substances of very high concern“) in die Kandidatenliste der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) nach Artikel 59 der REACH-Verordnung aufgenommen, nachdem sie zuvor als PBT-Stoffe eingestuft wurden (persistent, bioakkumulierend und toxisch). Im Jahr 2016 wurden auch die C9- und C10-Carbonsäure (Perfluorononansäure PFNA bzw. Perfluordecansäure PFDA) als SVHC in die Kandidatenliste aufgenommen (LFU BAYERN 2017).

Zusammenfassend sind damit PFOS (C8), PFOA (C8), PFNA (C9) und PFDA (C10) als SVHC bzw. PBT-Stoffe (bzw. reproduktionstoxisch) eingestuft.

Für die Bewertung der PFC-Belastung von Oberflächengewässern können grundsätzlich die PNEC-Werte für den Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft (PNEC<sub>aquatisch</sub>) herangezogen werden. Hinsichtlich der SVHC-Stoffe bzw. PBT-Stoffe ist jedoch zu beachten, dass der PNEC<sub>aquatisch</sub> nur den Schutz der Gewässerorganismen gewährleistet, nicht aber den Schutz weiterer Schutzgüter an Oberflächengewässern wie fischfressender Vögel und Säugetiere. Aufgrund ihrer Persistenz können sie auch unterhalb von möglichen PNEC<sub>aquatisch</sub>-Werten ein Risiko für diese weiteren Schutzgüter darstellen (LFU BAYERN 2017).

Die LAWA (2017a) führt zu den SVHC-Stoffen bzw. PBT-Stoffen Folgendes aus: Auch wenn Standardlabortests keine toxischen Wirkungen zeigen, können bei Organismen am Ende der Nahrungskette langfristig Effekte durch eine langanhaltende Exposition mit geringer Dosis auftreten, die auch aufgrund der langen Lebenszyklen kaum vorhersehbar sind. Langzeiteffekte können auch deshalb nicht ausgeschlossen werden, da die Gehalte der PBT- und vPvB-Stoffe in Mensch und Umwelt über langfristige Zeiträume nicht vorhergesagt werden können. Nach den Prinzipien von REACH können deshalb keine „sicheren“ Gehalte in der Umwelt abgeleitet werden.

Aufgrund der geringen Abbaubarkeit der PBT- und vPvB-Stoffe bezieht sich die Besorgnis insbesondere darauf, dass Effekte durch die Anreicherung in Organismen langfristig nicht vorhergesehen werden können. Insgesamt ist daher die Kenntnislage zu den meisten Einzelsubstanzen u.a. zu PFDA unzureichend, so dass keine gesicherten Bewertungen/Risikoabschätzungen möglich sind (LAWA 2017a).

### **Allgemeine Hinweise zu DONA (4,8-Dioxa-3H-perfluoronansäure) und OPA**

DONA bzw. ADONA ist ein Ersatzstoff für PFOA.

Das LfU Bayern<sup>11</sup> führt zu den ökotoxikologischen Wirkungen von ADONA Folgendes aus:

*Die von Firmenseite zur Verfügung gestellten umfangreichen ökotoxikologischen Studien zeigen nach eingehender Prüfung durch das LfU Bayern eine geringere Relevanz von ADONA für die Umwelt als von PFOA. Zur Erfassung möglicher, bislang nicht überprüfter längerfristiger Effekte wurde vom LfU Bayern ergänzend ein 28-tägiger Expositionsversuch mit Regenbogenforellen durchgeführt. Dies ist ein genormter Versuch zur Erfassung von nicht akuten Effekten, die durch eine längerfristige Aufnahme von Stoffen zustande kommen. Die Expositionskonzentrationen betragen 0,5, 1, 5, 10, 25 und 50 µg/l. Im Anschluss an die Exposition wurden die Tiere hämatologischen, klinisch-chemischen sowie pathologischen Untersuchungen unterzogen. Diese wurden ergänzt durch eine Erhebung des Hormonstatus der untersuchten Fische, eine Untersuchung des Biomarkers Vitellogenin sowie durch chemische Rückstandsanalysen in verschiedenen Fischgeweben.*

*Die Untersuchungsergebnisse dieser Studie liefern keine Anhaltspunkte für eine nennenswerte Beeinflussung der Fischgesundheit. Veränderungen einzelner hämatologischer und klinisch-chemi-*

<sup>11</sup> [https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa\\_gendorf/adona/index.htm](https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa_gendorf/adona/index.htm) zuletzt abgerufen am 23.10.2018

*scher Parameter, welche generell sehr sensibel auf eine Vielzahl endogener und exogener Einflussfaktoren reagieren und zudem hohen individuellen Schwankungen unterliegen, lassen keine Dosis-Wirkungsbeziehungen erkennen. Ebenso können aufgrund der Untersuchungsergebnisse keine Wirkungsschwellen für endokrine Wirkungen abgeleitet werden. Akut toxische oder schwerwiegende histopathologische Organveränderungen wurden in den geprüften Konzentrationsbereichen nicht beobachtet. Zudem bestätigen die aktuellen Untersuchungsergebnisse ein äußerst geringes Anreicherungs-potential. Unter Berücksichtigung der bisher vorliegenden chemisch-analytischen Untersuchungsergebnisse zum Vorkommen von ADONA in Wasserproben aus Alz, Inn und Donau ist in umweltrelevanten Konzentrationsbereichen nicht von einer Gefährdung der Fischgesundheit durch den PFOA-Ersatzstoff auszugehen.*

Die  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  für ADONA ist aktuell auf 2.000 µg/l bemessen (LfU Bayern<sup>12</sup>).

Für das Umwandlungsprodukt OPA<sup>13</sup> existiert bislang kein  $PNEC_{\text{aquatisch}}$ .

### **Allgemeine Hinweise zu PFOA**

PFOA ist ein perfluoriertes Tensid mit einer polaren Carboxylgruppe und einer hydro- und lipophoben (wasser- und fettabweisenden) perfluorierten C8-Kette. Aufgrund dieser Eigenschaften ist es in vielen Bereichen einsetzbar, beispielsweise als Imprägnierungsmittel für Textilien, Leder und Papier und zur Oberflächenversiegelung von Stein, Fliesen und Holz. PFOA ist Bestandteil von Wachsen, Kabelisierungen, Industriereinigern und Schaumlöschmitteln. Als Säure ist es ein Zwischenprodukt bei der Herstellung von Fluoracrylestern. PFOA-Salze werden dagegen hauptsächlich als Emulgator bei der Synthese von Fluorpolymeren verwendet (UBA 2018).

Für PFOA wurde von der OECD 2008 ein ökotoxikologischer/aquatischer PNEC-Wert von 570 µg/l ermittelt (LAWA 2017a).

Das LfU Bayern<sup>14</sup> verweist darauf, dass die bisher in der Fachwelt diskutierte  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft von 570 µg/l für PFOA aufgrund aktueller „Updates“ zur Risikobewertung inzwischen sehr wahrscheinlich deutlich gesenkt werden. So schlägt die niederländische Umweltbehörde RIVM in ihrem vor ca. einem Jahr vorgelegten ausführlichen Bericht zu „Water quality standards for PFOA“ eine „in accordance with the methodology of the Water Framework Directive“ abgeleitete aquatische PNEC von lediglich 30 µg/l vor (VERBRUGGEN ET AL. 2017). Das LfU Bayern hält diesen annähernd um den Faktor 20 niedrigeren Wert für deutlich angemessener (schriftliche Mitteilung vom 31.10.2018).

### **Zusammenstellung der vorhandenen PNEC-Werte**

Der Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft isoliert betrachtet kann dann als erfüllt angesehen werden, wenn die prognostizierten bzw. erfassten Konzentrationen in der Alz mindestens unter den Werten für die  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  liegen.

<sup>12</sup> [https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa\\_gendorf/adona/index.htm](https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa_gendorf/adona/index.htm) zuletzt abgerufen am 23.10.2018

<sup>13</sup> Oxa-Pentanoic-acid

<sup>14</sup> Schriftliche Mitteilung (e-mail) des LfU Bayern vom 30.10.2018

Die Tab. 12 stellt die aquatischen PNEC-Werte – sofern vorhanden – für die bewertungsrelevanten perfluorierten Carbonsäuren bzw. den Ersatzstoff DONA zusammen.

Tab. 12: Zusammenstellung der vorhandenen aquatischen PNEC-Werte für perfluorierte Carbonsäuren bzw. Ersatzstoff DONA

	<b>PNEC<sub>aquatisch</sub>:</b> (Predicted No Effect Concentration)
Perfluorbutansäure (PFBA), C4	1.260 µg/l
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) C4	3.700 µg/l
Perfluorpentansäure (PFPeA), C5	320 µg/l
Perfluorhexansäure (PFHxA), C6	1.000 µg/l
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) C6	250 µg/l
<b>Perfluoroctansäure (PFOA), C8</b>	570 µg/l (30 µg/l in Diskussion)
<b>Perfluorononansäure (PFNoA) (PFNA), C9</b>	8 µg/l
<b>Perfluordecansäure (PFDeA) (PFDA), C10</b>	10 µg/l
DONA	2.000 µg/l

#### Erläuterung

**Fett:** Stoff ist als SVHC (Substance of very high concern) und damit als PBT- Stoff (persistent, bioakkumulierend, toxisch) bzw. vPvB (very persistent, very bioaccumulative) oder reproduktionstoxisch eingestuft. Der angegebene PNEC<sub>aquatisch</sub> kann für diese Stoffe den Schutz von Gewässerorganismen gewährleisten, nicht aber den Schutz weiterer Schutzgüter wie fischfressende Vögel und Säugetiere.

Quellen: LAWA (2017), LfU BAYERN (2017), UBA (2018), UBA (2011), VERBRUGGEN ET AL. (2017) sowie LfU Bayern unter [https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa\\_gendorf/adona/index.htm](https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa_gendorf/adona/index.htm) zuletzt abgerufen am 23.10.2018

#### **4.2.2.5 Organozinnverbindungen (OZV)**

Abgesehen von Methylzinnverbindungen kommen organische Zinnverbindungen nicht natürlich vor, sondern sie gehen auf diverse anthropogene Aktivitäten zurück. Die Methylzinnverbindungen hingegen können z.B. durch biologische Methylierung entstehen.

Phenyl- und Butylzinnverbindungen kamen insbesondere bei der Pflanzenschutzmittelproduktion sowie bei der Biozidherstellung zum Einsatz. Besonders relevant waren hierbei die Triorganozinnverbindungen.

Mono- und Dimethylzinnverbindungen und Dioctylzinnverbindungen werden als Stabilisatoren bei der Herstellung von PVC-Folien verwendet.

Die organischen Zinnverbindungen sind in der Umwelt unter anaeroben Bedingungen persistent. Sie besitzen ein hohes Bioakkumulationspotenzial, wobei sich deutliche Unterschiede bei verschiedenen Organismengruppen zeigen. Ihre Toxizität hängt maßgeblich von Art und Anzahl der Alkyl- oder Arylgruppen ab. Grundsätzlich gilt für die Toxizität: Mono- < Di- << Tri- >> Tetra- Organozinnverbindung (UBA 2018).

Zinnorganika werden hauptsächlich durch Mikroorganismen (Dealkylierung/Dearylierung) abgebaut. Der Abbauweg geht typischerweise über Tetra-, Tri-, Di- und Monoorganozinnverbindungen zu anorganischem Zinn. Anaerob erfolgt der Abbau signifikant verlangsamt, was vor allem für den Abbau in Sedimenten von Bedeutung ist. Sedimente fungieren somit quasi als Depot von Zinnorganika (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002).

Aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit besteht für Organozinnverbindungen eine hohe Affinität, sich an Sedimenten anzulagern und sich dort anzureichern. Für die weitere chemische Transformation zu anorganischem Zinn im Sediment sind vermutlich biotische Dealkylierungsreaktionen verantwortlich. Genauso findet im Sediment der biotische Abbau mit Halbwertszeiten bis zu mehreren Jahren statt. Aufgrund ihrer hohen Persistenz in diesem Medium besteht die Möglichkeit einer Remobilisierung aus dem Sediment in die Wasserphase (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002).

Triorganozinnverbindungen können im Wasser vor allem durch UV-Licht und durch Mikroorganismen abgebaut werden. Tributylzinnverbindungen (TBT – geregelt in Anlage 8 OGeV) werden beispielsweise photolytisch und biotisch zu Dibutyl-(DBT), Monobutyl-(MBT) und anorganischen Zinnverbindungen umgewandelt. DBT und MBT werden somit nicht nur anthropogen in die aquatische Umwelt eingetragen, sie werden vielmehr auch auf biotischem oder abiotischem Weg aus TBT-Verbindungen gebildet (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002).

Durch ihren vielfältigen Einsatz und ihrer Toxizität gegenüber Wasserorganismen gehören Trialkylzinnverbindungen weltweit zu den problematischsten Stoffen in marinen und limnischen Ökosystemen (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002).

Von den Organozinnverbindungen weisen die Triorganozinnverbindungen ( $R_3SnX$ ; X = anorganischer Rest; z. B. Chlor, Fluor) in den durchgeführten akuten Tests (Leuchtbakterientest, Bakterienzellvermehrungshemmtest, Fisch-, Daphnien- und Algentoxizitätstest) die höchste aquatische Toxizität auf. Die Toxizität von Tetraorganozinnverbindungen, Mono- und Diorganozinnverbindungen ist geringer und hängt stark vom organischen Rest R (Alkyl- oder Arylgruppen) ab (STEINHÄUSER et al., 1985 zitiert in UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002). Tributylzinnverbindungen (TBTs) weisen somit das höchste toxische und ökotoxische Potenzial auf. Trimethylverbindungen haben eine hohe insektizide Wirkung, Triethylverbindungen eine hohe Säugertoxizität und Triphenylverbindungen (in Anlage 6 OGeV geregelter Stoff) sind besonders phytotoxisch und fungizid. Tetraorganozinnverbindungen wirken vorwiegend durch ihre Abbauprodukte wie Tributylzinn toxisch (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002).

Die chronische aquatische Toxizität ist dabei von größerer ökologischer Bedeutung als die akute Toxizität. Bei längerfristiger Exposition sind besonders die Larvenstadien und die Fortpflanzungsfähigkeit von aquatischen Organismen betroffen (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002).

Das Forschungsvorhaben zur Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern hat für das Dioctylzinn-Kation eine Qualitätsnorm für Wasser von 0,004 µg/l entwickelt, für Sedimente von 0,002 mg/kgTG und für Schwebstoffe von 0,019 mg/kg (DR. NENDZA 2003).

Vom LfU Bayern wurde zwischenzeitlich (2017) ein PNEC-Wert in Form einer Literaturrecherche für Dioctylzinn von 0,2 µg/l ermittelt.

Für Dibutylzinnverbindungen steht mittlerweile eine umfassende Risikobewertung mit einem vorgeschlagenen PNEC-Wert für die aquatischen Lebensgemeinschaften im Bereich von 200 ng/l = 0,2 µg/l zur Verfügung. Ganz ähnliche PNEC-Werte im Bereich von etwa 0,15 bis 0,7 µg/l liegen aus Risikobewertungen für eine Reihe weiterer mono-, di- und tetra-substituierter OZV vor (LfU Bayern 2016).

Im bisherigen Monitoring- bzw. Untersuchungsprogramm des CPG sind die nachfolgend aufgeführten OZV enthalten:

Tab. 13: Zusammenstellung der im bisherigen Monitoring- bzw. Untersuchungsprogramm enthaltenen nicht geregelten OZVs und Gegenüberstellung vorhandener PNEC-Werte (Quelle: Eigene Zusammenstellung auf Grundlage von Daten des CPG)

Stoffname	PNEC <sub>aquatisch</sub> (Ergebnis der Literaturrecherche des LfU Bayern - Stand Januar 2017)
<b>Phenylzinnverbindungen</b>	
Monophenylzinn	
Diphenylzinn	
Tetraphenylzinn	
<b>Butylzinnverbindungen</b>	
Monobutylzinn	0,19 µg/l
Dibutylzinn	0,2 µg/l
Tetrabutylzinn	0,14 µg/l
<b>Octylzinnverbindungen</b>	
Monooctylzinn	0,147 µg/l
Dioktylzinn	0,2 µg/l
Trioktylzinn	0,0026 µg/l
Tetraoktylzinn	0,68 µg/l
<b>Methylzinnverbindungen*</b>	
Monomethylzinn	
Dimethylzinn	
<b>Cyclohexylzinnverbindungen</b>	
Tricyclohexylzinn	

**\*Erläuterung**

Methylzinnverbindungen wurden bisher nicht in der Alz (Sediment, Schwebstoff, Wasser) bzw. Fischen untersucht, sondern nur im Ablauf der Kläranlage

#### 4.2.2.6 Emulgator der Firma Gore

Im aktuellen Bescheid sind zum Emulgator der Firma Gore folgende Ausführungen enthalten:

„Die von der Gore Burgkirchen vorgelegten Untersuchungen zeigen, dass der vorgesehene Emulgator eine sehr geringe aquatische Toxizität und eine geringe Tendenz zur Bioakkumulation aufweist. Die vom LfU Bayern für den von Gore Burgkirchen eingesetzten Emulgator vorläufig abgeleitete PNEC für Oberflächengewässer anhand der zur Verfügung stehenden Datenbasis beträgt 1 mg/l.“

#### 4.2.2.7 Chlorid und Sulfat

Unter Salzgehalt oder Salinität eines Wassers wird die Gesamtheit aller darin gelösten oder dissoziierten Salze verstanden. Zu den wichtigsten in Gewässern vorkommenden mineralischen Ionen gehören Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat, Natrium, Calcium, Magnesium und Kalium. Organische Salze sind meist vernachlässigbar.

Sowohl der Salzgehalt als auch die spezifische Ionenzusammensetzung eines Gewässers stellen Habitatfaktoren dar, die dessen biologische Besiedlung maßgeblich mitbestimmen, da sie spezifische osmoregulative Anpassungen der Organismen an die jeweiligen Verhältnisse erfordern. Kommt es gegenüber den natürlichen Bedingungen zu signifikanten Erhöhungen des Salzgehalts oder zu Verschiebungen bestimmter Ionenverhältnisse kann dies zum Ausfall empfindlicher Arten



führen, die ihrerseits - z.B. über das Nahrungsnetz - das gesamte Arten- und Abundanzgefüge verändern können. Beim Parameter Chlorid handelt es sich zusätzlich um einen allgemeinen Anzeiger für anthropogene Belastungen (LAWA 2014a).

Der Salzgehalt in natürlichen Lebensräumen variiert über einen weiten Bereich und liegt bei extrem elektrolytarmen Gewässern bei wenigen mg/l, während durchschnittliche mitteleuropäische Fließgewässer einen Gesamtsalzgehalt von rund 100 mg/l aufweisen (DWS HYDRO-ÖKOLOGIE GMBH 2014).

Der Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand nach Anlage 7 OGewV für Chlorid beträgt  $\leq 200$  mg/l.

Bezüglich Sulfat existiert kein Orientierungswert nach Anlage 7 OGewV für die Fließgewässertypen der Alpen und des Alpenvorlandes (Typ 1–Typ 4).

Im Wertebereich von 50 mg/l bis 350 mg/l wurden bisher keine signifikanten Einflüsse von Sulfat auf biologische Qualitätskomponenten aquatischer Systeme gefunden (LBGR 2014).

#### 4.2.2.8 Bromid

Bromid weist gegenüber aquatischen Organismen eine vergleichsweise geringe Toxizität auf (FLURY & PAPRITZ 1993). Untersuchte NOEC (no effect concentration)-Konzentrationen von Natrium-Bromid beispielsweise für Fische und Algen lagen zwischen 7,8 und 250 mg/l, akute Toxizitäten zwischen 44 bis 5.800 mg/l. Langzeituntersuchungen an Fischen zeigten jedoch beeinträchtigende Wirkungen auf die Fruchtbarkeit (CANTON ET AL. 1983). Um das Risiko von chronischen Toxizitäten zu vermeiden, empfehlen FLURY & PAPRITZ (1993) 1 mg/l Bromid in Oberflächengewässern sowie Grundwasser nicht zu überschreiten.

Das LfU Bayern hat einen vorläufigen PNEC-Wert für Bromid von 1 mg/l ermittelt.

#### 4.2.2.9 Weitere Umwandlungsprodukte aus der Fluorpolymerherstellung und teilfluorierte Carbonsäuren

Nach aktuellem Datenstand können diese Verbindungen nicht näher spezifiziert werden. Es können keine weiteren Angaben zu den Wirkungen und Umweltverhalten gemacht werden. Eine Bewertung dieser Stoffe kann somit nur indirekt und summarisch erfolgen (vgl. Kap. 4.2.5 Kombinationswirkungen von Stoffgemischen).

#### 4.2.2.10 Polyfluor-Telomeralkohole (FTOH) und Polyfluor-Telomer(Meth-)acrylate (FTMA)

Polyfluor-Telomeralkohole (FTOH) und Polyfluor-Telomer(Meth-)acrylate (FTMA) haben keine vollständig fluorierte, sondern eine teilfluorierte Kohlenstoffkette (UBA 2017). Diese teil- bzw. polyfluorierten Chemikalien können im Gegensatz zu den perfluorierten Substanzen in der Umwelt abgebaut werden. Die Endprodukte dieser komplexen Reaktionsmechanismen sind häufig perfluorierte Alkylcarbon- und Sulfonsäuren. Die FTOH sind unter den polyfluorierten Substanzen bisher am besten untersucht. Sie sind flüchtig und bis zu einer Kettenlänge von acht Kohlenstoffatomen bei Raumtemperatur flüssig (LUBW 2016).

PNECs oder Angaben zur ökotoxikologischen Wirkung auf Gewässerorganismen liegen nicht vor. Eine Bewertung dieser Stoffe kann somit nur indirekt und summarisch erfolgen (vgl. Kap. 4.2.5 Kombinationswirkungen von Stoffgemischen).

### 4.2.3 Stoffe, die nicht signifikant eingeleitet werden

Stoffe werden als „nicht signifikante“ Einleitung gewertet, wenn diese im Ablauf der Kläranlage nachgewiesen werden, aber unter Worst-Case-Bedingungen nach Vermischung in der Alz die Hälfte der JD-UQN unterschreiten (vgl. Erläuterung zur Vorgehensweise Abschichtung bewertungsrelevante Stoffe Kap. 3.3.1 – findet im vorliegenden Gutachten Anwendung auf Stoffe der Anlage 6 bzw. 8 OGewV, die keinen Überwachungswert nach AbwV haben).

#### 4.2.3.1 Arsen (Stoff nach Anlage 6 OGewV)

Es kann davon ausgegangen werden, dass mit dauerhaft erhöhten Arsenkonzentrationen eine Beeinträchtigung der Biozönosen in den Fließgewässern einhergeht. Nicht zuletzt deshalb gehört Arsen zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials nach Anlage 6 Oberflächengewässerverordnung (OGewV).

Für  $\text{Arsen}_{\text{gelöst}}$  und  $\text{Arsen}_{\text{gesamt}}$  gibt es in der derzeitigen OGewV allerdings keine Umweltqualitätsnorm (UQN) für die zulässige Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) oder die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN). Zwar wurden eine JD-UQN von 1,3 µg/l und eine ZHK-UQN von 24 µg/l in die mit den Ländern abgestimmte Fassung der OGewV vom 29.04.2015 aufgenommen. Die von der Bundesregierung am 16.12.2015 beschlossene Fassung der OGewV enthielt jedoch eine JD-UQN von 2,9 µg/l und eine ZHK-UQN von 6,6 µg/l. Da eine fachlich nachvollziehbare Begründung für diese Änderungen fehlte, empfahlen die Ausschüsse, die bisherige UQN von 40 mg/kg Sediment- oder Schwebstofftrockengewicht bis zur fachlich eindeutigen Ableitung neuer UQN beizubehalten (LFULG 2018).

#### 4.2.3.2 Silber (Stoff nach Anlage 6 OGewV)

Die JD-UQN nach OGewV beträgt für Silber 0,02 µg/l. Eine ZHK-UQN für Wasser existiert nicht. Auch für Schwebstoffe/Sedimente gibt die OGewV keine UQN vor.

#### 4.2.3.3 Dichlormethan (Stoff nach Anlage 8 OGewV)

Die JD-UQN nach OGewV beträgt für Dichlormethan 20 µg/l. Eine ZHK-UQN für Wasser existiert nicht. Auch eine Biota-UQN gibt die OGewV nicht vor.

#### 4.2.3.4 Trichlormethan (Stoff nach Anlage 8 OGewV)

Die JD-UQN nach OGewV beträgt für Trichlormethan 2,5 µg/l. Eine ZHK-UQN für Wasser existiert nicht. Auch eine Biota-UQN gibt die OGewV nicht vor.

#### 4.2.3.5 Trichlorbenzol (Stoff nach Anlage 8 OGewV)

Die JD-UQN nach OGewV beträgt für Trichlorbenzol (TCB) als Summe von 1,2,3-TCB, 1,2,4-TCB und 1,3,5-TCB 0,4 µg/l. Eine ZHK-UQN für Wasser existiert nicht. Auch eine Biota-UQN gibt die OGewV nicht vor.

#### 4.2.3.6 Pentachlorbenzol (Stoff nach Anlage 8 OGewV)

Die JD-UQN nach OGewV beträgt für Pentachlorbenzol 0,007 µg/l. Eine ZHK-UQN für Wasser existiert nicht. Auch eine Biota-UQN gibt die OGewV nicht vor.

#### 4.2.3.7 Tetrachlorbenzol

In der OGewV Stand 2016 ist Tetrachlorbenzol nicht mehr geregelt.

#### 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol

1,2,4,5-Tetrachlorbenzol war in der OGewV Stand 2011 als flussgebietspezifischer Schadstoff gelistet mit einer UQN für Wasser von 1 µg/l.

Für 1,2,3,4-Tetrachlorbenzol und 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol waren auch in der OGewV Stand 2011 keine UQN vorgegeben.

#### 1,2,3,4-Tetrachlorbenzol

Im Sicherheitsdatenblatt der Firma Merck KGaA (2015) ist die akute Toxizität von 1,2,3,4-Tetrachlorbenzol gegenüber Fischen ( $LC_{50}$  *Poecilia reticulata* – Guppy 96 h) mit einer Konzentration von 0,4 mg/l angegeben. Das Umweltbundesamt zitiert in seiner ETOX-Datenbank als Qualitätsziel zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften 0,2<sup>15</sup> µg/l für 1,2,3,4-Tetrachlorbenzol.

#### 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol

Bezüglich 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol wurde gemäß Angaben von ChemSrc (2009) eine akute Toxizität gegenüber Fischen ( $LC_{50}$  *Lepomis macrochirus* – Blauer Sonnenbarsch 96 h) bei einer Konzentration von 1,6 mg/l festgestellt. Toxische Wirkungen auf Daphnien ( $EC_{50}$  *Daphnia magna* – Großer Wasserfloh 48 h) wurden ab Konzentrationen von 0,86 mg/l 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol festgestellt. Das Umweltbundesamt zitiert in seiner ETOX-Datenbank als Qualitätsziel zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften 0,34<sup>16</sup> µg/l für 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol.

<sup>15</sup> Zitiert aus Jahnel et al. (2006): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässer für flussgebietspezifische Stoffe, Teil 2, erstellt im Auftrag der LAWA

<sup>16</sup> Zitiert aus Jahnel et al. (2006): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässer für flussgebietspezifische Stoffe, Teil 2, erstellt im Auftrag der LAWA

## 4.2.4 Stoffe, die in der Vergangenheit eingeleitet wurden mit UQN-Überschreitung

### 4.2.4.1 Triphenylzinn (Stoff nach Anlage 6 OGewV)

Triphenylzinn (TPT)-Verbindungen sind hochwirksame Biozide. TPT-Verbindungen sind lipophil und adsorbieren stark an Partikel. Sie werden in der Umwelt nur relativ langsam abgebaut und besitzen ein hohes Bioakkumulationspotenzial (UBA 2018).

Triphenylzinnverbindungen sind besonders phytotoxisch und weisen eine hohe Wirksamkeit gegen Algen auf (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2002).

Gemäß Anlage 6 OGewV beträgt die JD-UQN für Triphenylzinn bezogen auf Schwebstoff oder Sediment 0,02 mg/kg; eine ZHK-UQN existiert nicht. Soweit Erhebungen von Schwebstoff- oder Sedimentdaten nicht möglich sind, ist die JD-UQN für Wasser von 0,0005 µg/l anzuwenden.

## 4.2.5 Kombinationswirkungen von Stoffgemischen

Bei Stoffgemischen ist grundsätzlich zu differenzieren zwischen

- Produkten, die mehr als eine Chemikalie enthalten (Gemisch)
- Chemikalien, die gemeinsam emittiert werden (Mischung, gemeinsam emittiert)
- Chemikalien, die gemeinsam in Umweltmedien oder Biota vorkommen (Mischung in der Umwelt)

Die Kombinationswirkung bezeichnet das Zusammenwirken von Stoffgemischen. Diese Zusammenwirkung bzw. Wechselwirkung umfasst *die kombinierte Wirkung von zwei oder mehr Chemikalien, wenn diese stärker (synergetisch, potenziert oder supraaddiert) oder schwächer (antagonistisch, hemmend, sub-additiv) ausfällt, als aufgrund der Dosis-/Konzentrationsaddition anzunehmen wäre* (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2012).

Insbesondere Chemikalien mit den gleichen Wirkungsweisen<sup>17</sup> können zusammen Kombinationseffekte erzeugen, die stärker sind als die Wirkungen der einzelnen Bestandteile der Mischung allein. Im Fall von Wirkstoffen mit unterschiedlichen Wirkungsweisen („unabhängige Wirkungen“<sup>18</sup>) konnte bezogen auf die menschliche Gesundheit bisher nicht zuverlässig nachgewiesen werden, dass die Exposition gegenüber einer Mischung solcher Chemikalien bedenklich sind, wenn die einzelnen Chemikalien ihren Nulleffekt-Wert nicht überschreiten. Bezogen auf Umweltauswirkungen ist die Lage von Mischungen von Stoffen unterschiedlicher Wirkungsweisen hingegen weniger eindeutig. Die wissenschaftlichen Ausschüsse der EU-Kommission kamen beispielsweise zu dem Schluss, dass insgesamt hinsichtlich der Umweltauswirkungen die Exposition gegenüber Mischungen unter-

<sup>17</sup> Laut den wissenschaftlichen Ausschüssen handelt es sich bei einer Wirkungsweise um eine plausible Hypothese über messbare Schlüsselereignisse, durch die sich eine Chemikalie biologisch auswirkt. Gemäß Definition der EFSA umfasst eine gemeinsame Wirkungsweise dieselben Schlüsselereignisse, die sich nach Interaktion der Verbindung mit ihrem Zielorganismus/ihren Zielorganismen gesundheitsschädlich auswirken.

<sup>18</sup> Laut den wissenschaftlichen Ausschüssen tritt eine unabhängige Wirkung auf, wenn Wirkungsweisen und sich möglicherweise (aber nicht notwendigerweise) die Art und die Stelle der toxischen Wirkung der Chemikalien in einer Mischung unterscheiden und sich eine Chemikalie nicht auf die Toxizität einer anderen auswirkt.

schiedlich wirkender Stoffe in geringen, aber potentiell relevanten Konzentrationen als möglicherweise bedenklich angesehen werden sollte, wenn alle Wirkstoffe unterhalb ihrer abgeschätzten PNEC liegen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2012).

Derzeit herrschen jedoch große Wissenslücken hinsichtlich der Bewertung chemischer Mischungen, wenngleich Konzepte zur Berechnung von Erwartungen für Kombinationseffekte vorliegen. Wechselwirkungen von Chemikalien in Mischungen sind schwer vorherzusagen, insbesondere die Langzeitwirkungen. In der Ökotoxikologie ist das Problem noch komplexer als in der Humantoxikologie. *Die Kenntnis aller möglichen Wirkungsweisen, die bei den verschiedenen Arten von Organismen einer komplexen biologischen Gemeinschaft auftreten können, ist schwierig (wenn nicht unmöglich) zu erreichen.* Zudem ist die Zahl der möglichen Kombinationen von Zehntausenden derzeit im Handel befindlichen Wirkstoffen astronomisch (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2012).

Doch nicht nur die mangelnde Information über die Wirkungsmechanismen der Chemikalien erschweren die Analyse ihrer Kombinationswirkungen. Hinzu kommen biotische und abiotische Faktoren, die die Toxizität von Einzelstoffen und Stoffgemischen verändern können (WALTER 2002). Eine Prognose kritischer Konzentrationen unter Berücksichtigung von Kombinationswirkungen unterschiedlicher Stoffe ist nicht möglich.

Indirekt können Rückschlüsse auf mögliche synergetische Kombinationswirkungen der Vergangenheit gezogen werden, indem bei einer Biokomponente analysiert wird, ob im beeinflussten Bereich im Vergleich zum unbeeinflussten Bereich – unter Ausschluss möglicher anderer Ursachen

- gesundheitliche Beeinträchtigungen häufiger sind (Hauterkrankungen, Geschwüre etc),
- die Reproduktionsraten geringer sind (Beeinträchtigung der Fertilität) sowie
- die Artzusammensetzung ärmer ist (Ausfall besonders empfindlicher Arten).

Die QK Fische sind hierfür besonders geeignet. Sie sind gegenüber stofflichen Einträgen wirkungsempfindlich und verbringen anders als bestimmte Taxa des Makrozoobenthos ihren gesamten Lebenszyklus im Wasser. Zudem erlauben die erhobenen Daten aussagekräftige Auswertungen hinsichtlich der vorgenannten Kriterien.

Ergänzend wird auf die Ergebnisse von Toxizitätstests (Giftigkeits-Wert) des Ablaufs der Kläranlage (ZARA) des CPG gegenüber Fischeiern, Daphnien, Algen und Leuchtbakterien zurückgegriffen. Aus dem zu untersuchenden Abwasser werden bei Toxizitätstest mehrere Verdünnungsstufen angesetzt und mit dem Testorganismus (z.B. Fischeier, Daphnien, Algen etc.) versetzt. Die Verdünnungsstufe mit der höchsten Konzentration, ab der kein giftiger (toxischer) Effekt auf den betreffenden Organismus beobachtet wird, bildet den sog. Giftigkeits-Wert. Die Tests sowie die Bewertung der Ergebnisse laufen nach genormten Verfahren ab.

Die Tests erlauben Rückschlüsse auf akute Schadwirkungen, nicht jedoch auf chronische. Die Bewertung chronischer Wirkungen werden jedoch durch die oben beschriebene summarische Bewertung des Gesundheits- und Konditionszustands der Alz-Fische im Rahmen des langjährigen Monitorings abgedeckt.

---

## 5. Daten-/Untersuchungsgrundlagen und Methodik

### 5.1 Datengrundlagen

Die dem Gutachten zu Grunde liegenden Daten, Untersuchungsinhalte sowie Vorgehensweise der Begutachtungen wurden mit dem LfU Bayern und dem Wasserwirtschaftsamt Traunstein im Vorfeld abgestimmt (Termin am 18.09.2017).

#### 5.1.1 Vom Vorhabensträger zur Verfügung gestellte Daten und Unterlagen

- Wasserrechtliche Erlaubnis vom 28.03.2001 inkl. Änderungen, gültig bis 31.12.2020
- Auszug aus der Bewilligung der Wasserentnahme, gültig bis zum 31.12.2045
- Abwasserjahresberichte 2011–2017
- Stoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage ANK (Sonderuntersuchungen/Messkampagnen im Zuge der Erstellung der Antragsunterlagen)
- Analysenergebnisse der Eigenüberwachung Alzwasser 2005–2017
- Untersuchungsergebnisse Schwebstoffe, Sediment und Wasser der Alz im Zuge der bescheidgemäßen Untersuchungen im fünfjährigen Turnus „Rückstandsuntersuchungen an Sedimenten, Schwebstoffen und Wasser in der Alz oberhalb/unterhalb der Abwassereinleitungen“ (2001, 2006, 2011, 2016)
- Untersuchungsergebnisse Schwebstoffe, Sediment der Alz 2018 (Sonderuntersuchung im Zuge der Erstellung der Antragsunterlagen)
- Untersuchungsergebnisse OZV im Alzwasser 2019 (Sonderuntersuchung im Zuge der Erstellung der Antragsunterlagen)
- Untersuchungsergebnisse Muscheln auf OZV (2008–2018)
- Protokoll des Abstimmungstermins mit Behörden am 18.09.2017
- Besprechungsnotiz des Abstimmungstermins mit Behörden am 21.11.2011
- Auszug zu Iodid und Bromid aus dem Protokoll des Abstimmungstermins mit Behörden am 30.06.2015 und 09.08.2016

#### 5.1.2 Vom BNGF durchgeführte Erhebungen und Untersuchungen

- Kartierung der Gewässerstruktur/Habitatkartierung Herbst 2018 (vgl. Kap. 5.4)
- Makrozoobenthoserhebungen 2016 im Zuge der bescheidgemäßen Untersuchungen im fünfjährigen Turnus „Umweltauswirkungen Werk Gendorf – Fischereiliche Bestandsaufnahme und Erfassung der wirbellosen Kleintiere in der Alz bei Burgkirchen oberhalb und unterhalb der Abwassereinleitung der Firma InfraServ, Werk Gendorf“ (vgl. Kap. 5.5)
- Jährliche Befischungen der Alz im Zuge des Monitorings „Gewässerschaden in der Alz, Werk Gendorf – Monitoring der Fischfauna“ seit 2012 (vgl. Kap. 5.6)

- Befischungen der Alz (2001, 2006, 2011 und 2016) im Zuge der bescheidgemäßen Untersuchungen im fünfjährigen Turnus „Umweltauswirkungen Werk Gendorf – Fischereiliche Bestandsaufnahme und Erfassung der wirbellosen Kleintiere in der Alz bei Burgkirchen oberhalb und unterhalb der Abwassereinleitung der Firma InfraServ, Werk Gendorf“ (vgl. Kap. 5.6)
- Untersuchungsergebnisse Rückstandsuntersuchung von Fischen im Zuge der bescheidgemäßen Untersuchungen im fünfjährigen Turnus oberhalb/unterhalb der Abwassereinleitung (2001, 2006, 2011, 2016)

### **5.1.3 Amtliche Daten**

- Gewässerkundlicher Dienst Bayern unter <http://www.gkd.bayern.de/>
- Kartendienst Gewässerbewirtschaftung unter <http://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/kartendienst/index.htm>
- Referenzzönose Nr. 97 der Alz (F586) des Instituts für Fischerei (IFI)
- Amtliche Befischungsdaten der beiden WRRL-Befischungsstrecken B1 (Hirten) und B4 (Hohenwart) aus dem Jahr 2011
- Amtliche Untersuchungsergebnisse der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phyto-benthos“ nach WRRL (2006 und 2012), Messstelle alte Brücke Hohenwart
- Amtliche Untersuchungsergebnisse der Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ nach WRRL (2015), Messstelle alte Brücke Hohenwart
- Amtliche Untersuchungsergebnisse Makrozoobenthos (2012), Messstellen Höhe Burgkirchen Sportplatz, uh Werk Gendorf, Alte Brücke Hohenwart
- Amtliche Untersuchungsergebnisse unterstützende chemische Komponenten (2012–2013), flussgebietsspezifische Schadstoffe (2009–2013) und prioritäre Schadstoffe (2009–2013) nach WRRL, Messstelle alte Brücke Hohenwart
- Daten des amtlichen Schadstoffmonitorings Muscheln Alz (2013–2017)
- Daten des amtlichen Schadstoffmonitorings Fische Alz (2011, 2012, 2016)
- Daten des amtlichen Schadstoffmonitorings Wasser Alz (2014–2016)
- Untersuchungsergebnisse des WWA Traunstein der Toxizitätstests im Ablauf der Kläranlage
- Untersuchungsergebnisse des WWA Traunstein zu 1,4 Dioxan und Trifluoressigsäure in der Alz
- Untersuchungsergebnisse des LfU Bayern zu 1,4 Dioxan und Trifluoressigsäure in der Alz

## **5.2 Temperaturmessungen und Berechnungsgrundlagen**

Die Darstellung der Wassertemperaturverhältnisse im Untersuchungsgebiet sowie die Begutachtung der Auswirkung der thermischen Einleitungen des CPG auf das Ökosystem der Alz im betrachteten Abschnitt des FWK F586 basieren auf Temperaturaufzeichnungen der ISG. Der Auftraggeber hat

an insgesamt vier Stellen die Wassertemperatur mittels Temperaturloggern gemessen. Die genaue Lage der Logger ist Abb. 12 (Kap. 3.1) und Tab. 14 zu entnehmen.

Tab. 14: Lageinformation zu den von der ISG betriebenen Temperaturloggern im Untersuchungsgebiet

Logger	Lagebeschreibung
T1	WVA Alzwasser; Vorlauf des CPG
T2	KSA: Kanal Süd; Einleitstelle
T3	KOB: Kanal Ost; Einleitstelle
T4	WVB Brunnenwasser; zusätzlich zum direkt aus der Alz entnommenem Kühlwasser über den Pfad „WVA“ entnommenes Wasser bestehend aus 90% Uferfiltrat und 10% Brunnenwasser

Für die nachfolgenden Auswertungen wurde dem BNGF seitens des Auftraggebers (ISG) ein umfangreicher Datensatz mit den an den vier Messstellen (vgl. Tab. 14) gemessenen Temperaturen, den durch das WVA Traunstein qualitätsgesicherten Abflussdaten der Alz am Pegel Burgkirchen sowie den Entnahme- und Einleitmengen von 01. Januar 2008 bis 31. Dezember 2018 zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden vom Auftraggeber als stündliche Messwerte übermittelt. Die Qualitätssicherung und Validierung der Daten wurde vom Auftraggeber (ISG) durchgeführt, sodass die Daten ohne weitere Prüfung in die Auswertungen und Analysen der zu erstellenden Gutachten übernommen wurden. Der Datensatz zeigte unregelmäßige Lücken in den errechneten Aufwärmspannen und Mischtemperaturen. Diese Datenlücken umfassen zumeist nur wenige Stunden, in Ausnahmen ganze Tage, an denen keine Temperaturwerte angegeben wurden. Die einzigen Ausnahmen stellen die Abschnitte Mitte September bis Ende Oktober 2012, sowie Anfang August 2014 dar, welche über einen längeren Zeitraum mehrere Tage bzw. Wochen keine Werte hinsichtlich der Aufwärmspanne und Mischtemperatur der Alz unterhalb des CPG enthalten.

Um eine möglichst umfassende Betrachtung des Temperaturregimes der Alz sowie eine realistische Begutachtung der Auswirkungen der thermischen Einleitung unter vielen verschiedenen klimatischen Gegebenheiten zu erreichen, gingen alle vorliegenden Daten aus den Jahren 2008 bis 2018 in die nachfolgenden Berechnungen und Analysen mit ein.

Für die Berechnung der Aufwärmspanne der Alz nach der Einleitung des Kühlwassers des CPG hat die ISG zusammen mit dem WVA Traunstein und dem LfU Bayern eine Formel als Berechnungsgrundlage abgestimmt (ISG 2012, Abb. 17, Tab. 15).

$$\Delta t_{Alz} = \frac{(V_{ANK} \cdot t_{ANK} + V_{KOB} \cdot t_{KOB} + V_{KSA} \cdot t_{KSA} - V_{WVA} \cdot t_{WVA} - V_{WVB} \cdot t_{WVB})}{(V_{Alz-P} - V_{WVA} + V_{ANK} + V_{KOB} + V_{KSA})}$$

Abb. 17: Mit den Fachbehörden (WVA, LfU Bayern) abgestimmte Formel zur Berechnung der Aufwärmspanne der Alz durch den CPG (Quelle: ISG 2012)



Tab. 15: Zeichenerklärung zu den einbezogenen Größen in der mit den Behörden abgestimmten Berechnungsformel

Zeichen	Erklärung
$\Delta t$	Aufwärmspanne [K]
V	Volumenstrom [m <sup>3</sup> /h]
t	Gemessene Wassertemperatur [°C]
ANK	Ablauf der Kläranlage
KOB	Kühlwasserkanal Ost
KSA	Kühlwasserkanal Süd
WVA	Entnahme Alzwasser
WVB	Entnahme Brunnenwasser
Alz-P	Alz Ausleitungsstrecke vor CPG

Die Berechnung der Aufwärmspanne mittels der unter Abb. 17 dargestellten und mit den Behörden abgestimmten Formel wurde vom Auftraggeber durchgeführt und die stündlichen Werte dem BNGF validiert und qualitätsgesichert zur Verfügung gestellt. Die Darstellungen und Modellierungen der Aufwärmspanne der Alz durch den CPG gingen auf Basis des gleitenden 6-Stundenmittel in die Berechnungen ein. Die Berechnung des gleitenden 6-Stundenmittelwertes wurde durch den Auftragnehmer durchgeführt.

Die Mischtemperatur der Alz nach den thermischen Einleitungen des CPG errechnet sich als Summe der Vorlauftemperatur der Alz (Logger T1, Abb. 12) und der errechneten Aufwärmspanne (siehe Abb. 17) auf Stundenbasis. Hierfür erfolgte die Berechnung, entgegen der Darstellung der Aufwärmspanne, nicht auf dem gleitenden 6-Stundenmittel.

Falls für die Auswertung des Temperaturregimes der Alz eine Relation der gemessenen Werte zum Abflussgeschehen in der Ausleitungsstrecke der Alz auf Höhe des CPG notwendig war, wurden die vom amtlichen Pegel „Hohenwart“ gemessenen und von WVA Traunstein validierten Abflussdaten aus dem vom Auftraggeber übermittelten Datensatz herangezogen. Die Abflussdaten wurden vom Auftraggeber für den betrachteten Zeitraum (2008 bis 2018) als stündlicher Messwert zur Verfügung gestellt.

Aufgrund der bereits in Kap. 2.3.1 angesprochenen Mindestwasserproblematik kann der aktuelle Ist-Zustand der Alz unterhalb des CPG als Worst-Case-Fall hinsichtlich der thermischen Gegebenheiten angesehen werden. Die Prognose der maximal zu erwartenden Mischtemperaturen der Alz unterhalb des CPG richtet sich daher nach Fallbeispielen einzelner, im Realbetrieb erreichter Temperaturverhältnisse in der Alz.

Um den Einfluss verschiedener Mindestwasserszenarien auf die Temperaturverhältnisse der Alz darstellen zu können, erfolgte eine Modellierung der Aufwärmspanne unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen, auf Basis des gleitenden 6-Stundenmittels. Um einen Anhaltspunkt für die notwendige Mindestwassermenge zu erhalten, bei der es aller Voraussicht nach nicht zu einer Überschreitung des gemäß OGewV gültigen Orientierungswertes von 2 K kommt, wurde in einem ersten Schritt eine potenzielle Regressionsanalyse erstellt, welche die im Realbetrieb gemessenen, auf Basis des fließendes 6-Stundenmittel errechneten täglichen maximalen Aufwärmspannen mit dem mittleren, täglichen Abfluss der Alz in Abhängigkeit setzt. Die so ermittelte Regressionsgleichung

erlaubt die Definition der in der Modellierung zu berücksichtigen, fiktiven Mindestwasserführungen. Die Modellierung der Aufwärmspanne unter den jeweiligen, modellierten Wasserführungen basiert auf dem gesamten, vom AG zur Verfügung gestellten Datensatz und umfasst somit den Realbetrieb der letzten 10 Jahre mit zwei „Extremsommern“ (Jahr 2015 und 2018) sowie zwei ungewöhnlich milden Wintern (Jahr 2013/2014 bzw. 2015/2016). Die Berechnung der modellierten Aufwärmspanne beruht auf der in Abb. 17 dargestellten Formel. Für die Modellierung des Abflusses wurde der Parameter  $V_{Alz-P}$  mit der jeweils betrachteten, fiktiven Mindestwassermenge gleichgesetzt (vgl. Abb. 17, Tab. 15). Sind im Realbetrieb höhere Abflüsse als im modellierten Szenario angenommen gemessen worden, gingen die entsprechend höheren, realen Abflüsse in die Berechnung mit ein. So wurden beispielsweise für das Szenario einer modellierten Mindestwasserführung von 5 m<sup>3</sup>/s alle Abflusswerte ( $V_{Alz-P}$ ), welche im Realbetrieb kleiner als 5 m<sup>3</sup>/s waren, durch 5 m<sup>3</sup>/s ersetzt. Alle real gemessenen Abflüsse größer 5 m<sup>3</sup>/s gingen als tatsächlich gemessene Werte in die Berechnung mit ein.

Neben der Aufwärmspanne gilt es, die maximale Wassertemperatur und deren Beeinflussung durch die thermische Einleitung des CPG darzustellen. Die maximale Wassertemperatur eines Fließgewässers wird neben dem aktuellen Abflussgeschehen zum Großteil durch die täglich erreichten Maxima der Lufttemperatur bestimmt. Um den Zusammenhang der Wasser- und Lufttemperaturen darzustellen und den Einfluss der Abflussmenge auf die täglichen maximalen Wassertemperaturen zu eruieren, erfolgte eine Auswertung der maximalen, täglichen Wassertemperaturen in Abhängigkeit zur täglichen, maximalen Lufttemperatur zu verschiedenen Abflusssituationen. Eine genaue Beschreibung der Methodik kann Anhang 6 entnommen werden.

### **5.3 Stoffe – untersuchte Medien, Lage der Messstellen und Erhebungsmethodik**

Die Darstellung des stofflichen Ist-Zustandes im betrachteten Abschnitt des FWK F586 erfolgt auf Basis von Daten im Alzwasser, Alzsediment und Alzschwebstoff. Die Daten wurden von der ISG (Alzwasser, Alzsediment und Alzschwebstoff) sowie von amtlicher Seite (Alzwasser) erhoben.

Des Weiteren werden untersuchte Konzentrationen von Stoffen in Fischen und Muscheln berücksichtigt. Diese Daten (Fische) stammen zum einen aus den bescheidgemäßen Untersuchungen (Rückstandsuntersuchungen) im fünfjährigen Turnus (zuletzt 2016), die von dem BNGF durchgeführt wurden, zum anderen aus dem amtlichen Schadstoffmonitoring (Fische und Muscheln).

#### **5.3.1 Nicht amtliche Messstellen**

Die Probenahme des Alzwassers durch die ISG erfolgt an den Messstellen ALB, ALH und ALO (vgl. Abb. 18).

Tab. 16: Probenahmestellen Alz-Wasser (ALB, ALH, ALO)

Probestelle	Lage der Probestelle
ALB	Alz, Burgkirchen, ca. 1,3 km oberhalb Einleitung Gendorf
ALH	Alz, Hohenwart, ca. 3,3 km unterhalb Einleitung Gendorf
ALO	Alz, Oberpiesing, ca. 12,8 km unterhalb Einleitung Gendorf, unter der Mündung des überwiegend grundwassergespeisten Brunnbaches. (ca. 1,5 km oberhalb Mündung der Alz in den Inn)

Die Probenahmen von Sedimenten durch die ISG erfolgt an den Probenahmestellen PA1, PA2 und PA3 (vgl. Abb. 18). Die Beprobung wird regulär im Rahmen der bescheidgemäßen Untersuchungen (Rückstandsuntersuchungen) im fünfjährigen Turnus durchgeführt; zuletzt 2016.

Tab. 17: Probenahmestellen Alz-Sediment (PA1, PA2, PA3)

Probestelle	Lage der Probestelle
PA1	Alz, rechte Uferseite, ca. 80 m oberhalb Wehr Hirten
PA2	Alz, linke Uferseite, ca. 250 m unterhalb Kläranlageneinlauf Gendorf
PA3	Alz, rechte Uferseite, ca. 200 m oberhalb Mündung in den Inn

Die Sedimentproben werden getrocknet und anschließend in 50 ml Kunststoff-Zentrifugenröhrchen abgefüllt und den untersuchenden Laboren übergeben.

Für die Erstellung der Antragsunterlagen erfolgte eine Sonderuntersuchung der Sedimente 2018. Die Sedimentprobenahme wurde am 30.10.2018 durch die ISG durchgeführt. Die jeweiligen Labore und Analysemethoden sowie Analyseergebnisse können dem Anhang 7 entnommen werden.

Die Schwebstoffe aus der Alz werden mittels Sedimentationskästen gewonnen (Gemäß den LAWA-Empfehlungen aus dem Bericht „Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland. Schwebstoffuntersuchungen, Bestandsaufnahme 1996“). Diese werden an den Probenahmestellen PSA1 und PSA2 durch die ISG eingebracht (Abb. 18). Die Sedimentkästen verbleiben in der Regel rd. 4 Monate im Gewässer. Im Anschluss wird das gesammelte Material in Glasflaschen umgefüllt und an die untersuchenden Labore übergeben. Die Beprobung erfolgt regulär im Rahmen der bescheidgemäßen Untersuchungen (Rückstandsuntersuchungen) im fünfjährigen Turnus; zuletzt 2016.

Tab. 18: Probenahmestellen Schwebstoff (PSA1, PSA2)

Probestelle	Lage der Probestelle
PSA1	Alz, oberhalb der Abwassereinleitung im Ausleitungsbereich der Kühlwasserentnahme des CPG
PSA2	Alz, ca. 350–400 m unterhalb der Abwassereinleitung (KOB/ANK)

Für die Erstellung der Antragsunterlagen erfolgte eine Sonderuntersuchung der Schwebstoffe 2018. Die Sedimentationskästen wurden am 20.08.2018 installiert und verblieben bis zum 29.10.2018 im Gewässer (2 Monate). Infolge der sehr geringen Schwebstofffrachten der Alz im abflussarmen Jahr 2018 reichte das gesammelte Material nicht, um die Gesamtheit der bewertungsrelevanten Stoffe

zu untersuchen. Deshalb wurde ausschließlich der Stoff bzw. Stoffgruppe nach Anlage 8 OGeWV untersucht mit Überschreitung der UQN (Quecksilber–Metalle) (siehe Anhang 7).

Die Fischprobennahme im Zuge der bescheidgemäßen Untersuchungen (Rückstandsuntersuchung) erfolgt durch das BNGF; zuletzt 2016. Dabei werden Fische aus den folgenden Bereichen mittels Elektrofischerei entnommen (vgl. Abb. 18).

PA1: Alz, oberhalb Wehr Hirten

PA2: Alz, direkt unterhalb Einleitung Gendorf

Zusätzlich werden Fische auch im Inn beprobt:

PJ3: Inn, ca. 8 km oberhalb Alzmündung

PJ4: Inn, bei und unterhalb Alzmündung bis rd. 500 m flussabwärts der Alzmündung

Die gefangenen Fische werden vor Ort geschlachtet, gewogen und gemessen. Von jedem Fisch werden Filettranchen entnommen, einzeln verpackt, beschriftet und in gefrorenem Zustand an das Untersuchungslabor Ökometric GmbH, Bayreuth übermittelt.

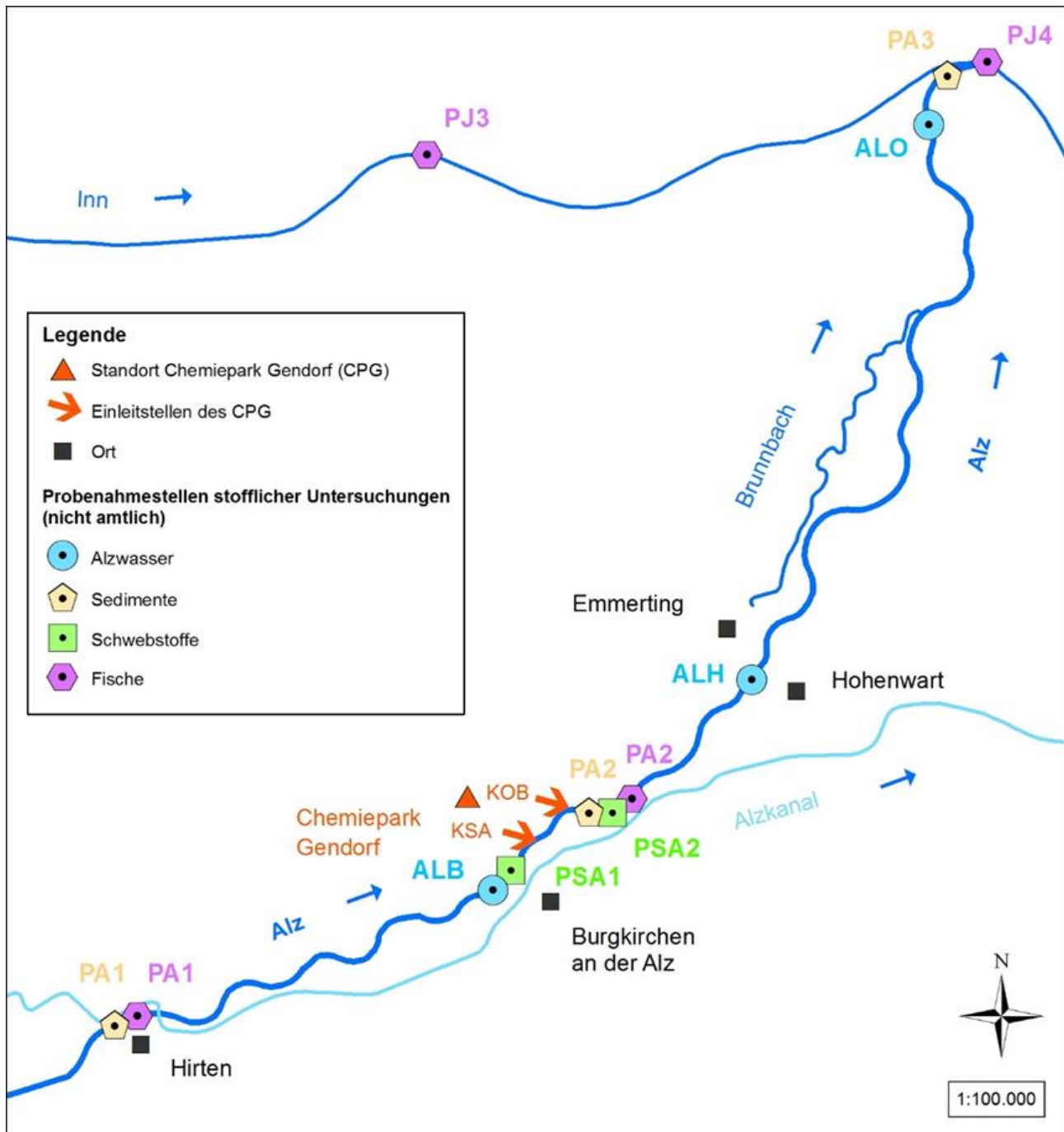


Abb. 18: Schematische Lage-Darstellung nicht amtlicher Probenahmestellen stofflicher Untersuchungen in der Alz

### 5.3.2 Amtliche Messstellen

Die amtlich operative Messstelle des bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU Bayern) für das Alzwasser (Parameter und Stoffe gemäß WRRL bzw. WHG/OGewV sowie weitere Schadstoffe) befindet sich unterhalb der Einleitung des CPG bei der alten Brücke Hohenwart (Abb. 19).

Dort werden auch von amtlicher Seite die Fische für das Schadstoffmonitoring mittels Elektrobefischung entnommen. Die Befischungen erfolgen in der Regel nach der Laichzeit, aber vor der Winterruhe. In der Alz wurden in den Untersuchungsjahren 2011, 2012 und 2016 ausschließlich Aitel (Muskel und/oder Leber, Kiemen) untersucht.

Des Weiteren befindet sich dort auch eine Messstelle bzw. Expositionsstelle der Muscheln. Dieses Muschelmonitoring umfasst zudem zwei weitere Messstellen unmittelbar unterhalb der Einleitung des CPG sowie oberhalb auf Höhe des Pegels Burgkirchen.

Das Muschelschadstoffmonitoring ist ein aktives Monitoring, d.h. es werden Muscheln für einen bestimmten Zeitraum in einem Gewässer exponiert und anschließend auf ihren Schadstoffgehalt untersucht. Die Exposition erfolgte jeweils im Frühjahr (meist April) und im Herbst (meist Oktober) für ein halbes Jahr. In der Regel wurde monatlich kontrolliert, in welchem Zustand sich Muscheln und Netzkäfig befinden (LFU BAYERN 2013).

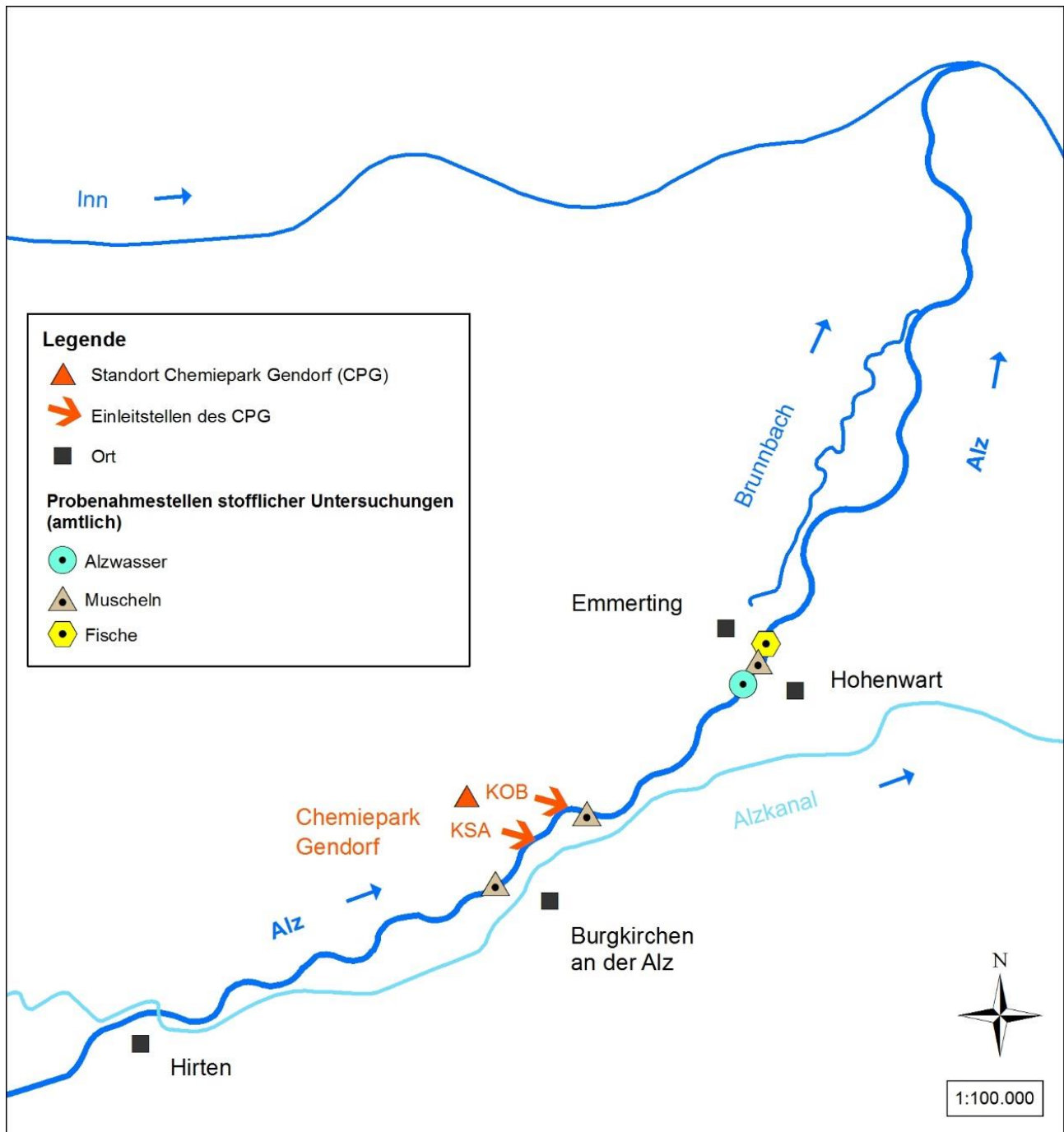


Abb. 19: Schematische Lage-Darstellung amtlicher Probenahmestellen stofflicher Untersuchungen in der Alz

## 5.4 Kartierung der Gewässerstruktur und der Fischhabitate

Die Struktur-/Habitatkartierung erfolgte an drei Tagen (27./28. September 2018 und 02. Oktober 2018) bei konstanten Abflussbedingungen (Pegel Burgkirchen an der Alz: 3,96 m<sup>3</sup>/s). Zur Bewertung des gewässerökologischen Zustandes der Alz wurden die vorhandenen fischfaunistischen Habitate und Sonderstrukturen in der Kontrollstrecke zwischen F-km 20,8 und 19,3 sowie im beeinflussten Bereich unterhalb der Einleitstelle KSA bis zur Mündung in den Inn (F-km 0,0) kartiert (Tab. 19).

Dabei wurden die Habitate und Sonderstrukturen vom Boot aus oder wattend mittels eines hochauflösenden GNSS-Systems (ppm10xx-04) eingemessen und anschließend mit der Software Esri ArcGis 10.6.1 digitalisiert. Zur genaueren Charakterisierung der Habitate wurden zudem verschiedene abiotische Parameter wie Gewässertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substratqualität, etc. aufgenommen. Eine Übersicht aller kartierten Habitate und Sonderstrukturen inklusive ihrer Bezeichnung, genauen Lage und der erfassten Parameter findet sich in Anhang 8.

Tab. 19: Übersicht der kartierten Habitate und Sonderstrukturen

	Typ
<b>Habitate</b>	Kieslaichplatz (KLP)
	Jungfischhabitat (JFH)
	Adultfischhabitat (AFH)
	Hochwassereinstand (HWE)
<b>Sonderstrukturen</b>	Totholz
	Steinnest
	Steinriegel
	Buhne

Die erfassten Habitate und Sonderstrukturen sowie repräsentative Gewässerabschnitte der Alz wurden während der Kartierarbeiten im Gelände fotografisch dokumentiert. Hierzu wurden die Kamera Nikon Coolpix AW120 sowie die Kamerafunktion des GNSS-System ppm10xx-04 verwendet. Die Kamera verfügt über einen GPS-Empfänger sowie einen digitalen Kompass. Somit wurde der Aufnahmestandort und die Blickrichtung für jedes Foto in den EXIF-Header der entsprechenden Bilddatei geschrieben. Die Genauigkeit des Aufnahmestandorts beträgt in etwa +/-10 m (Nikon) bzw. wenige Zentimeter (GNSS-System ppm10xx-04) und wird anschließend noch manuell überprüft und ggf. präzisiert. Ausgewählte, repräsentative Fotos sind in Anhang 8 dargestellt.

## 5.5 Makrozoobenthoserhebungen

Für die Bewertung der Biokomponente Makrozoobenthos (wirbellose Kleinlebewesen) wurden Daten aus der eigenen Erhebung im Zuge der bescheidgemäßen Untersuchungen „Umweltauswirkungen Werk Gendorf – Fischereiliche Bestandsaufnahme und Erfassung der wirbellosen Kleintiere in der Alz bei Burgkirchen oberhalb und unterhalb der Abwassereinleitung der Firma InfraServ, Werk Gendorf“ im Jahr 2016 sowie aus amtlichen Untersuchungen aus den Jahren 2012 und 2015 herangezogen und ausgewertet. Die amtlichen Daten wurden vom WWA Traunstein zur Verfügung gestellt. Die Probenahme sowie Teile der Auswertung (WRRL-konform) richten sich nach dem Handbuch der tGewA, Fortschreibung 2010: „Biologischen Untersuchungsmethoden Gewässerbiologische Methoden in Fließgewässern“. Eine detaillierte Beschreibung der Makrozoobenthoserhebung sowie die Methoden der Datenauswertung und –bewertung befinden sich im Anhang 9.



---

## 5.6 Elektrofischungen

Die Bestandssituation und Artenzusammensetzung der Fischfauna wurden entsprechend gängiger fischökologischer sowie naturschutzfachlicher Untersuchungs- und Bewertungsstandards ermittelt und bewertet. Dabei wurden unter anderem auch die amtlichen Untersuchungs- bzw. Bewertungsstandards für die biologischen Qualitätskomponenten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verwendet.

- Fischereiliche Untersuchungsmethoden in Fließgewässern. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. (VDFF 2000)
- Handbuch zu fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem zur Wasserrahmenrichtlinie) Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. (DUßLING 2014)

Die Beurteilung der Fischbestandssituation in der Alz (FWK F586) basiert auf den Ergebnissen der Bestandserhebungen des laufenden Projekts „Gewässerschaden in der Alz, Werk Gendorf – Monitoring der Fischfauna“, welche seitens BNGF zwischen 2012 und 2018 jährlich durchgeführt wurden. Als Datengrundlage für das vorliegende gewässerökologische Gutachten werden die Ergebnisse der Bestandsaufnahmen der letzten fünf Jahre (2014–2018) herangezogen. Für die Bewertung der Entwicklung des ökologischen Zustands der Fischfauna nach dem Schadenfall wurden zusätzlich die Untersuchungsjahre 2012 bis 2014 ausgewertet. Von den insgesamt drei Befischungsstrecken befindet sich eine Strecke oberhalb (B1 - Hirten; Kontrollstrecke bzw. unbeeinflusster Bereich) sowie zwei unterhalb (B2+B3 - Gendorf, B4 - Hohenwart; beeinflusste Strecken) der Einleitung des CPG (siehe Anhang 11). Bei den Untersuchungsstrecken B1 und B4 handelt es sich um Befischungsbereiche des amtlichen Wasserrahmenrichtlinien-Monitorings. Die Lage bzw. Länge der jeweiligen Befischungsstrecken sowie weitere methodische Hinweise zu den Bestandserhebungen (Elektrofischungen) werden in Anhang 11 beschrieben bzw. dargestellt.

## 5.7 Untersuchungen der Fische auf krankhafte Veränderungen und Verletzungen

Stoffliche Belastungen und latente chronische Schadwirkungen durch stoffliche Einflüsse, aber auch durch sonstige Stressoren (z.B. Stress durch zu hohe Temperaturen, zu geringe Sauerstoffgehalte, zu hohe pH-Werte) führen bei längerer Einwirkungsdauer oft zu krankhaften Veränderungen bei Fischen mit äußerlich sichtbaren Erscheinungsbildern wie Geschwüren (Blumenkohlgeschwüre im Maul-/Kopfbereich, Hautgeschwüre), Haut- und Kiemenentzündungen, Blutungen im Bereich der Flossen/Flossenansätze, Läsionen, Verpilzungen, Wirbelsäulenverkrümmungen, Abmagerungen, Hungerformen, etc. Bei systematischer Erfassung und Analyse solcher Veränderungen lassen sich somit an den äußeren Erscheinungsbildern der Fische Summationswirkungen wie zum Beispiel das Zusammenwirken von Stoffgemischen aus verschiedenen Einzelsubstanzen, die in das Alzwasser eingeleitet werden, und/oder das Zusammenwirken von stofflichen Beeinträchtigungen und anderen Stressoren (z.B. Temperaturstress) summativ und kumulativ erfassen.

Im Rahmen der im fünfjährigen Turnus (2001, 2006, 2011 und 2016) durchgeführten Untersuchungen „Umweltauswirkungen Werk Gendorf – Fischereiliche Bestandsaufnahme und Erfassung der

---

wirbellosen Kleintiere in der Alz bei Burgkirchen oberhalb und unterhalb der Abwassereinleitung der Firma InfraServ“ sind alle gefangenen Fische ( $\geq 10$  cm) detailliert auf ihren allgemeinen Konditions- bzw. Gesundheitszustandes und auf Verletzungen z.B. durch fischfressende Vögel untersucht worden. Diese Daten wurden für die gesamte Jahresreihe 2001 bis 2016 bzw. die genannten vier Jahre ausgewertet und gegenübergestellt. Ziel war die Entwicklung des gesundheitlichen Allgemeinzustands bzw. von krankhaften Veränderungen der Alzfische in dem von den stofflichen und thermischen Einleitungen der CPG beeinflussten Alzbereich mit den unbeeinflussten (Kontrollstrecken) vergleichend über den genannten Gesamtzeitraum von 15 Jahren zu betrachten und zu analysieren.

---

## 6. Ist-Zustand

### 6.1 Stoffliche und thermische Vorbelastungen der Alz oberhalb der CPG Einleitstellen

Gemäß der Auflistung vorhandener Abwasserbehandlungsanlagen, abrufbar über den Umweltatlas Bayern, sowie nach Auskunft der Landratsämter Traunstein und Altötting gibt es nachfolgend gelistete direkte bzw. indirekte (über den Alzkanal, FWK F604) thermische und stoffliche Einleiter in die Alz (FWK F586) bzw. den Alzkanal (FWK F604) oberstrom des CPG.

In den FWK F586 bestehen folgende direkte oder indirekte Einleitungen:

- AlzChem Trostberg GmbH, Einleitungen von Kühlwasser (max. 30°C), Kesselabschlammwasser, Kondensatabwasser, etc.; Herstellung von Düngemitteln und Stickstoffverbindungen
- Kommunale Kläranlage Trostberg, Belebungsanlage – ausgelegt für 25.000 EW
- Kommunale Kläranlage Tacherting, Belebungsanlage mit gemeinsamer Schlammstabilisierung – ausgelegt für 9.000 EW
- Kommunale Kläranlage Engelsberg, Belebungsanlage mit gemeinsamer Schlammstabilisierung – ausgelegt für 9.500 EW
- Kommunale Kläranlage Garching an der Alz, Belebungsanlage – ausgelegt für 18.000 EW

In den FWK F604 (Alzkanal, bis Zusammenfluss FWK F586 und FWK F604 oberhalb des Wehr Tacherting) bestehen folgende direkte oder indirekte Einleitungen:

- AlzChem Trostberg GmbH, betriebseigene Kläranlage – ausgelegt für 167.000 EW
- AlzChem Trostberg GmbH, Werk Tacherting/Schalchen; Einleitung von Kühlwasser (bis 2010 mit max. 30°C, seit 2010 mit max. 35°C), Produktionsabwasser, Kesselabschlammwasser, Kondensatabwasser aus Druckluftherzeugung, etc.
- Hamburger Rieger GmbH & Co. KG, betriebseigene Kläranlage – ausgelegt auf 100.833 EW. Die Einleitung erfolgt in den Möglinger Mühlbach, dieser mündet in den Alzkanal
- Hamburger Rieger GmbH & Co. KG, Kühlwassereinleitung in den Möglinger Mühlbach, dieser mündet in den Alzkanal

In den FWK F604 (Alzkanal, Wehr Tacherting bis Wehr Hirten) bestehen folgende direkte oder indirekte Einleitungen oberstrom des CPG:

- AlzChem Trostberg GmbH, Werk Hart, Einleitung von Kühlwasser (max. Einleittemperatur 27 °C, bzw. maximale Wärmefracht von 49,8 MJ/s), Betriebsabwasser aus Abwasserbehandlungsanlagen und Dampfkesselanlage in den Alzbach, dieser mündet in den Alzkanal.

Bei nachfolgenden Unternehmen ist eine Ertüchtigung einhergehend mit eventueller, künftiger Steigerung der thermischen Einleitung bekannt:

- 
- Hamburger Rieger GmbH & Co. KG, Kühlwassereinleitung; Die aktuell im Bestand vorhandenen zwei Einleitungsstellen mit 25°C und 12°C maximaler Einleittemperatur sollen künftig auf eine Einleitstelle mit einer maximalen Einleittemperatur von 35°C zusammengelegt werden.

Folgende Anträge für neue Vorhaben mit anschließender thermischer bzw. stofflicher Einleitung sind im Untersuchungsgebiet bekannt:

- Silenos Energy Geothermie Garching a.d. Alz GmbH & Co. KG, Kühlwasserversorgung des geplanten geothermischen Kraftwerks Bruck, Gemeinde Garching a.d. Alz. Beantragte Wärmeeinleitung: 35-40 MJ/s, 7K Kühlwassererwärmung im Sommer, 8,3K Kühlwassererwärmung im Winter. Aufwärmung des Alzkanalwassers (FWK F604) bei Mittelwasserführung (MQ) von 0,2K, bei Niedrigwasserbedingungen (MNQ) von 0,8K

Zwischen dem Wehr Hirten (F-km 21,25) und der Entnahme- und Einleitstellen des Chemieparks Gendorf (zwischen F-km 15,05 und 14,34) sind keine aktuellen oder geplanten thermischen Einleitungen bekannt.

## **6.2 Temperaturregime der Alz im Untersuchungsgebiet**

### **6.2.1 Allgemeine Hinweise zur Bewertung der thermischen Verhältnisse**

#### **6.2.1.1 Anforderungen an die unterstützende Qualitätskomponente „Temperatur“ gemäß OGeWV**

In Anlage 7 der OGeWV (2016) werden Anforderungen bezüglich der maximalen Temperaturen bzw. Temperaturerhöhungen festgelegt, bei deren Einhaltung der Erhalt/die Wiederherstellung des guten ökologischen Zustands/des guten ökologischen Potenzials für Flusswasserkörper gewährleistet werden sollte. Diese Anforderungen richten sich nach den jeweiligen Ansprüchen der Fischfauna, welche den FWK zugeordnet ist, und weisen jeweils für die einzelnen Fischgemeinschaften sog. Orientierungswerte für die Maximaltemperaturen getrennt für das Sommerhalbjahr (April bis November) und für das Winterhalbjahr (Dezember bis März) aus. Gleichfalls werden maximale Aufwärmspannen (Bezug Gesamtjahr) für die einzelnen Fischgemeinschaften festgelegt.

Tab. 20: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial von Fließgewässern. Werte für Temperatur und Temperaturerhöhung mit Zuordnung der Fischgemeinschaften zu den Gewässertypen (OGewV)

Anforderungen	Fischgemeinschaft							
	ff/tempff	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
T <sub>max</sub> Sommer (April bis November) [°C]		≤ 20	≤ 20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28	≤ 28
Temperaturerhöhung Sommer [ΔT in K]		≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
T <sub>max</sub> Winter (Dezember bis März) [°C]		≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Temperaturerhöhung Winter [ΔT in K]		≤ 1	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3

Im konkreten Fall ist der FWK „Alz, Einmündung Traun bis Einmündung in den Inn“ bzw. die Alz im Untersuchungsgebiet der Fischgemeinschaft des cyprinidengeprägten Rhithrals (Cyp-R) zugeordnet (Referenz-Fischzönose Nr. 97). Für cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals gelten nach Tab. 20 (grüne Spalte) folgende Orientierungswerte:

- T<sub>max</sub> Sommer (April bis November) [°C] ≤ 23
- Temperaturerhöhung Sommer [Δ T in K] ≤ 2
- T<sub>max</sub> Winter (Dezember bis März) [°C] ≤ 10
- Temperaturerhöhung Winter [Δ T in K] ≤ 2

### 6.2.1.2 Verwendete Datengrundlage

#### Amtliche Temperatur-Daten

An dem vom Vorhaben direkt betroffenen Abschnitt des Flusswasserkörpers F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“ gibt es mit dem Pegel Burgkirchen (F-km 15,4) eine amtliche Temperaturmessstelle. Diese Messstelle befindet sich ca. 6,0 Flusskilometer unterhalb des Wehrs Hirten und ca. 0,4 Flusskilometer oberhalb der ersten Einleitstelle des Chemieparks Gendorf und damit oberhalb des durch den Chemiapark Gendorf beeinflussten Abschnitts der Alz. In der kurzen Fließstrecke zwischen dem amtlichen Pegel Burgkirchen und dem Standort des Chemieparks Gendorf gibt es keine Ein- oder Ausleitungen bzw. Einmündungen, welche das Temperaturregime der Alz maßgeblich beeinflussen würden. Die Daten wurden von der Internetseite des Gewässerkundlichen Dienst Bayern (GKD) heruntergeladen. Die Validität der Messwerte variierte innerhalb der Zeitreihe deutlich. Auswertungen der Messreihen haben wiederholt längere Phasen von mehreren Tagen, Wochen bis hin zu Monaten mit unplausiblen oder fehlenden Messwerten gezeigt. Größere Datenlücken gibt es insbesondere in den Zeiträumen Oktober bis November 2013, Oktober 2014 bis April 2015 sowie August 2016 bis Anfang Dezember 2017. Die Auswertungen sind in Anhang 12 dargestellt. Aufgrund der großen Datenlücken sind eine belastbare Auswertung des Temperaturregimes der Alz sowie eine verlässliche Beurteilung der Auswirkungen der thermischen Einleitung des CPG auf den Untersuchungsabschnitt des FWK F586 nicht möglich. Daher basieren im Folgenden die Darstellung des thermischen Ist-Zustandes sowie

die Auswertungen und Beurteilungen der thermischen Einleitungen auf den durch die ISG erhobenen Daten.

### **Temperaturdaten ISG/CPG und deren Verwendung**

Die Darstellung zum thermischen Ist-Zustand der Alz und zu der Beeinflussung der Alz durch die bisherigen thermischen Einleitungen des CPG erfolgt aus der Auswertung des seitens des Auftraggebers zur Verfügung gestellten Datensatzes. Aus den Messdaten der Jahresreihe 2008 bis 2018 wurden dabei

- die Auswertungen/Bewertungen zum Temperaturregime der durch das beantragte Vorhaben unbeeinflussten Alz durchgeführt.
- Gleichermaßen dient der Datensatz als Ausgangsbasis für die Ermittlung und Bewertung der Temperaturbeeinflussung durch den CPG.
- Dabei wird die Aufwärmspanne (gleitendes 6-Stundenmittel) nach der zwischen dem AG und dem LfU abgestimmten Formel (Berechnungsgrundlage siehe Kap. 5.2) unter Verwendung folgender Grunddaten errechnet: Wärmefracht und Volumen des entnommenen Alz- und Brunnenwassers, Wärmefracht und Abfluss an den Einleitstellen, durchmischungswirksamer Abfluss und Wärmefracht der Alz auf Höhe der Einleitung (detaillierte Darstellung siehe Kap. 5.2).

Die in der Jahresreihe 2008 bis 2018 an den beiden Einleitstellen des CPG abgegebene Einleitwassermenge (Kühlwasser und erwärmtes Abwasser) lag dabei im Mittel bei 1,25 m<sup>3</sup>/s (Basis Stundenmittelwert), bei einer Standardabweichung von lediglich 0,19 m<sup>3</sup>/s. Neben der Aufwärmspanne, errechnet über die Wärmefracht der beiden Einleitstellen des CPG, wird die maximale Wassertemperatur der Alz nach den thermischen Einleitungen des CPG im Hinblick auf die im Cyp-R geltenden Orientierungswerte in Kap. 6.2.3 dargestellt und erläutert.

### **6.2.2 Ist-Zustandsbeschreibung der Alz im Vorlauf der CPG**

Die berechneten Jahresdurchschnittstemperaturen im Vorlauf des CPG auf Datenbasis der eigenen Temperaturmessungen der ISG lagen in den Jahren 2008 bis 2018 zwischen minimal 10,9 °C (2013) und maximal 14,0 °C (2016). Die Auswertungen lassen eine generelle Temperaturzunahme ab dem Jahr 2013 erkennen. Während zuvor die Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 10,9 und 11,4 °C lagen, betragen sie nach 2013 13,2 bis 14,0 °C (Abb. 20).

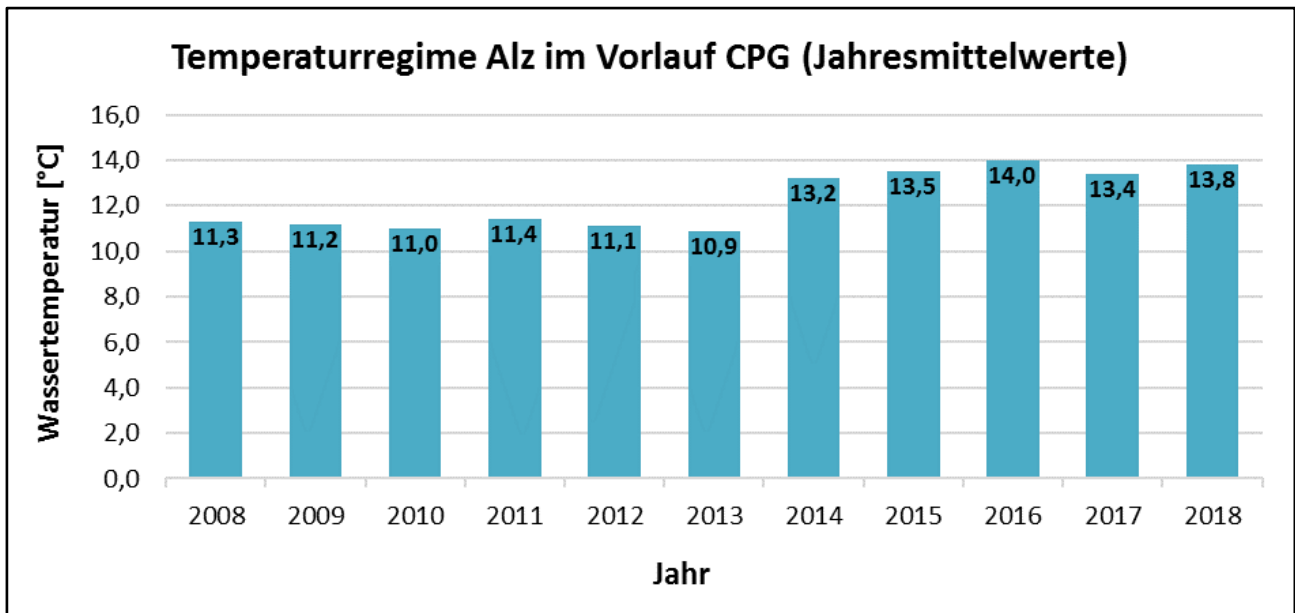


Abb. 20: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG in den Jahren 2008 bis 2018: Jahresmittelwerte (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

Getrennte Auswertungen der Sommer- (April bis November) und Wintertemperaturen (Dezember bis März) zeigen einen vergleichbaren mittleren Temperaturanstieg zu beiden Jahreszeiten zwischen den Jahresreihen 2008 bis 2013 und 2014 bis 2018 um +2 K im Sommer bzw. +2,4 K im Winter (Abb. 21).

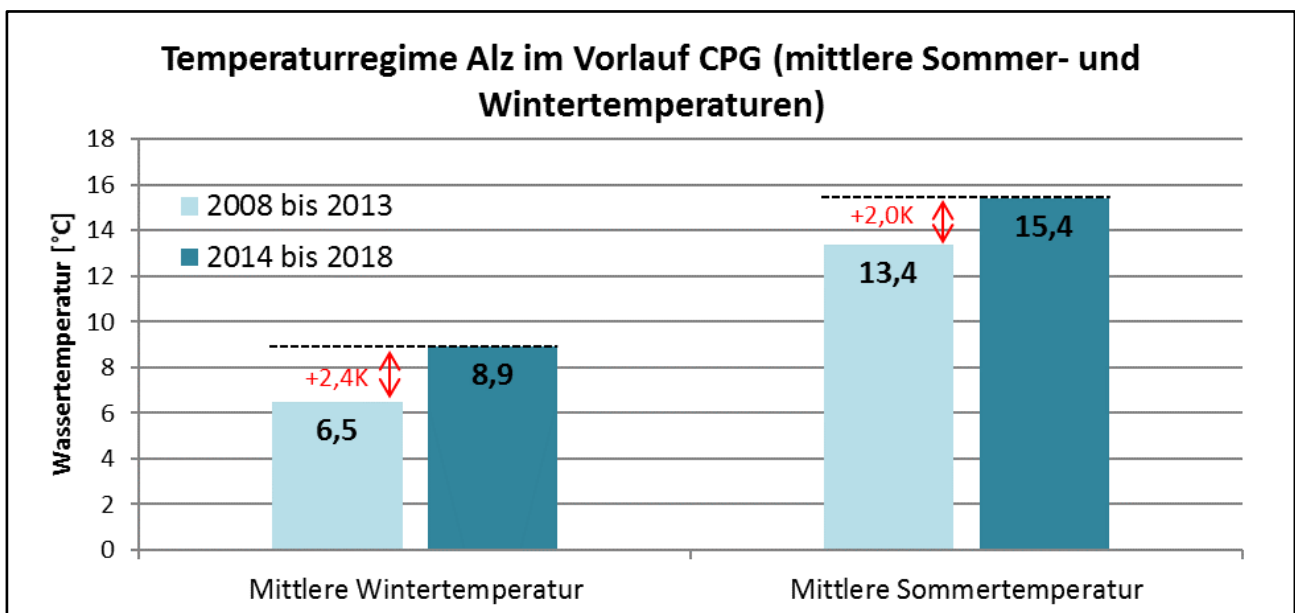


Abb. 21: Temperaturregime der Alz im Vorlauf der CPG in den Sommer- (April bis November) und Wintermonaten (Dezember bis März): mittlere Durchschnittstemperatur der Jahreszeiten im Vergleich zwischen den Jahren 2008 bis 2013 und 2014 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

Der beschriebene Temperaturanstieg in den mittleren Jahrestemperaturen ab dem Jahr 2013 zeigt sich ebenfalls deutlich bei der nachfolgenden Betrachtung der mittleren Monatstemperaturen zwischen den Jahren 2008 und 2018 (Abb. 22). Im Mittel erreichten die beiden heißesten Sommermonate Juli und August im Vorlauf des CPG bis zum Jahr 2013 Durchschnittstemperaturen von maximal 17,8 °C (Juli 2010) bzw. 17,2 °C (August 2009 und 2012). In den Jahren 2014 bis 2018 lagen die errechneten sommerlichen maximalen Durchschnittstemperaturen auf Monatsbasis bei 19,7 °C (Juli 2015 und 2016) bzw. 20,1 °C (August 2016) und damit deutlich über den Werten bis 2013. In den wärmsten Wintermonaten (Dezember und März) lagen die errechneten Monatsmitteltemperaturen bis zum Jahr 2013 bei maximal 7,9 °C (Dezember 2011) bzw. 7,7 °C (März 2012). In den Jahren 2014 bis 2018 wurden mit maximal 10,4 °C (Dezember 2014) sowie 9,8 °C (März 2015 und 2016) deutlich höhere mittlere Monatsmaximaltemperaturen als bis 2013 ermittelt (Abb. 22).

Die langjährigen monatlichen Durchschnittstemperaturen über den gesamten Untersuchungszeitraum (2008 bis 2018) weisen den Februar mit im Schnitt 6,9 °C Vorlaufemperatur der Alz (FWK F586) als kältesten Monat des Jahres aus (Tab. 21). Mit jeweils 18,0 °C werden im Juli und August im Schnitt die höchsten Vorlaufemperaturen gemessen (Tab. 21).

Tab. 21: Durchschnittliche, monatliche Wassertemperatur der Alz im unbeeinflussten Vorlauf (Messwerte) des CPG (Jahresreihe 2008 bis 2018)

Monat	Mittlere Wassertemperaturen im unbeeinflussten Vorlauf des CPG [°C]
Januar	7,0
Februar	6,9
März	8,2
April	10,6
Mai	13,8
Juni	16,6
Juli	18,0
August	18,0
September	15,8
Oktober	12,8
November	10,6
Dezember	8,5

Die in Tab. 21 dargestellten monatlichen Durchschnittstemperaturen lagen in der Jahresreihe 2008 bis 2018 alle unter diesen Orientierungswerten gemäß OGewV (siehe Tab. 20).

Nachfolgend werden im Vorlauf der CPG die täglichen, maximalen Stundenmitteltemperaturen der Alz in den heißesten Sommermonaten (Juli und August) sowie in den wärmsten Wintermonaten (März und Dezember) dargestellt und hinsichtlich der nach OGewV geltenden Orientierungswerte erläutert. Dabei gilt ein Tag als Überschreitungstag, wenn der Orientierungswert einmal am Tag in einem Stundenmittel überschritten wurde. Analog zu den bereits gezeigten durchschnittlichen Jahres- und Monatstemperaturen ist auch bei den stündlichen Tagesmaximaltemperaturen eine tendenzielle Zunahme ab dem Jahr 2014 bei allen vier betrachteten Monaten festzustellen (vgl. Abb. 23 bis Abb. 26). Für den Monat Juli wurde mit 24,7 °C am 07. und 22. Juli 2015 die höchste stündliche



Temperatur ermittelt. Während es bis zum Jahr 2013 keine Überschreitungen des Orientierungswertes gemäß OGewV im Vorlauf der CPG gab, kam es in den Jahren 2014 bis 2018 zu insgesamt 19 Überschreitungstagen (Abb. 23). Die Auswertungen des Monats August ergaben die höchste gemessene Temperatur am 09. August 2015 mit 23,8 °C. Wie bereits für den Juli kam es auch im August bis zum Jahr 2013 zu keiner Überschreitung des Orientierungswertes, während dieser ab dem Jahr 2014 an ebenfalls insgesamt 19 Tagen überschritten wurde (Abb. 24).

Die höchste stündliche Dezembertemperatur wurde mit 12,1 °C am 17. Dezember 2015 erreicht. Im Dezember kam es bis zum Jahr 2013 zu einer Überschreitung, in den Jahren danach zu insgesamt 96 Überschreitungen des winterlichen Orientierungswertes von 10 °C (vgl. Abb. 25). Für den Monat März wurde am 31. März 2016 mit 15,0 °C der höchste stündliche Wert erfasst. Auch im März stieg die Zahl der Überschreitungstage nach dem Jahr 2013 von zuvor insgesamt 23 auf danach 103 deutlich an (vgl. Abb. 26). Die ermittelten stündlichen Maximaltemperaturen liegen dabei teilweise deutlich über Orientierungswerten für Cyp-R Gewässer. Die Auflistung der stündlichen Tagesmaxima zeigen dabei häufig zusammenhängende Überschreitungen der Orientierungswerte an mehreren aufeinanderfolgenden Tagen. Besonders auffällig ist dies zum Beispiel in den betrachteten Monaten des Jahres 2015, vor allem in den beiden Wintermonaten Dezember und März (vgl. Abb. 25, Abb. 26).

Eine detaillierte Auswertung der Vorlauftemperaturen zeigte, dass die sommerlichen Überschreitungstage allesamt auf die heißesten Monate Juli und August entfielen. In den Wintermonaten gab es hingegen zusätzliche Überschreitungstage auch außerhalb der wärmsten Monate März und Dezember. So kam es in den Jahren 2008 bis 2012/2013 zu insgesamt 26 Überschreitungen der winterlichen Orientierungswerte. Davon fanden 24 Überschreitungen in den Monaten März und Dezember statt, 2 in den übrigen Monaten des Winterhalbjahres. In den Wintern danach kam es insgesamt zu 227 Tagen zu Überschreitungen. Davon entfielen 199 auf die Monate März und Dezember, die restlichen 28 Überschreitungen auf die Monate Januar und Februar.

Die Auswertung der Einzeljahre ergab mit insgesamt 21 die häufigsten Überschreitungstage des sommerlichen Orientierungswertes im Extremsommer 2015 (Tab. 22). Im ebenfalls außergewöhnlich heißen Sommer 2018 überschritten die Vorlauftemperaturen der Alz an insgesamt 11 Tagen den Orientierungswert (vgl. Tab. 22). In den Wintermonaten (Dezember bis einschl. März) kam es, einhergehend mit dem zuvor erläuterten Anstieg der Vorlauftemperatur ab dem Jahr 2013, zu einer deutlichen Zunahme der Überschreitungstage des Orientierungswertes. Bis 2013 wurde der Orientierungswert für das Winterhalbjahr an maximal neun Tagen eines Winters überschritten (Winter 2010/2011, vgl. Tab. 22). In den Jahren danach stiegen die Überschreitungstage im Vorlauf der CPG auf minimal 21 (Winter 2013/2014) bis zu maximal 71 (Winter 2015/2016) an.

Tab. 22: Überschreitungstage der Sommer- und Winterorientierungswerte im Cyp-R gemäß OGewV im Vorlauf des CPG

Überschreitungstage der Orientierungswerte im Cyp-R nach OGewV		Im Vorlauf des CPG (unbeeinflusst)
Sommer	2008	0
	2009	0
	2010	0
	2011	0
	2012	0
	2013	0
	2014	1
	2015	21
	2016	2
	2017	3
2018	11	
Winter	2008	6
	2008/09	0
	2009/10	7
	2010/11	9
	2011/12	3
	2012/13	1
	2013/14	21
	2014/15	51
	2015/16	71
	2016/17	38
	2017/18	30
	Dezember 2018	16

Neben den maximalen Temperaturen sind aus ökologischer Sicht auch die täglichen Temperaturschwankungen eines Wasserkörpers von Interesse. Dieser Tagesgang bzw. die maximale Schwingungsamplitude der unbeeinflussten Alztemperatur errechnet sich als Differenz der täglichen Maximal- und Minimaltemperatur. Die Tagesschwankungen der Temperatur des untersuchten Gewässerabschnitts der Alz im FWK F586 im Vorlauf des CPG lagen bei minimal 0,05 K im Winterhalbjahr (09. Januar 2010) und erreichten maximal 8,8 K im Sommerhalbjahr (05. Oktober 2012). Generell wurden in den Sommermonaten deutlich höhere Temperaturdifferenzen im Tagesgang ermittelt als im Winter. Wiederholt erreichten die ermittelten Temperaturdifferenzen Werte bis zu 7 K (vgl. Abb. 27). Dieser ungewöhnlich und unnatürlich stark ausgeprägte Tagesgang der Alz, gerade in den Sommermonaten, ist mit der unnatürlich stark reduzierten Wasserführung im Alz Mutterbett aufgrund der Wasserausleitung ab dem Wehr Hirten zu erklären. Wie bereits in Kap. 2.3.1 erläutert, hat die erhebliche Reduktion der Wasserführung auf eine Mindestwassermenge von 3m<sup>3</sup>/s zur Folge, dass die Erwärmung des Wasserkörpers über solare Einstrahlung bzw. über Kontakt mit der Luft stärker und rascher erfolgt als dies bei einem natürlichen Abflussregime der Alz der Fall wäre. Die Alz weist in der Ausleitungsstrecke über große Strecken gleichmäßig über die gesamte benetzte Bettbreite

sehr geringe Wassertiefen auf. Gleichmaßen ist die Strömung deutlich reduziert und der flache Wasserkörper ist in dem breiten Flussbett nur wenig beschattet.

Solche hinsichtlich Tiefe und Strömung denaturierte Flachwasser-Ausleitungsstrecken werden thermisch maßgeblich durch atmosphärische und solare Einflüsse bestimmt und sind durch eine ausgeprägte tageszeitliche Erwärmung aufgrund der solaren Strahlung in den Sommermonaten geprägt. Damit hat die starke hydromorphologische Beeinträchtigung der Alz deutlichen Einfluss auf die abiotischen Schlüsselfaktoren wie beispielsweise die Wassertemperatur und die damit eng verknüpften Sauerstoffverhältnisse im Wasserkörper, welche in vergleichbarer Weise stark verändert werden (vgl. Kap. 2.3.1).

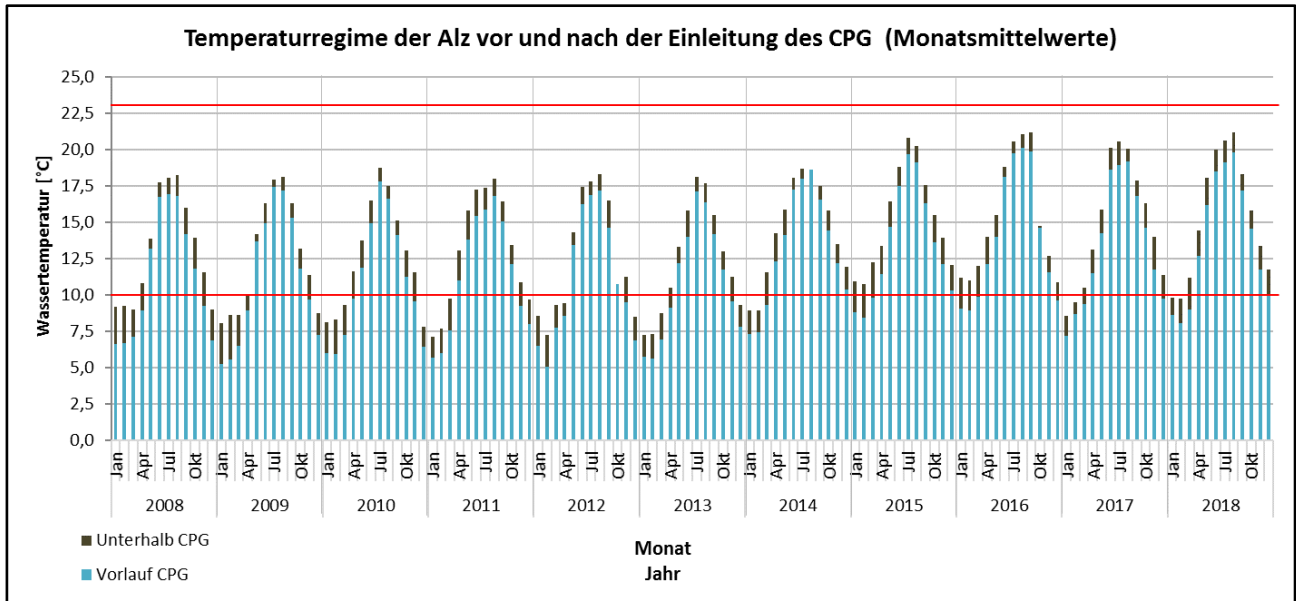


Abb. 22: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (türkise Balken) sowie im thermisch beeinflussten Bereich unterhalb des CPG (Temperaturdifferenz als rotbraune Balken dargestellt) in den Jahren als Monatsmittelwerte sowie die Sommer- (23 °C) und Winter-Orientierungswerte (10 °C) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV als rote Linien der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

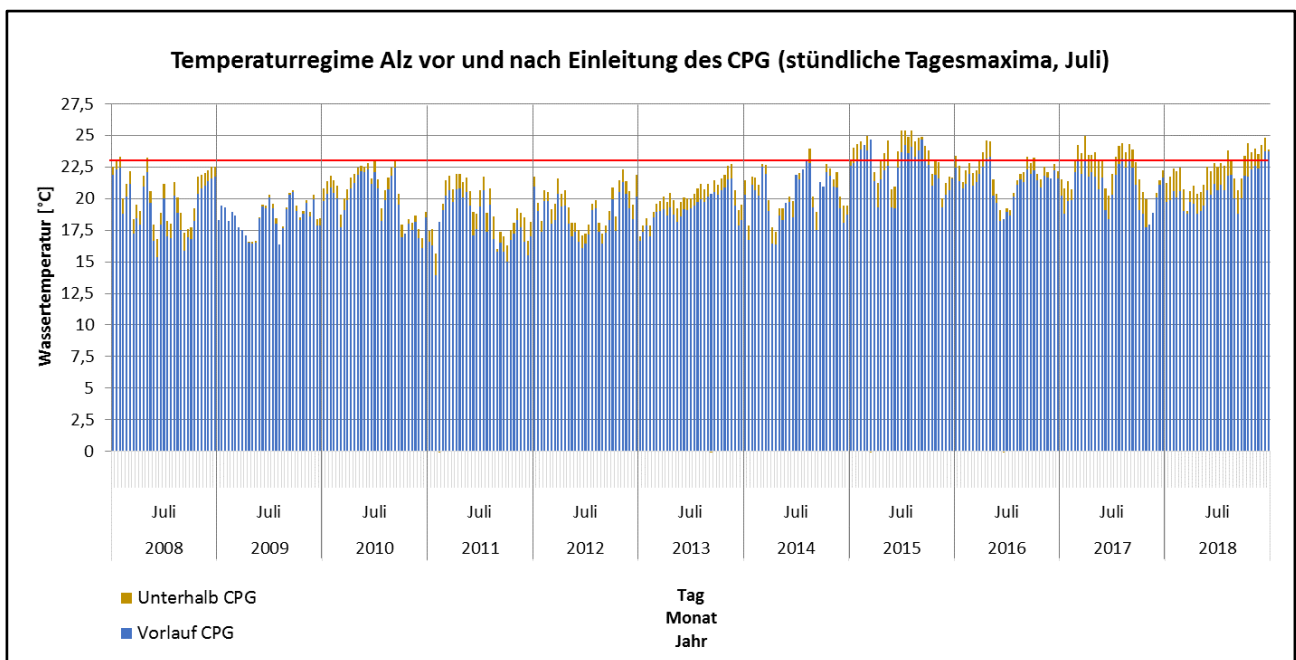


Abb. 23: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) in den Jahren 2008 bis 2018 als stündliche Tagesmaxima im Juli sowie der Sommer-Orientierungswert (23 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

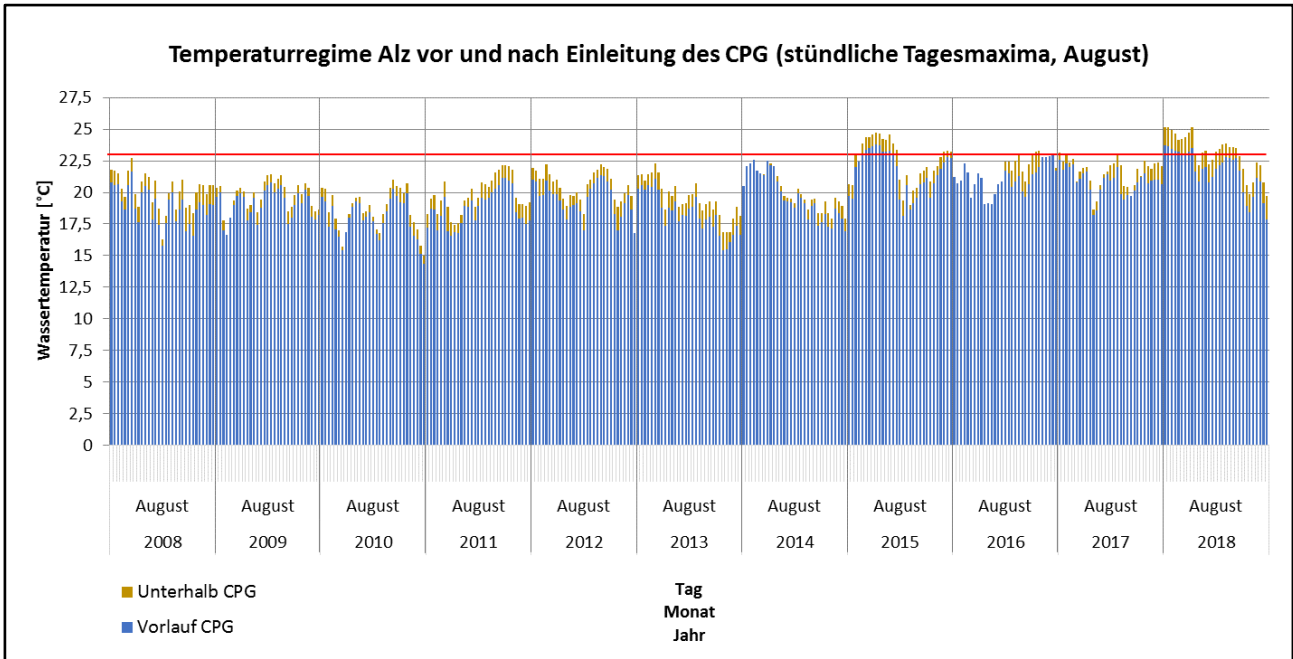


Abb. 24: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) als stündliche Tagesmaxima im August sowie der Sommer-Orientierungswert (23 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

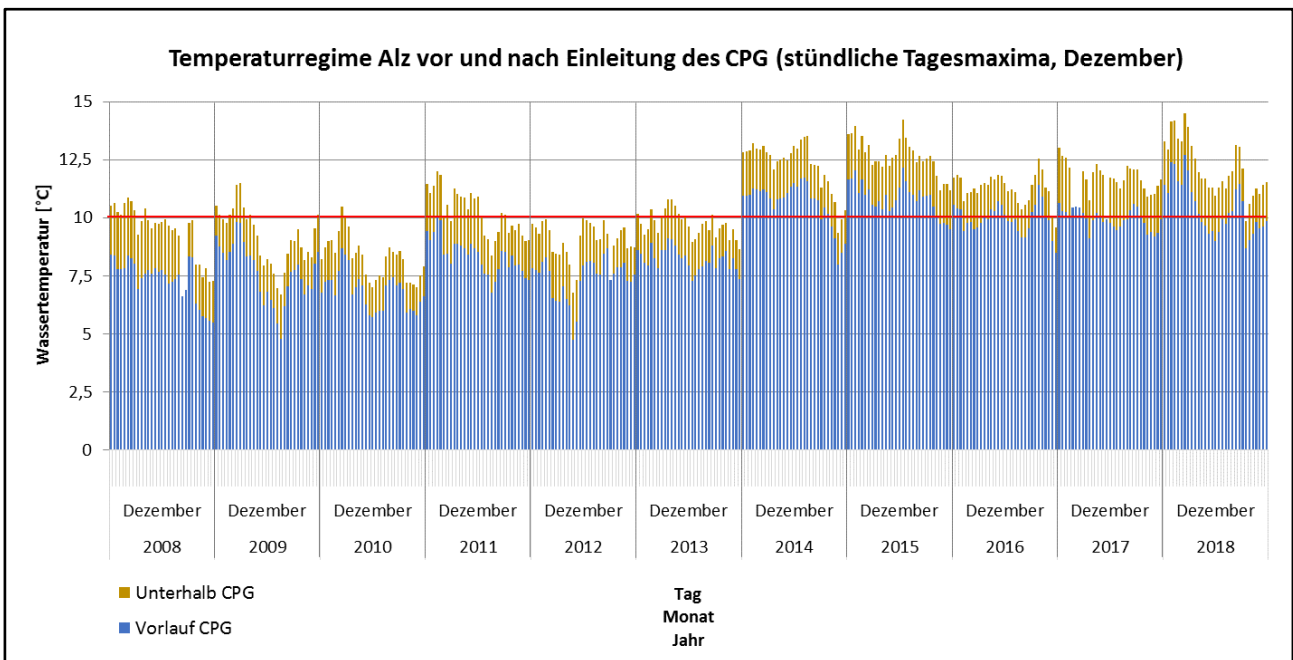


Abb. 25: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) als stündliche Tagesmaxima im Dezember sowie der Winter-Orientierungswert (10 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

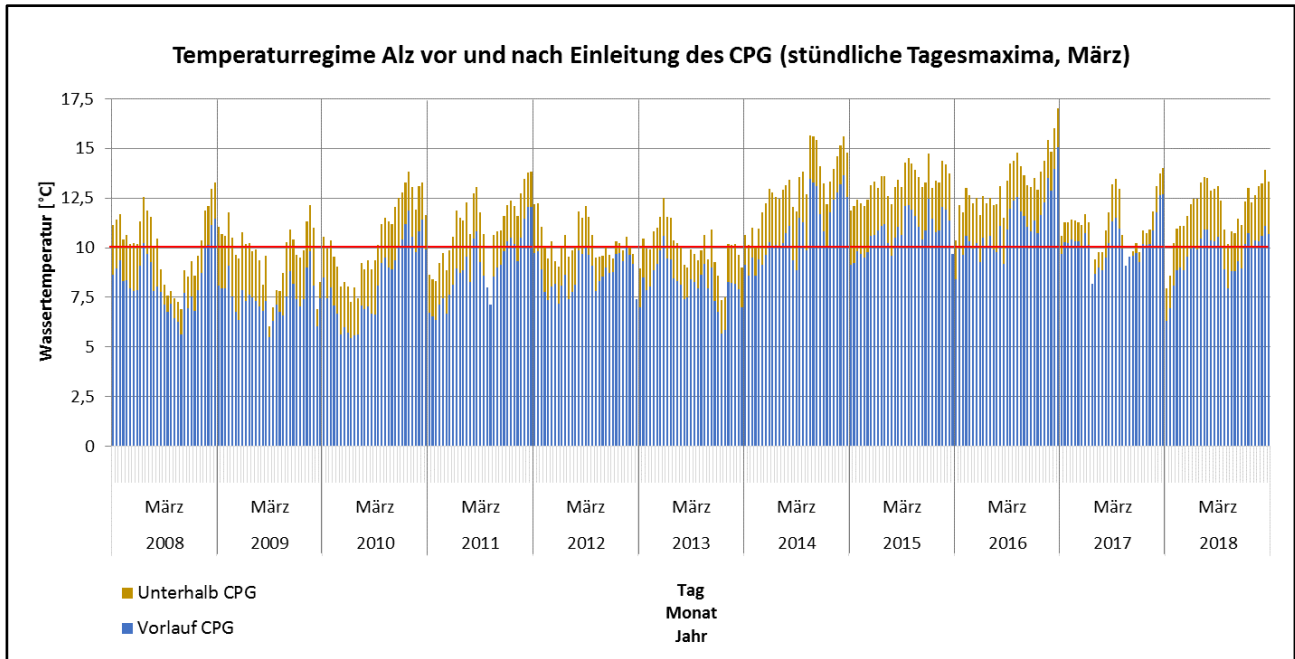


Abb. 26: Temperaturregime der Alz im Vorlauf des CPG (blaue Balken) sowie unterhalb der thermischen Einleitung des CPG (Temperaturdifferenz durch CPG als orange Balken dargestellt) in den Jahren als stündliche Tagesmaxima im März sowie der Winter-Orientierungswert (10 °C, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV (Jahresreihe 2008 bis 2018) (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

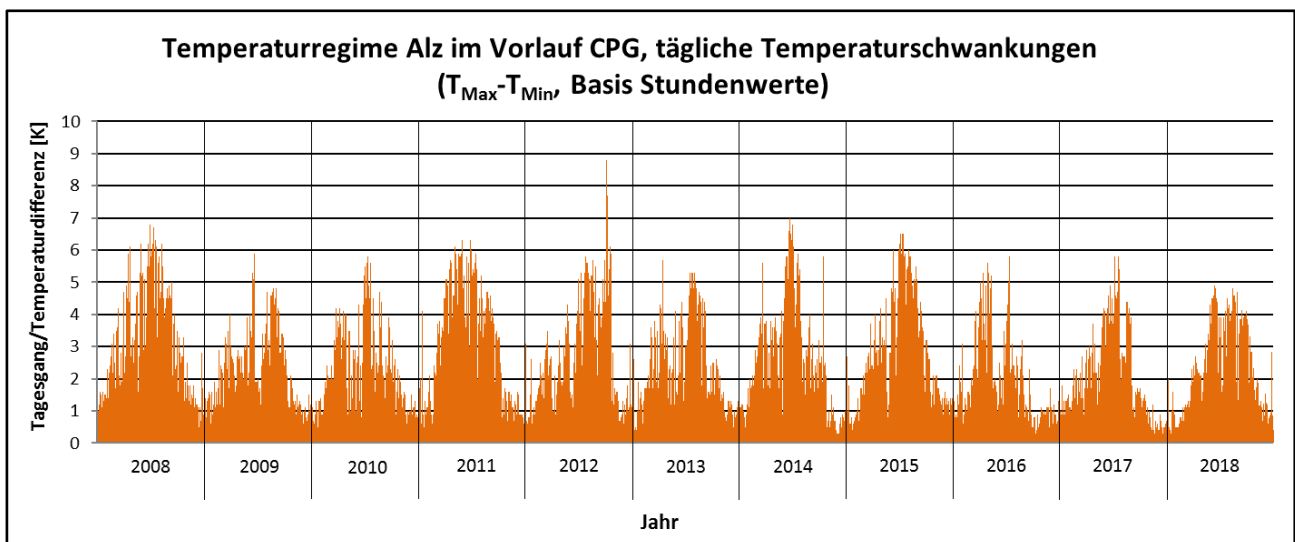


Abb. 27: Temperaturregime der Alz im Vorlauf der CPG, maximale tägliche Temperaturschwankungen der Alz berechnet als Differenz des täglichen Stundenmaximums und täglichen Stundenminimums der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

## 6.2.3 Aktuelle Beeinflussung der Alz durch die thermischen Einleitungen des CPG

### 6.2.3.1 Aufwärmspanne der Alz durch die thermischen Einleitungen des CPG

Die errechnete Aufwärmspanne (gleitendes 6-Stundenmittel) in der Alz betrug im Jahresmittel (2008 bis 2018) 1,38 K. Die durchschnittlichen, monatlichen Aufwärmspannen der Jahre 2008 bis 2018 zeigen eine relativ große Schwankungsbreite. Generell waren die Aufwärmspannen durch die thermischen Einleitung des CPG in den Sommermonaten niedriger als in den Wintermonaten (Tab. 23).

Tab. 23: Durchschnittliche, monatliche Aufwärmspanne der Alz durch die thermischen Einleitungen des CPG (Jahresreihe 2008 bis 2018)

Monat	Mittlere Aufwärmspanne [K]
Januar	1,88
Februar	1,99
März	1,94
April	1,65
Mai	1,29
Juni	1,09
Juli	1,11
August	1,07
September	1,15
Oktober	1,41
November	1,72
Dezember	1,61

Die Aufwärmspannen als Monatsmittel getrennt für jedes Untersuchungsjahr schwankten über die untersuchten Jahre teilweise deutlich und variierten von 0,09 K (September 2016) bis zu 3,06 K (Februar 2009; Abb. 28). Insgesamt kam es in der Jahresreihe 2008–2018 bezogen auf das Monatsmittel an 21 Monaten zur Überschreitung des 2 K Orientierungswertes (Abb. 27). Die sehr niedrigen Aufwärmspannen im September und Oktober 2016 (0,09 K bzw. 0,15 K; Abb. 28) erklären sich durch die sanierungsbedingte Betriebsunterbrechung des Alzkanal vom 26. August 2016 bis 02. November 2016. In diesem Zeitraum wurde der gesamte natürliche Abfluss der Alz über das Wehr Hirten in das Alz-Mutterbett abgegeben. Durch den, im Vergleich zur normalen Mindestwassersituation, erheblich erhöhten Abfluss kam es zu einer deutlichen Reduktion der Aufwärmspannen aufgrund der Einmischung in ein größeres Wasservolumen (Abb. 28, Abb. 29).

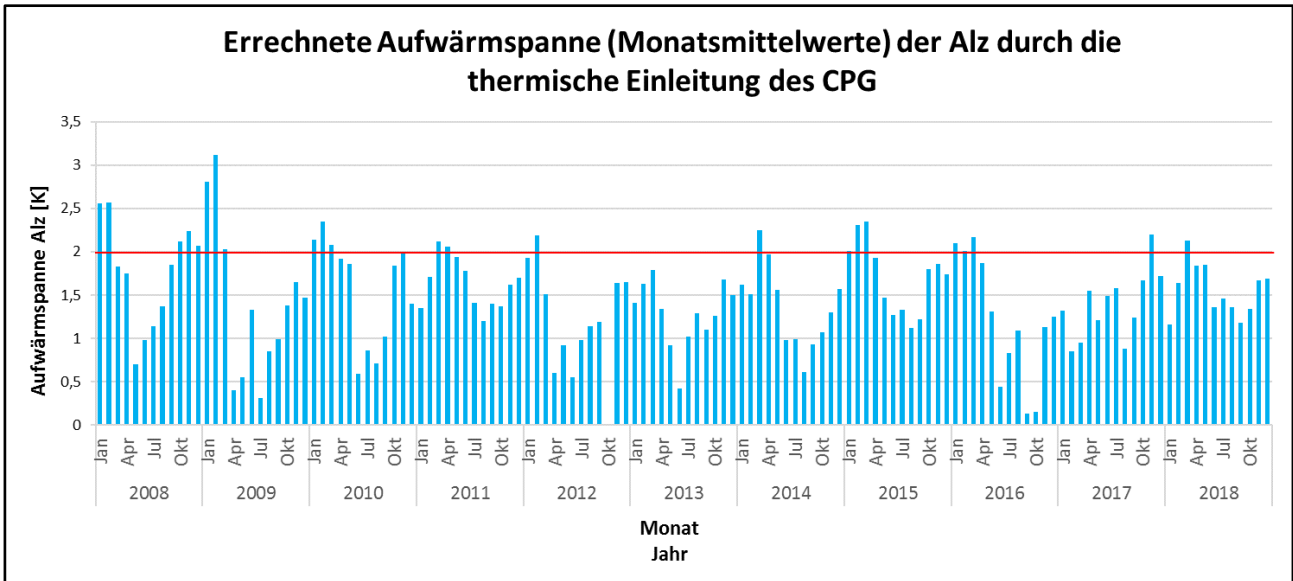


Abb. 28: Errechnete mittlere Aufwärmspanne der Alz im Monatsmittel durch die thermischen Einleitungen des CPG sowie der Orientierungswert der Aufwärmspanne (2 K, rote Linie) der Fischregion Cyp-R gemäß OGewV der Jahresreihe 2008 bis 2018 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

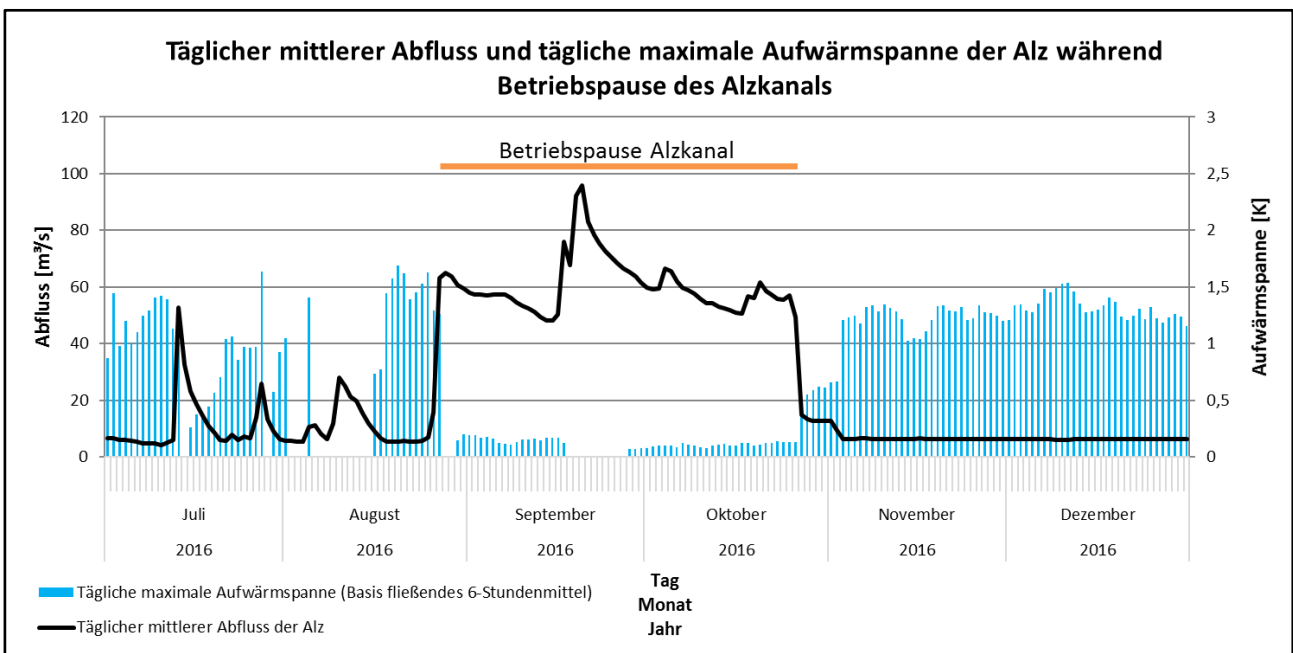


Abb. 29: Maximale tägliche Aufwärmspanne der Alz (Basis fließendes 6-Stundenmittel) durch die thermischen Einleitungen des CPG (blaue Balken, sekundäre Y-Achse) und mittlerer täglicher Abfluss [m³/s] in der Ausleitungsstrecke (schwarze Linie, primäre Y-Achse) vor, während und nach der Betriebspause des Alzkanal im Jahre 2016 (Quelle: eigene Darstellung basierend auf Daten der ISG)

Die Auswertung der maximalen täglichen Aufwärmspanne als fließendes 6-Stundenmittel ergab im betrachteten Zeitraum (01. Januar 2008 bis 31. Dezember 2018) insgesamt 1103 Tage, an denen zumindest ein fließendes 6-Stundenmittelwert pro Tag den Orientierungswert nach OGewV (Cyp-R) von 2 K maximaler Aufwärmspanne überschritt. Wurde der Orientierungswert an einem Tag für eine



Stunde überschritten, so wurde der gesamte Tag als Überschreitungstag gewertet. Mit 184 Überschreitungstagen wurden 2008 die meisten Überschreitungen gezählt. 2013 erfolgte die Überschreitung des Orientierungswertes an lediglich 46 Tagen (Tab. 24). Mit 3,73 K wurde im Jahr 2008 die höchste Aufwärmspanne als fließendes 6-Stundenmittel errechnet, wohingegen 2013 mit 2,45 K die niedrigste maximale Aufwärmspanne ermittelt wurde. Generell sind die Jahre 2008 bis 2011 durch höhere Aufwärmspannen gekennzeichnet als die Folgejahre (Tab. 24).

Tab. 24: Tage mit Überschreitungen des 2 K Orientierungswertes der Aufwärmspanne gemäß OGewV und Tage mit Überschreitung der Aufwärmspanne von 3 K sowie die jeweils maximale Aufwärmspanne pro Jahr (Basis fließendes 6-Stundenmittel, Jahresreihe 2008 bis 2018)

Jahr	Tage mit Überschreitung 2 K (davon Tage mit Überschreitung 3 K)	Maximale Aufwärmspanne [K]
2008	184 (1)	3,09
2009	85 (45)	3,73
2010	158	2,68
2011	114 (3)	3,64
2012	68	2,49
2013	47	2,45
2014	56	2,94
2015	136	2,82
2016	98	2,78
2017	78	2,84
2018	79	2,85

Hinsichtlich der Aufwärmspannen im Alzwasser hat die Auswertung der Messdaten sowohl im Monatsmittel als auch auf Basis des fließenden 6-Stundenmittels häufige Überschreitungen des Orientierungswertes für das Cyp-R von 2 K ergeben (Tab. 24, Abb. 28). In den Jahren 2008, 2009 und 2011 wurden an einigen Tagen Aufwärmspannen von über 3 K gemessen. Im Jahr 2009 war dies an 45 Tagen im Jahr der Fall (Tab. 24).

Wie die Auswertungen der Aufwärmspannen im Zeitraum der Betriebspause des Alzkanal zeigen (Abb. 29), besteht naturgemäß ein starker Zusammenhang zwischen der durch die thermische Einleitung hervorgerufenen Aufwärmspanne der Alz und dem Abfluss im Alz-Mutterbett. Nachfolgend wird der Zusammenhang zwischen der Wasserführung der Ausleitungsstrecke der Alz (Pegel Burgkirchen) und der durch den CPG hervorgerufenen, errechneten Aufwärmspanne dargestellt. Auf Basis des gleitenden 6-Stundenmittels der Aufwärmspanne wurde für jede Abflusssituation (gerundet auf 1,0m<sup>3</sup>/s) die mittlere Aufwärmspanne berechnet und nachfolgend dargestellt.

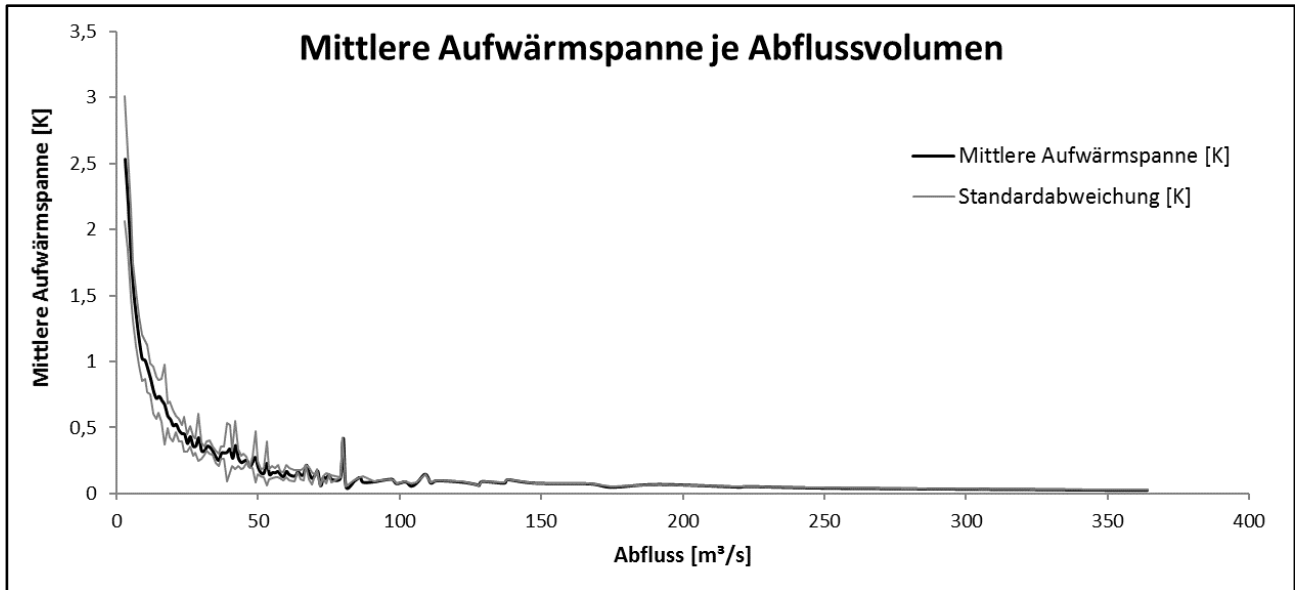


Abb. 30: Mittlere Aufwärmspanne (schwarze Linie) und Standardabweichung (graue Linie) aufgetragen gegen den Abfluss

Aus Abb. 30 geht der starke Zusammenhang zwischen der mittleren Aufwärmspanne [K] und der Abflussmenge eindeutig hervor. Bei niedrigen Abflüssen innerhalb eines Spektrums zwischen ca. 3 und 30 m³/s führt eine sukzessive Erhöhung des Abflusses zu einer deutlichen Reduktion der Aufwärmspanne. Bei höheren Abflüssen sinkt die Aufwärmspanne mit zunehmender Abflussmenge nur mehr relativ gering ab, sodass es ab Abflüssen von ca. 50 m³/s zu keiner nennenswerten Reduktion der Aufwärmspanne mehr kommt. Um den Einfluss der Wasserführung auf die mittlere Aufwärmspanne bei geringen Abflussmengen, welche aufgrund der Mindestwassersituation besonders häufig in der Alz unterhalb des Wehr Hirten vorliegen (vgl. Kap.2.3.1), besser abschätzen zu können, zeigt nachfolgende Abbildung den Zusammenhang zwischen Abfluss und der mittleren Aufwärmspanne [K] bis zu einem Abfluss von maximal 25 m³/s.

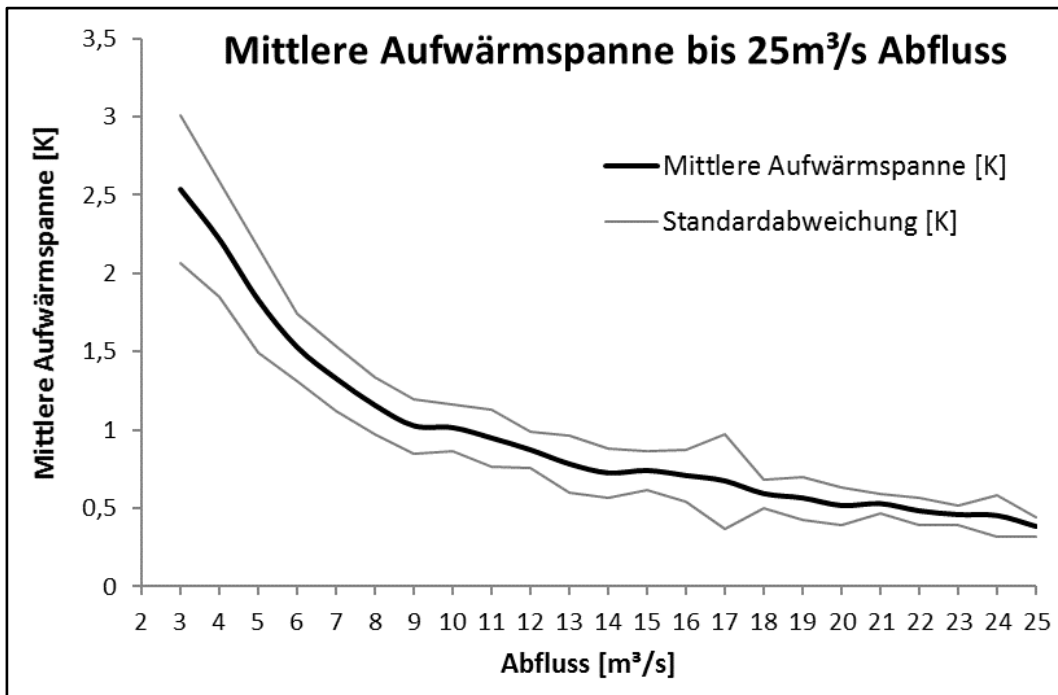


Abb. 31: Mittlere Aufwärmspanne (schwarze Linie) mit Standardabweichung (graue Linie) aufgetragen gegen den Abfluss bis 25 m³/s

Hierbei ergibt sich eine besonders deutliche Abnahme der mittleren Aufwärmspanne bei Abflusssteigerungen im Bereich zwischen 3 und 8 m³/s (Abb. 31). Innerhalb dieser Abflussspanne nimmt die errechnete mittlere Aufwärmspanne um ca. 1,25 K ab (Abb. 31). Im weiteren Verlauf flacht die Kurve der Aufwärmspanne mit zunehmenden Abflüssen erheblich ab. Der typische Kurvenverlauf mit anfänglich starkem Abfallen der Aufwärmspanne und allmählicher Abflachung der Kurve ergibt sich durch die Tatsache, dass die Einleitwassermenge, welche die Wärmefracht durch Einmischung in den Alzabfluss einbringt, weitgehend konstant ist (1,25 m³/s im langjährigen Mittel) und somit gegenüber dem rechnerisch ansteigendem Alzabfluss immer mehr an „Gewicht“ verliert. Bereits bei einer geringfügigen Erhöhung der Mindestwassermenge wäre somit ein nachhaltig positiver Effekt für das Temperaturregime der Alz zu erwarten.

In Tab. 25 wird der Anteil an Tagen in Abhängigkeit vom Alzabfluss dargestellt, an welchen eine Überschreitung des Orientierungswertes für die Aufwärmspanne von 2 K in der Jahresreihe 2008 bis 2018 festgestellt wurde. Über 97 % der ermittelten Überschreitungstage fallen auf Situationen mit 6 m³/s Abfluss oder weniger (Tab. 25).

Tab. 25: Anteil der Überschreitungstage des Orientierungswertes gemäß OGewV für die Aufwärmspanne von 2 K in Abhängigkeit von dem mittleren täglichen Alzabfluss (Basis: Überschreitungen des gleitendes 6 Stundenmittels, Zeitreihe 2008-2018)

Mittlerer Abfluss [m³/s]	Anteil an Gesamtüberschreitungstagen [%]	Anteil an Überschreitungstagen beim jeweiligen Abfluss [%]
3	13,0	70,0
4	34,2	61,2
5	35,6	34,6
6	14,6	6,2
7 bis 12	1,9	2,2
13 bis 25	0,6	2,7
26 bis 360	0,1	0,3

Die prozentual häufigsten Überschreitungen des Orientierungswertes der Aufwärmspanne wurden bei einem mittleren Abfluss von 4 m³/s (34,2 %) und 5 m³/s (35,6 %) verzeichnet. Bei der niedrigsten möglichen Mindestwasserführung von 3 m³/s wurden hingegen lediglich 13,0 % der Überschreitungstage registriert. In der betrachteten Zeitreihe dominierten in zeitlicher Hinsicht Abflusssituationen zwischen 4 und 5 m³/s in der Alz-Ausleitungsstrecke. Durch die prozentuale Häufung dieser Abflussmengen kam es relativ gesehen zu einem erhöhten Anteil der Überschreitungstage bei Abflüssen von im Mittel 4 bzw. 5 m³/s im Vergleich zu allen anderen Abfluss-Situationen.

Betrachtet man die Häufigkeiten der Überschreitungen des Orientierungswertes der Aufwärmspanne von 2 K beim jeweiligen mittleren Abfluss, so ist diese bei Abflüssen um 3 m³/s mit 70,0 % am höchsten (Tab. 25). Bei Abflüssen von 4 m³/s wurde der Orientierungswert von 2 K an 61,2 % der Tage, an denen dieser Abfluss im Mittel errechnet wurde, nicht eingehalten. Steigt der Abfluss auf 5 m³/s an, so kommt es nur an 34,6 % der Tage zu höheren Aufwärmspannen als 2 K. Mit jeder weiteren Steigerung des Abflusses reduzieren sich die prozentualen Überschreitungen der Aufwärmspanne (Tab. 25).

### 6.2.3.2 Maximaltemperaturen der Alz unterhalb der Einleitungen des CPG

Neben der Aufwärmspanne der Alz werden auch die unterhalb der thermischen Einleitung des CPG ermittelten maximalen Wassertemperaturen hinsichtlich der Orientierungswerte für die Maximaltemperaturen von 23 °C in den Sommermonaten bzw. 10 °C in den Wintermonaten betrachtet. Für die Ermittlung der Wassertemperatur der Alz im thermisch beeinflussten Abschnitt unterhalb des CPG wird dazu modellhaft die stündlich errechnete Aufwärmspanne auf die von der ISG stündlich ermittelte Vorlauftemperatur der Alz aufsummiert (Berechnung siehe Kap. 5.2).

Die in Tab. 26 dargestellten monatlichen Durchschnittstemperaturen aller Jahre der Jahresreihe 2008 bis 2018 zusammen geben einen ersten Überblick über die Temperaturerhöhung der Alz im durch CPG beeinflussten Bereich. Juli und August sind mit mittleren Alztemperaturen von 19 bzw. 18,9 °C die heißesten Monate in den Sommerhalbjahren im betrachteten Zeitraum 2008 bis 2018. Die wärmsten Monate im Winterhalbjahr sind in der betrachteten Jahresreihe der Dezember mit 9,9 °C bzw. der März mit 10,2 °C. Damit überschreitet die durchschnittliche Monatstemperatur den Orientierungswert gemäß OGewV für die Wintermonate von 10 °C nur im März ganz knapp (um

0,2 K). Die langjährigen Monatsmittelwerte der Wassertemperatur in den Sommermonaten liegen durchwegs unter dem Orientierungswert von 23 °C. Selbst in den beiden wärmsten Monaten Juli mit 19,0 °C und August mit 18,9 °C kommen die langjährigen Monatsmittelwerte im durch CPG beeinflussten Bereich bei weitem nicht an den Orientierungswert heran. Die errechnete Temperaturdifferenz zwischen der Alztemperatur im beeinflussten Bereich und der unbeeinflussten Vorlauftemperatur zeigen eine insgesamt verstärkte Erwärmung der Alz durch den CPG in den kühleren Monaten November bis April (Tab. 26).

Tab. 26: Durchschnittliche, monatliche Wassertemperatur der Alz im unbeeinflussten Vorlauf (Messwerte) sowie im beeinflussten Bereich (berechnete Werte siehe Kap. 5.2) unterhalb der thermischen Einleitung des CPG sowie die Temperaturdifferenz zwischen unbeeinflusstem und beeinflusstem Alzwasser (Jahresreihe 2008 bis 2018)

Monat	Mittlere Wassertemperaturen im unbeeinflussten Vorlauf des CPG [°C]	Mittlere Wassertemperaturen im durch CPG beeinflussten Bereich [°C]	Differenz unterhalb Einleitung des CPG – Vorlauftemperatur [K]
Januar	7,0	8,9	1,9
Februar	6,9	8,9	2,0
März	8,2	10,2	2,0
April	10,6	12,4	1,8
Mai	13,8	15,1	1,3
Juni	16,6	18,1	1,5
Juli	18,0	19,0	1,0
August	18,0	18,9	0,9
September	15,8	16,8	1,0
Oktober	12,8	14,3	1,5
November	10,6	12,2	1,6
Dezember	8,5	9,9	1,4

Die monatlichen Durchschnittstemperaturen der einzelnen Jahre des Untersuchungszeitraums können Abb. 22 entnommen werden. Der darin ersichtliche Anstieg der Temperatur der Alz unterhalb der Einleitung des CPG ab dem Jahr 2013/2014 kann durch die generelle Temperaturerhöhung der Vorlauftemperatur erklärt werden (vgl. Abb. 20, Abb. 21). Die thermische Einleitung hat in diesen Jahren nicht zugenommen. Eine detaillierte Auflistung der mittleren monatlichen Temperaturen der Alz kann Anhang 13 entnommen werden.

Nachfolgend werden die stündlichen Maximaltemperaturen des beeinflussten Bereiches in den heißesten Sommermonaten (Juli und August, Abb. 23, Abb. 24) sowie in den wärmsten Wintermonaten (Dezember und März, Abb. 25, Abb. 26) näher betrachtet. Auch hier gilt ein Tag als Überschreitungstag, sobald ein stündlicher Temperaturwert über dem gemäß OGeWV gültigen Orientierungswert von 23 °C liegt. Aus Abb. 23 und Abb. 24 kann ein genereller Anstieg der Maximaltemperaturen der Alz in den heißesten Sommermonaten Juli und August unterhalb der thermischen Einleitung des CPG im betrachteten Zeitabschnitt festgestellt werden, verstärkt ab dem Jahr 2014. Dieser Anstieg kann durch die in Abb. 20 und Abb. 21 gezeigte generell gestiegene unbeeinflusste Vorlauftemperatur der Alz ab dem Jahr 2013 erklärt werden. Eine erhöhte thermische Einleitung durch den CPG geht aus den Daten nicht hervor. Die über den gesamten Zeitraum im beeinflussten Bereich gemessene höchste stündliche Maximaltemperatur für Juli wurde mit 25,40 °C am 16. Juli 2015 errechnet. Die höchste Augusttemperatur in der betrachteten Jahresreihe lag bei 25,15 °C und wurde am

02. August 2018 ermittelt. Die Maximaltemperaturen im beeinflussten Bereich in den beiden wärmsten Wintermonaten Dezember und März zeigen einen generellen Anstieg ab 2014. Dies ist eine Folge der erhöhten unbeeinflussten Vorlauftemperatur und geht nicht auf erhöhte thermische Einleitungen zurück. Im März 2017 und 2018 kann hingegen eine deutliche Reduktion der Maximaltemperaturen im Vergleich zu den drei vorhergehenden Jahren (vgl. Abb. 26) verzeichnet werden. Die höchste in der Jahresreihe 2008–2018 ermittelte stündliche Alztemperatur im beeinflussten Bereich im Dezember lag bei ca. 14,49 °C, ermittelt am 07. Dezember 2018. Der Maximalwert im Monat März wurde am 31. März 2016 mit ca. 17,02 °C erreicht.

Erwartungsgemäß stieg mit der Erhöhung der unbeeinflussten Vorlauftemperatur, welche unmittelbar zu erhöhten Maximaltemperaturen im beeinflussten Bereich führte, auch die Anzahl an Überschreitungstagen der Orientierungswerte an (Tab. 27). 2008 wurde diese in den Sommermonaten an nur vier Tagen überschritten (Tab. 27). Zwischen 2009 und 2013 kam es zu keinen Überschreitungen. Ab dem Jahr 2014 nimmt die Anzahl der Überschreitungstage im Sommer deutlich zu (Tab. 27). Die Anzahl an Überschreitungen schwankte dabei von minimal 3 Tagen im Jahr 2014 bis hin zu 37 Tagen im Extremsommer 2015. Im ebenfalls außergewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018 wurde mit 36 Überschreitungen ein ähnlich hoher Wert ermittelt. Berücksichtigt man die Überschreitungstage im Vorlauf und zieht diese von den Überschreitungstagen unterhalb des CPG ab, so wurden im Extrem-Sommer 2018 mit 25 Überschreitungstagen der höchste Wert in der gesamten Zeitreihe im beeinflussten Bereich ermittelt (Tab. 27).

Tab. 27: Überschreitungstage der Sommer- und Winterorientierungswerte im Cyp-R gemäß OGewV im Vorlauf des CPG sowie nach der thermischen Einleitung des CPG und die Differenz der Überschreitungstage unterhalb und oberhalb des CPG

	Überschreitungstage der Orientierungswerte im Cyp-R nach OGewV	Im Vorlauf des CPG (unbeeinflusst)	Nach Einleitung des CPG (beeinflusst)	Differenz Überschreitungstage (unterhalb CPG – Vorlauf)
Sommer	2008	0	4	4
	2009	0	0	0
	2010	0	0	0
	2011	0	0	0
	2012	0	0	0
	2013	0	0	0
	2014	1	3	2
	2015	21	37	16
	2016	2	10	8
	2017	3	20	17
2018	11	36	25	
Winter	2008	6	47	41
	2008/09	0	30	30
	2009/10	7	31	24
	2010/11	9	24	15
	2011/12	3	42	39
	2012/13	1	15	14
	2013/14	21	62	41

Überschreitungstage der Orientierungswerte im Cyp-R nach OGewV	Im Vorlauf des CPG (unbeeinflusst)	Nach Einleitung des CPG (beeinflusst)	Differenz Überschreitungstage (unterhalb CPG – Vorlauf)
2014/15	51	111	60
2015/16	71	120	49
2016/17	38	74	36
2017/18	30	90	60
Dezember 2018	16	30	14

Die Überschreitungstage des Orientierungswertes der maximalen Alztemperatur in den Wintermonaten (Dezember bis März) zeigt zunächst einen zu den Sommertemperaturen vergleichbaren Trend der Zunahme an Überschreitungstagen ab dem Winter 2013/2014, einhergehend mit der Erhöhung der unbeeinflussten Vorlauftemperatur (vgl. Kap. 6.2.2). Verglichen mit den Sommermonaten kam es in den Wintermonaten jedoch zu deutlich mehr Überschreitungen (Tab. 27). Vor dem Winter 2013/2014 wurden im Winter 2008 mit 47 Überschreitungstagen, 6 davon bereits im Vorlauf, die meisten Überschreitungen gezählt. Im Winter 2012/2013 wurden mit 15 Überschreitungstagen, einer davon bereits im Vorlauf, die geringste Zahl an Überschreitungen dieses Zeitraumes 2008–2013 ermittelt. Nach 2013/2014 wurden deutlich mehr Orientierungswert-Überschreitungen festgestellt. Die häufigsten Überschreitungstage entfielen mit 120 auf den Winter 2015/2016. Dabei ist hervorzuheben, dass in diesem Winter die unbeeinflusste Vorlauftemperatur bereits an 71 Tagen über dem Orientierungswert lag und somit nur 50 zusätzliche Überschreitungstage auf die thermische Einleitung des CPG zurückzuführen sind (Tab. 27). Mit 74 Überschreitungstagen unterhalb des CPG, wobei an 38 Tagen bereits im unbeeinflussten Vorlauf der Orientierungswert von 10 °C überschritten wurde, zeigten sich im Winter 2016/2017 die wenigsten Überschreitungen ab der Zeitreihe 2013/2014 (Tab. 27).

#### 6.2.4 Zusammenfassung Temperaturregime

Die Erkenntnisse aus den umfangreichen Auswertungen und Bewertungen zum Temperaturregime lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Der untersuchte Abschnitt der Alz ist im unbeeinflussten Vorlauf des Chemieparks Gendorf ebenso wie im beeinflussten Bereich unterhalb CPG durch eine unnatürlich starke tägliche Schwankung der Wassertemperatur im Sommer charakterisiert. Dabei wurde am 05. Oktober 2012 mit 8,8 K die maximale, tägliche Temperaturdifferenz ermittelt. Diese starken Tageschwankungen sind auf die erhebliche Wasserausleitung am Wehr Hirten und daraus resultierend auf die geringe Mindestwasserführung in der Ausleitungsstrecke zurückzuführen. Ein Zusammenhang zwischen den thermischen Einleitungen durch die ISG und den unnatürlich hohen Schwankungsamplituden der Temperatur besteht nicht
- Im Laufe der untersuchten Jahresreihe und verstärkt ab dem Jahr 2013/2014 kam es bereits im unbeeinflussten Alzwasser (Vorlauf des CPG) zu einer deutlichen Erhöhung der Wassertemperatur.
- Die Aufwärmspanne der Alz als Folge der thermischen Einleitung des CPG zeigte eine über den betrachteten Zeitraum (2008 bis 2018) abnehmende Tendenz. Im langjährigen monatli-

chen Mittel lagen die Aufwärmspannen zwischen 0,87 K und 1,96 K, wobei sie im Winter generell höher waren als im Sommer. Die Werte der täglichen, im fließenden 6-Stundenmittel maximal erreichten Aufwärmspanne lagen häufig über dem Orientierungswert gemäß OGewV für Cyp-R-Gewässer von 2 K und erreichten maximal 3,73 K (01.02.2009).

- Die absolute Höhe der Aufwärmspanne wird maßgeblich vom Alzabfluss beeinflusst, in welchen die Kühlwässer des CPG mit einer Menge von 1,25 m<sup>3</sup>/s (langjährigen Durchschnitt) eingemischt werden. Eine besonders starke Reduzierung der Aufwärmspanne und damit auch der Intensität der thermischen Beeinflussung des Flusswasserkörpers lässt sich durch Abflusserhöhungen von 3–4 m<sup>3</sup>/s auf ca. 8–9 m<sup>3</sup>/s erzielen.
- Auf Basis der stündlichen Maximaltemperaturen wurde der Orientierungswert der sommerlichen Maximaltemperatur gemäß OGewV von ≤ 23 °C bis zum Sommer 2013 im unbeeinflussten Vorlauf nicht, unterhalb des CPG nur in Einzelfällen überschritten. In den Jahren 2014 bis 2018 kam es sowohl im Vorlauf, als auch im beeinflussten Bereich wiederholt zu Überschreitungen des Orientierungswertes. Die höchste stündliche Maximaltemperatur der unbeeinflussten Alz lag bei 24,7 °C (22. Juli 2015), im beeinflussten Bereich unterhalb des CPG bei 25,4 °C (16. Juli 2015). Der Orientierungswert der winterlichen Maximaltemperatur gemäß OGewV von ≤ 10 °C wurde auf Basis stündlicher Maximaltemperaturen schon im Zeitraum 2008–2013, verstärkt aber nach 2013/2014 sowohl im Vorlauf, als auch unterhalb des CPG häufig überschritten. Die höchste Temperatur im unbeeinflussten Vorlauf lag bei 15,0 °C, im beeinflussten Bereich unterhalb der Einleitung des CPG bei 17,0 °C, jeweils am 31. März 2016.
- Die häufige Überschreitung der Orientierungswerte im Stundenmittel bereits im Vorlauf des CPG zeigt, dass die Einstufung des Gewässers als Cyp.-Gewässer im betroffenen Alzabschnitt unterhalb des Wehres Hirten nicht mit dem tatsächlichen Temperaturregime in Einklang zu bringen ist. Maßgebliche Ursache für diese erheblichen Veränderungen des natürlichen Temperaturregimes der Alz bzw. die häufigen Vorlauf-Überschreitungen ist die Ausleitung der überwiegenden Alzwassermenge in den Alzkanal bzw. die geringe, im Mutterbett verbleibende, Restwassermenge.
- Die langjährigen Monatsmittelwerte (Mittelwert aller Monate der Jahresreihe 2008–2018) der Wassertemperatur in den Sommermonaten lagen durchwegs unter dem sommerlichen Orientierungswert von 23 °C gemäß OGewV für die Alz. Selbst in den beiden wärmsten Monaten Juli mit 19,0 °C und August mit 18,9 °C kommen die Monatsmittelwerte der Jahresreihe 2008–2018 im durch CPG beeinflussten Bereich bei weitem nicht an den sommerlichen Orientierungswert heran. In den Wintermonaten wird der Orientierungswert gemäß OGewV von 10 °C im langjährigen Monatsmittel nur im März ganz knapp (um 0,2 K) überschritten.

### **6.3 Stofflicher bzw. physikalisch-chemischer Ist-Zustand und bisherige stoffliche Abgabemengen des CPG**

Die Gesamtheit der nach AbwV überwachten Stoffe und deren Abgabemenge in die Alz über die verschiedenen Eintragspfade können von den Behörden im Einzelnen den Abwasserjahresberichten entnommen werden. Der Anhang 4 fasst die mittleren Konzentrationen sowie die 90-Perzentil-Werte im Ablauf der Kläranlage (bedeutsamster stofflicher Einleitungspfad) der Jahre 2011–2017 zusam-



---

men sowie die Eliminierungsraten der Schwermetalle in der ZARA. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die genehmigten Überwachungswerte in der Vergangenheit in der Regel nicht annähernd ausgeschöpft wurden. Dem Anhang 4 kann auch die stoffliche Befrachtung im KSA und KOB der Jahre 2011–2017 entnommen werden.

Ergänzend zeigt der Anhang 14 die stofflichen Vorbelastungswerte im Alzwasser und Brunnenwasser auf.

Der Anhang 5 enthält Messergebnisse der Stoffe/Parameter, die als unterstützende physikalisch-chemische Parameter in Anlage 7 OGewV gelistet sind. Im Ist-Zustand der Alz lagen an allen drei Messstellen 2015–2017 die Messergebnisse von  $\text{BSB}_5$ , Chlorid, Gesamtphosphor, Ammonium-Stickstoff und Nitrit innerhalb der in der OGewV genannten Orientierungsgrößen für den guten Zustand des Fließgewässertyps 4.

Der Anhang 1 enthält neben der Abschichtung der bewertungsrelevanten Stoffe nach Anlage 6 und Anlage 8 OGewV eine Zusammenstellung der jeweiligen Untersuchungsergebnisse für diese Stoffe in verschiedenen Medien in der Alz.

Der Anhang 15 zeigt die Untersuchungsergebnisse der nicht geregelten Stoffe im Alzwasser auf.

Nachfolgend werden nur mehr ausgewählte Stoffe bzw. chemisch-physikalische Parameter ausführlicher dargestellt, für die in der Wirkungsprognose speziell auf den Ist-Zustand bzw. die Entwicklung der Vergangenheit zurückgegriffen wird.

### **6.3.1 Physikalisch-chemische Parameter**

#### **6.3.1.1 Sauerstoffkonzentration und -sättigung**

Die Sauerstoffgehalte nehmen jeweils zu von ALB (oberhalb Einleitung CPG) nach ALH (unterhalb Einleitung CPG) und ALO (unterhalb CPG, kurz vor Mündung in den Inn). Die Messstelle ALB befindet sich oberhalb der Sohlgleite mit Fischtreppe. Durch die turbulente Überströmung der Sohlgleite mit Fischtreppe wird atmosphärischer Sauerstoff in die Alz eingetragen, was sich an der Messstelle ALH widerspiegelt (Abb. 32).

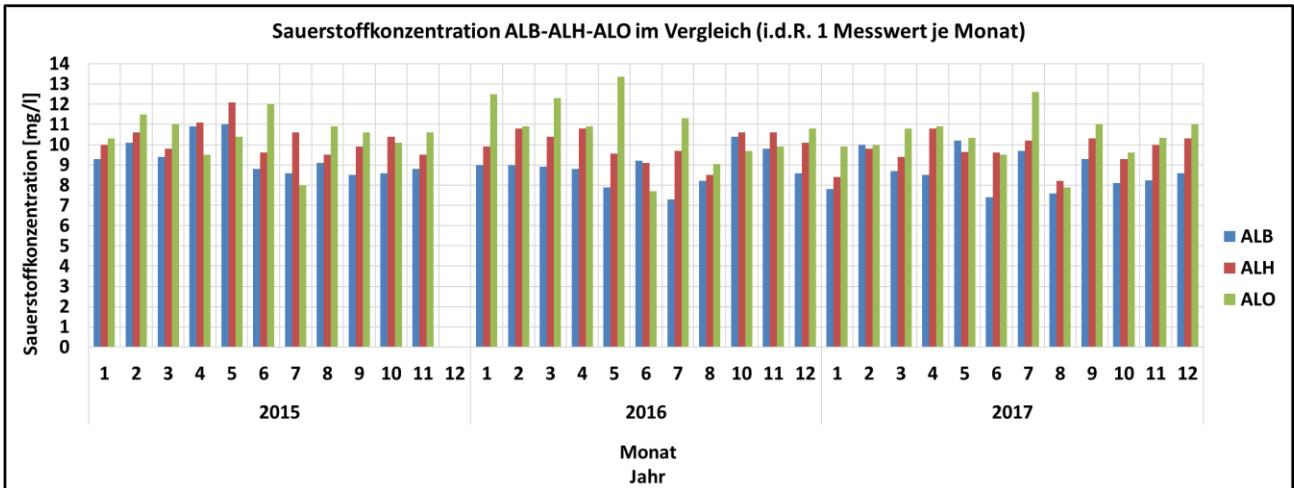


Abb. 32: Sauerstoffkonzentration ALB-ALH-ALO im Vergleich (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG – i.d.R. ein Messwert je Monat – bei mehreren Messwerten je Monat sind die Mittelwerte dargestellt; Daten Dezember 2015 wurden aufgrund unplausibler Messwerte nicht verwendet)

Die Sauerstoffsättigungskonzentration – errechnet aus der Gewässertemperatur und Sauerstoffkonzentration in Anlehnung an HÖLL (1979) – variierten zwischen 64% (ALB - oberhalb CPG - Mai 2016) und 136% (ALO - kurz vor Mündung Inn - Juni 2015) (Abb. 33).

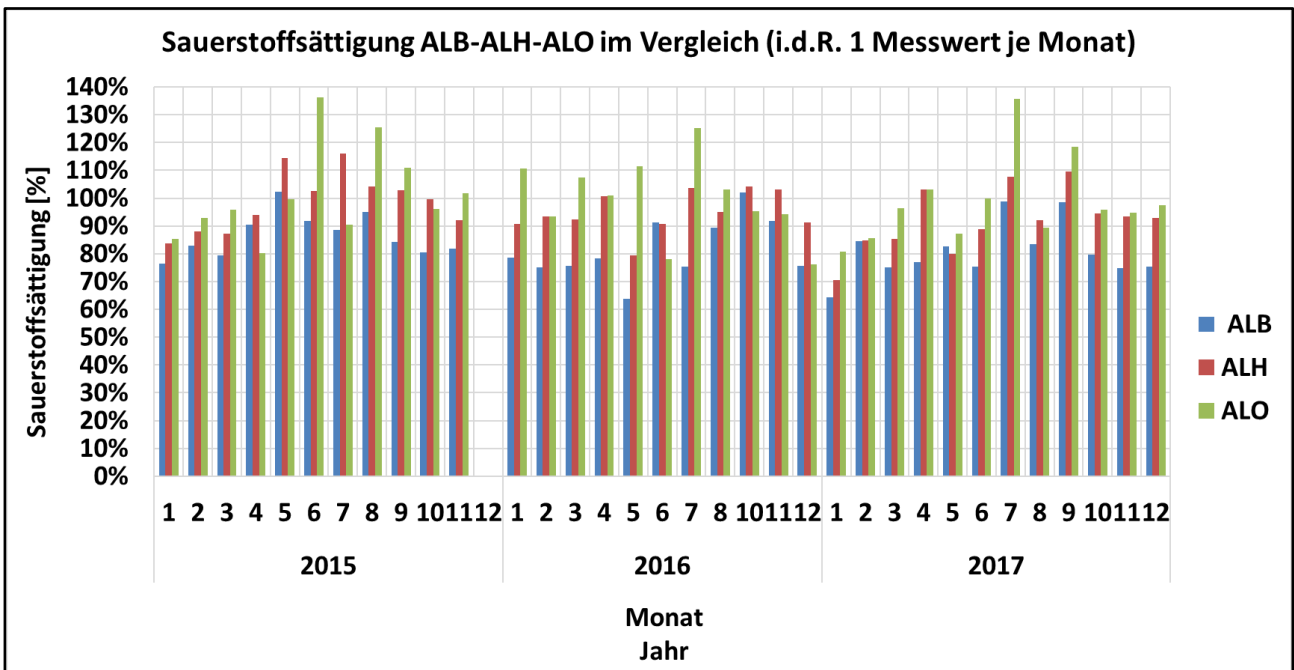


Abb. 33: Sauerstoffsättigungskonzentration ALB-ALH-ALO im Vergleich (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG – i.d.R. ein Messwert je Monat – bei mehreren Messwerten je Monat sind die Mittelwerte dargestellt; Daten Dezember 2015 wurden aufgrund unplausibler Messwerte nicht verwendet)

Die Sauerstoffgehalte betragen im jeweiligen Jahresmittel an der Messstelle ALH (unterhalb Einleitung des CPG) zwischen 9,7 und 10,0 mg/l (Zeitraum 2015-2017). Die gemessenen Sauerstoffminima lagen zwischen 7,8 und 9,5 mg/l (siehe Anhang 5).

Der errechnete MIN/a<sup>19</sup> ergibt für ALB (oberhalb Einleitung CPG) 7,7 mg/l, für ALH (unterhalb Einleitung CPG) 8,5 mg/l und für ALO 7,9 mg/l. Diese Werte liegen zum Teil unter dem Orientierungswert der OGeWV von >8 mg/l. Der Orientierungswert wird damit bereits oberhalb der Einleitung des CPG bei ALB zeitweise unterschritten. Die Sauerstoff-Minima befinden sich jedoch in einem Rahmen, der die Funktionsfähigkeit des Ökosystems nach wie vor sehr gut gewährleisten kann.

Im Einflussbereich der Einleitung des CPG (Messstelle ALH) betrug die geringste gemessene Sauerstoffkonzentration 7,8 mg/l bezogen auf den Zeitraum 2015–2017 (Tab. 28). Erfasst wurde dieser Wert am 31.08.2016. Zum Messzeitpunkt betrug die Gewässertemperatur 19,9 °C. Daraus errechnet sich eine Sättigungskonzentration von ca. 88%. Die nachfolgende Tabelle zeigt die gemessene Sauerstoffkonzentration, die jeweilige Gewässertemperatur zum Messzeitpunkt sowie die daraus errechnete Sättigungskonzentration für die hinsichtlich Sauerstoffversorgung besonders kritischen Sommermonate Juli/August (2015–2017) auf:

Tab. 28: Gemessene Gewässertemperatur und Sauerstoffkonzentration sowie errechnete Sättigungskonzentration in den Monaten Juli/August der Jahre 2015–2017 - Messstelle ALH (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG – i.d.R. ein Messwert je Monat)

Monat	Jahr 2015			Jahr 2016			Jahr 2017		
	Gewässertemperatur ALH	Sauerstoffkonzentration ALH	Sättigungskonzentration ALH	Gewässertemperatur ALH	Sauerstoffkonzentration ALH	Sättigungskonzentration ALH	Gewässertemperatur ALH	Sauerstoffkonzentration ALH	Sättigungskonzentration ALH
Juli	18,3 °C	10,6 mg/l	116%	17,0 °C	9,7 mg/l	104%	16,4 °C	10,2 mg/l	108%
August	18,3 °C	9,5 mg/l	104%	<b>19,9 °C</b>	<b>7,8 mg/l</b>	<b>88%</b>	19,6 °C	8,2 mg/l	92%

**Hinweis**

Für August 2016 existieren zwei Messwerte, es wurde derjenige mit den niedrigeren Sauerstoffgehalten gewählt.

**6.3.1.2 pH-Wert**

Die pH-Werte der Alz liegen im leicht alkalischen Milieu. Die pH-Werte schwankten 2015–2017 im Mittel zwischen 8,1 und 8,6. Diese pH-Werte entsprechen den leitbildtypischen pH-Werten des Fließgewässertyps 4 von 8,0–8,6 (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008).

Das gemessene Maximum lag bei 8,9 – erfasst am 07.12.2017 an der Messstelle ALO (kurz vor Mündung Inn). Das gemessene Minimum betrug 7,7 – erfasst ebenfalls an der Messstelle ALO am 05.10.2017. Der Orientierungswert nach OGeWV für den pH-Wert beträgt zwischen 7,0–8,5 (siehe Anhang 5).

Der errechnete MAX/a<sup>20</sup> ergibt auf Basis der Daten der Eigenüberwachung der Alz durch die ISG für ALB 8,6, für ALH 8,7 und für ALO 8,9. Diese Maximalwerte liegen über dem Orientierungswert nach OGeWV von max. 8,5. Der Orientierungswert wird damit bereits oberhalb der Einleitung des CPG bei ALB zeitweise überschritten.

<sup>19</sup> Minimalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren als Berechnungsgrundlage für Sauerstoff gemäß Anlage 7 OGeWV

<sup>20</sup> Maximalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmaximalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren als Berechnungsgrundlage für den maximalen pH-Wert gemäß Anlage 7 OGeWV

pH-Werte über dem Orientierungswert wurden auch im Zuge des amtlichen WRRL-Monitorings an der Messstelle 12581<sup>21</sup> Brücke Hohenwart im Zeitraum 2012-2013 gemessen mit einem Maximum von 8,7.

Es ist dabei zu berücksichtigen, dass der pH-Wert in Fließgewässern starken Schwankungen unterliegt und dass die Werte regelmäßig von flussaufwärts Richtung flussabwärts „natürlicherweise“ durch die Photosyntheseaktivitäten von Algen und Wasserpflanzen und dem damit verbundenen Entzug von Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) zunehmen bzw. das Wasser alkalischer wird.

Die regelmäßige Zunahme des pH-Wertes im Gewässerverlauf der Alz von ALB (oberhalb CPG) über ALH nach ALO an der Mündung der Alz dürfte somit im Wesentlichen mit den natürlichen Photosynthese-Aktivitäten im Alzwasserkörper in Verbindung stehen. Eine verstärkende Rolle spielt im diesem Kontext auch der durchwegs geringe Abfluss der Alz. In dem breiten Flussbett liegen wegen des geringen Mindestwasserabflusses auf der überwiegenden Fläche des Wasserkörpers nur sehr geringe Wassertiefen vor. Der Wasserkörper ist daher von der Oberfläche bis zur Flusssohle überall sehr stark belichtet, so dass insbesondere die benthischen (am Flussboden siedelnde) Algen in der gesamten Ausleitungsstrecke zwischen Hirten und der Alzmündung sehr hohe Photosynthese-Aktivitäten entfalten können und durch den sukzessiven Entzug des CO<sub>2</sub> aus der fließenden Welle (Richtung flussabwärts) die beobachtete pH-Wert-Zunahme verursacht wird. Eine pH-Wert Beeinflussung durch die CPG-Einleitung ist aus den Überwachungsdaten nicht zu erkennen.

Die gemessenen pH-Maxima befinden sich in einem Rahmen, der die Funktionsfähigkeit des Ökosystems nach wie vor gewährleistet. Generell geben die vorliegenden Daten und Untersuchungsergebnisse insbesondere zum Zustand der Fischfauna (ökologischer Zustand, Kondition bzw. Gesundheitszustand der Fische) keine Hinweise, dass

- pH-Wert Maxima im Alz-Unterlauf durch das Vorhaben verursacht sind und
- der ökologische Zustand einer der biologischen Qualitätskomponenten von den festgestellten pH-Wert-Maxima nachteilig beeinflusst worden wäre.

Der pH-Wert nimmt maßgeblichen Einfluss auf das Dissotiationsgleichgewicht von Ammonium und Ammoniak. Je höher der pH-Wert und die Temperaturen sind, desto höher ist der Anteil an Ammoniak, das oberhalb bestimmter Konzentrationen fischtoxisch wirkt. Rechnerisch lassen sich auf Basis der vorliegenden Daten jedoch keine kritischen Ammoniak-Konzentrationen (> 0,075-0,1 mg/l NH<sub>3</sub> entspr. >0,06-0,08 mg/l NH<sub>3</sub>-N) im Alzwasser bei den gemessenen pH-Maxima ableiten (siehe Anhang 5).

Die im Zuge des WRRL-Monitorings an der Messstelle 12581 Brücke Hohenwart im Zeitraum 2012–2013 ermittelte durchschnittliche Ammoniakkonzentration lag mit 0,0026 mg/l<sup>22</sup> NH<sub>3</sub>-N zwar geringfügig über dem Orientierungswert für den guten Zustand mit 0,002 mg/l NH<sub>3</sub>-N. Eine kritische Konzentration für chronisch toxische Wirkungen auf Fische ist damit aber noch nicht annähernd erreicht. Nachteilige Auswirkungen von Ammoniak auf die aquatischen Organismen können ausgeschlossen werden.

<sup>21</sup> Absolutes Maximum aus 52 Messwerten - abrufbar unter [http://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu\\_gewaesserbewirtschaftung\\_ftz/index.html?lang=de](http://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu_gewaesserbewirtschaftung_ftz/index.html?lang=de)

<sup>22</sup> Mittelwert aus insgesamt 41 Werten

## 6.3.2 Nach AbwV geregelte Stoffe

### 6.3.2.1 Quecksilber

Die nachfolgende Tabelle fasst die durchschnittlichen Frachten an Quecksilber der verschiedenen Einleitungspfade aus den Abwasserjahresberichten 2011–2017 zusammen. Die Spalten WVA (Entnahme Alzwasser) und WVB (Entnahme Brunnenwasser) zeigen zudem die Vorbelastung im Entnahmewasser auf.

Ab 2015 wurde in den Kühlwasserkanälen Süd und Ost kein Quecksilber mehr nachgewiesen (Nachweisgrenze 0,05 µg/l). Die Kläranlage stellte seitdem den einzigen Eintragspfad für Quecksilber dar. Die Eintragsfrachten aus der Kläranlage (ANK) haben sich zudem seit 2011 kontinuierlich reduziert, von anfänglich 0,142 kg/a im Jahr 2011 auf 0,017 g/d bzw. 0,006 kg/a im Jahr 2017 (vgl. Tab. 29 bzw. Abb. 34). Dies entspricht einer Reduktion um rd. 95 % von 2011 auf 2017 (Maßnahmen zur Reduktion siehe Kap. 7.3.1).

Tab. 29: Quecksilberfrachten im Vorlauf sowie in den Einleitungspfaden des CPG in den Jahren 2011 bis 2017 (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Grundlage der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG)

	Vorbelastung		Einleitung aus dem CPG			
	WVA Mittelwert* Hg g/d	WVB Mittelwert* Hg g/d	KSA Mittelwert* Hg g/d	KOB Mittelwert* Hg g/d	ANK Mittelwert* Hg g/d	ANK Jahres- summe Hg kg/a
2011	0,0	0,0	0,3	0,0	0,388	0,142
2012	0,0	0,6	4,6	0,1	0,220	0,080
2013	0,0	0,0	3,3	0,0	0,130	0,047
2014	0,0	0,0	0,4	0,0	0,151	0,055
2015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,078	0,029
2016	0,0	0,0	0,0	0,0	0,042	0,015
2017	0,0	0,0	0,0	0,0	0,017	0,006

#### Erläuterung

\*) Berechnung der Mittelwerte und der Frachten nach VCI (Mittelwertberechnung nach VCI: Bei 0-50% der Messwerte < Nachweisgrenze wird als Messwert die halbe Nachweisgrenze angenommen, bei mehr als 50% wird als Messwert 0 eingesetzt).

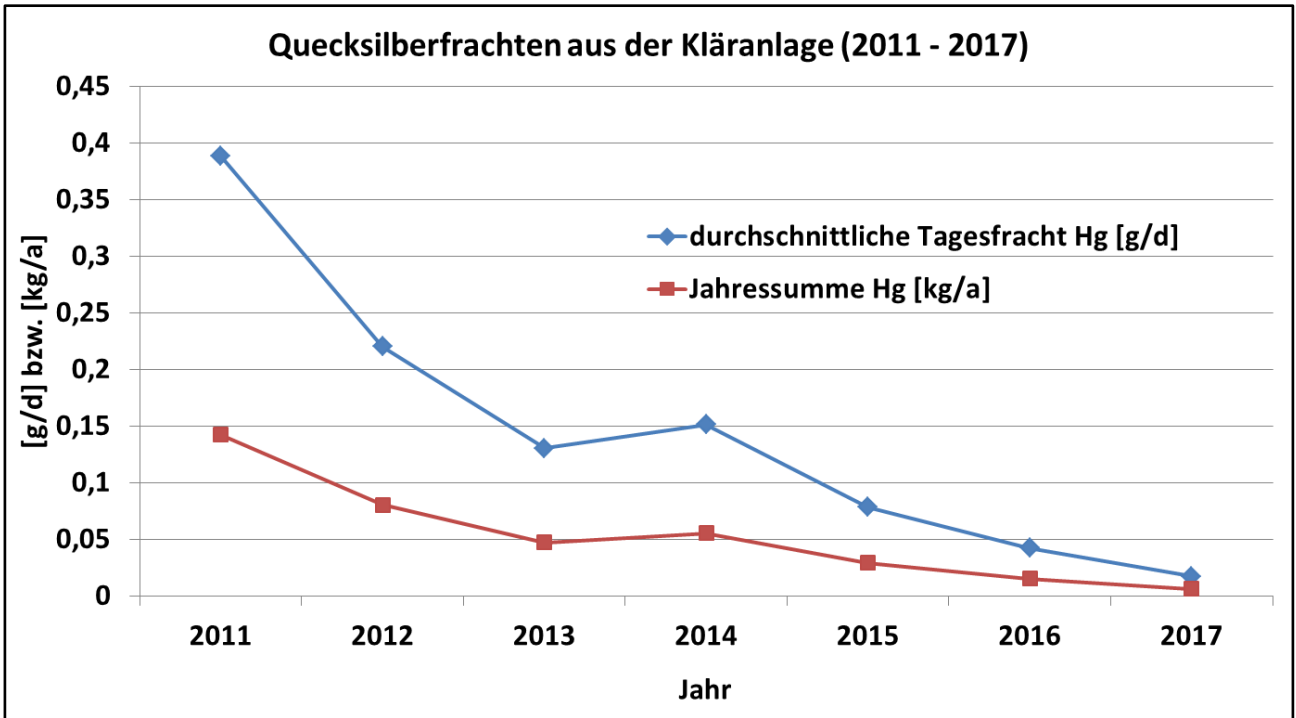


Abb. 34: Quecksilberfrachten aus der Kläranlage der Jahre 2011 bis 2017 (Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG)

Die erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) der Jahre 2016/2017 lagen allesamt unter der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l (und damit ebenfalls unter der ZHK-UQN von 0,07 µg/l) (siehe Anhang 1).

Die gemessenen Konzentrationen an Quecksilber in den Alz-Schwebstoffen und im Alz-Sediment unterhalb des CPG haben in der Zeitreihe 2011, 2016, 2018 stetig abgenommen.

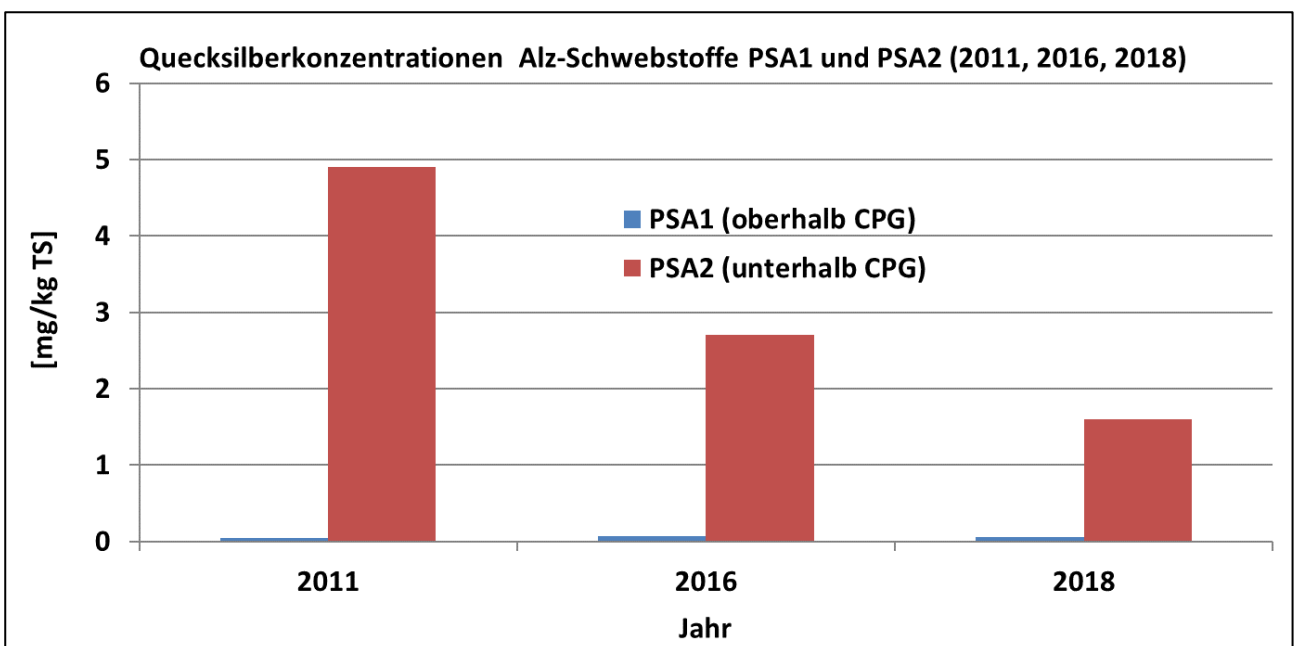


Abb. 35: Quecksilber – Konzentrationen Schwebstoffuntersuchung Alz 2011, 2016, 2018

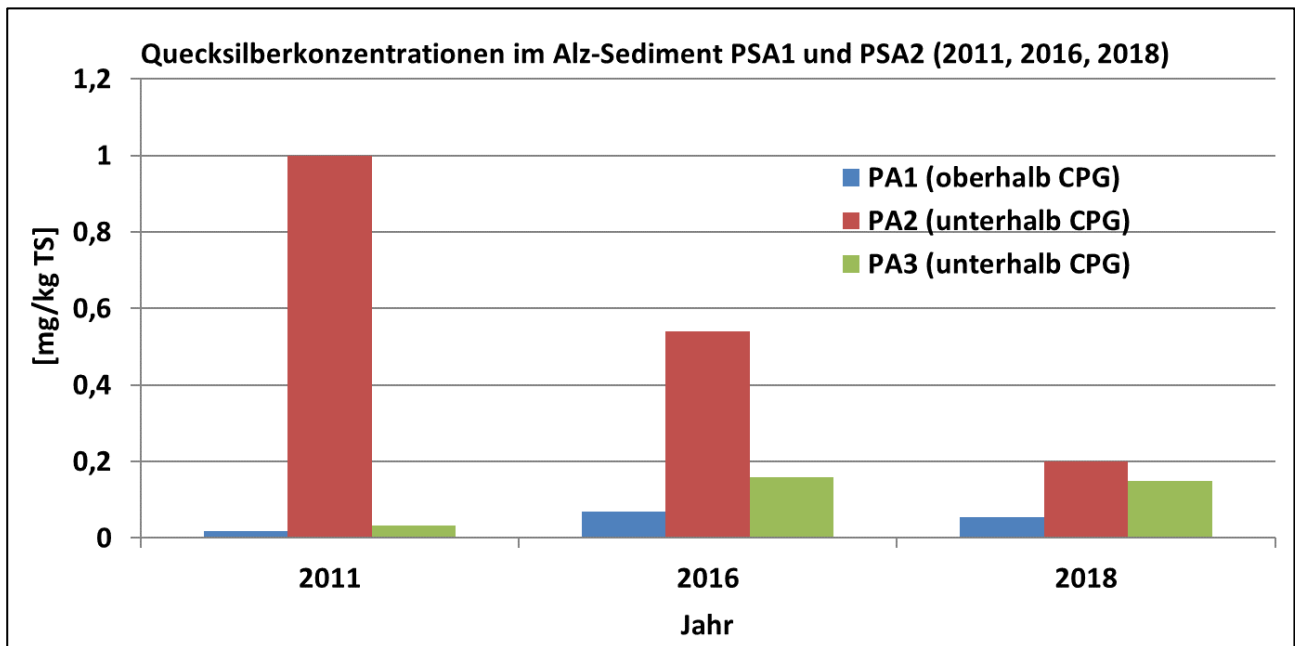
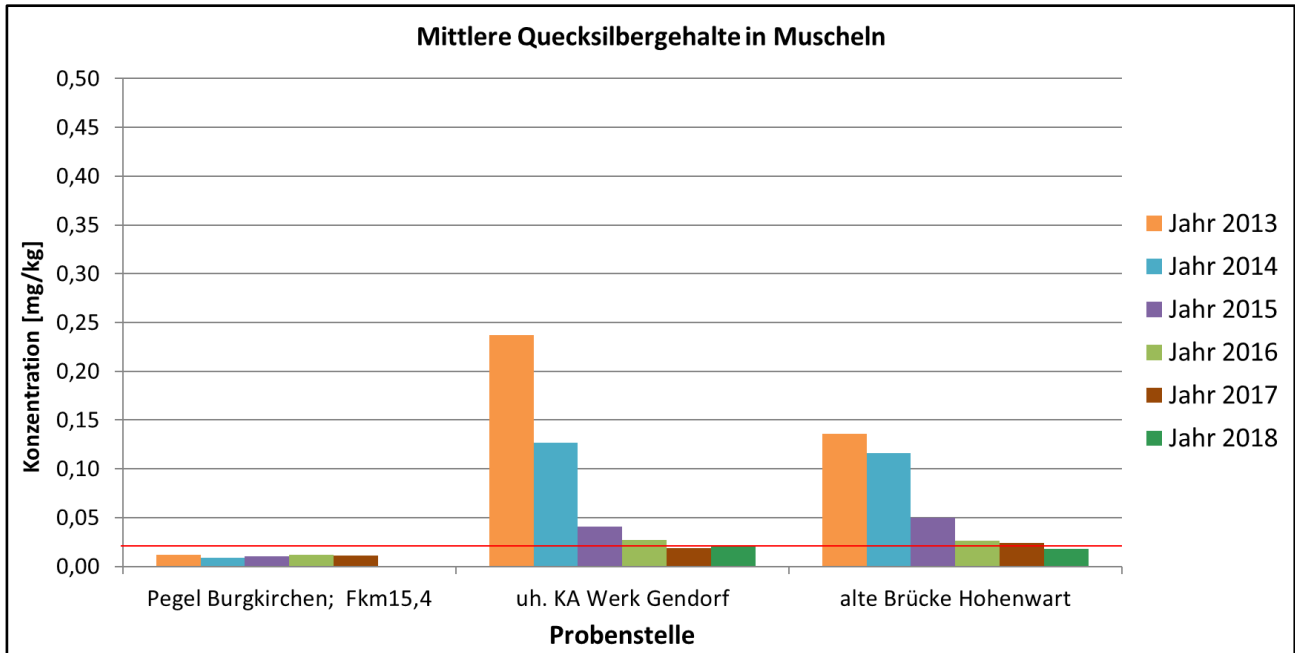


Abb. 36: Quecksilber – Konzentrationen Sedimentuntersuchung Alz 2011, 2016, 2018

Die Ergebnisse aus dem bayerischen Muschelmonitoring spiegeln ebenfalls die Reduktion der Quecksilbereinträge aus dem CPG wider. In den Untersuchungsjahren 2008–2011 wurden an den Probenstellen Emmerting (alte Brücke Hohenwart) und unterhalb Werk Gendorf in *Dreissena*<sup>23</sup> (Dreikantmuschel) noch die bayernweit höchsten Quecksilbergehalte gemessen (LFU BAYERN 2013). Als Belastungsquelle wurde der Chemiapark Gendorf identifiziert. Dort wurden bis Ende 2009 Chlor nach dem Amalgamverfahren hergestellt. Dieses Verfahren wurde Ende 2009 komplett auf das quecksilberfreie Membranverfahren umgestellt. Der Rückbau der zum Amalgamverfahren zugehörigen Anlagen wurde Ende 2011 abgeschlossen. Weitere Sanierungsmaßnahmen wurden erprobt, geplant und umgesetzt (siehe oben) (LFU BAYERN 2013).

In der Zeitreihe 2013 bis 2017 lässt sich eine stete Reduktion der erfassten Quecksilbergehalte in Muscheln unterhalb des Werkes Gendorf feststellen.

<sup>23</sup> Dreikantmuschel. Sie ist ursprünglich nicht in unseren Gewässern heimisch, eignet sich aufgrund ihrer mittlerweile weiten Verbreitung und ihrer festsitzenden Lebensweise als Monitoring-Organismus.



**Erläuterung:**

Rote Linie: Vergleichswert UQN Biota (für Fische) gemäß Anlage 8 OGewV von 0,02 mg/kg, bezieht sich nicht auf Weichtiere  
Je Jahr und Probestelle zwei Messwerte. Für 2018 liegen nur die Daten der Frühjahrsbeprobung vor.

Abb. 37: Mittlere Quecksilbergehalte in Muscheln 2013 – 2018 oberhalb und unterhalb CPG im Vergleich (Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der Daten des LfU Bayern (vgl. Anhang 3))

Da die Muscheln jeweils nach 6 Monaten ersetzt werden, dokumentieren die Ergebnisse zuverlässig den tatsächlichen Trend der aktuellen Hg-Belastungen in Biota. Bei Rückstandsuntersuchungen in Fischen lässt sich dieser tatsächliche Belastungsverlauf nicht abbilden. Die typischen Alzfische wie z.B. Barben und Aitel sind sehr langlebig (8-15 Jahre) und tragen die Rückstände aus der Vergangenheit längerfristig mit (Altbelastungen im Fischgewebe). Gleichermäßen können im Sediment befindliche Hg-Altbelastungen über die Nahrungskette auch dann noch erneut in den Fisch gelangen, wenn die tatsächliche Hg-Emission aus dem CPG gegen Null geht.

Hinsichtlich der nachgewiesenen Quecksilber-Konzentrationen in Fischen wurde die UQN bei den Rückstandsuntersuchungen 2016 sowohl oberhalb (PA1) als auch unterhalb (PA2) des CPG überschritten. Die erfasste Überschreitung der Quecksilbergehalte in den Fischen, die unterhalb des CPG gefangen wurden, war größer als die Überschreitung in den Fischen oberhalb des CPG (siehe Anhang 1 Tabelle 2.2).

Aus dem amtlichen Fisch-Schadstoffmonitoring (2011, 2012, 2016) existieren in der Alz ausschließlich Erhebungen unterhalb des CPG. In allen erfassten Individuen wurde die UQN für die Gehalte an Quecksilber überschritten (siehe Anhang 1 Tabelle 2.4). Wie oben dargelegt, wird im Untersuchungsmedium Fisch die tatsächliche deutliche Hg-Belastungsreduzierung am CPG-Standort aktuell nicht abgebildet bzw. von den genannten Hg-Altbelastungen (im Fisch und in den Sedimenten) überlagert. Mittel- bis langfristig ist jedoch auch von einem deutlichen Belastungsrückgang bei Hg in den Alzfischen auszugehen.



### 6.3.3 Nicht nach AbwV geregelte Stoffe

#### 6.3.3.1 Iodid

Die jährliche Fracht an Iodid, die über die ZARA in die Alz gelangt, umfasst nach Angaben der ISG ca. 2 t/a.

Die höchsten gemessenen Konzentrationen an Iodid 2016/2017 in der Alz lagen zwischen 6,5 µg/l (ALH) und 3,6 µg/l (ALO) (siehe Anhang 15).

#### 6.3.3.2 1,4-Dioxan

Bei den Routineproben des CPG (Mai 2017–Juli 2018) lagen die Beprobungsergebnisse für 1,4-Dioxan in der Alz oberhalb der Einleitung des CPG durchwegs unter der Bestimmungsgrenze (10 bzw. 5 µg/l). An der Probestelle ALH wurden Konzentrationen zwischen 35 µg/l und 253 µg/l gemessen. Die Werte an der Probestelle ALO lagen zwischen 26 µg/l und 198 µg/l. Von der ISG wurden auf Basis dieser Daten Tagesfrachten aus dem CPG zwischen 20 und 110 kg/d ermittelt (siehe Anhang 15).

Aus Messungen im Ablauf der Kläranlage ANK durch die ISG wurden Tagesfrachten aus dem CPG zwischen 15 und 198 kg/d errechnet.

Die Beprobungen des WWA Traunstein (August 2016–Januar 2018) ergaben Konzentrationen an 1,4-Dioxan in der Alz auf Höhe Hohenwart zwischen 1,9 µg/l und 290 µg/l. Die daraus ermittelten Frachten betragen zwischen 9,1 kg/d und 231 kg/d (siehe Anhang 15).

#### 6.3.3.3 Trifluoressigsäure (TFA)

Das WWA Traunstein hat in der Alz auf Höhe Hohenwart Konzentrationen an Trifluoressigsäure zwischen 18 und 33 µg/l gemessen (4 Proben 2017) (siehe Anhang 15).

Vom LfU Bayern erfolgte eine Messkampagne vom 18. bis 24.02.2018. Die in der Alz auf Höhe ALH gemessenen Konzentrationen lagen zwischen 5,5 und 20 µg/l. Aus den gemessenen Konzentrationen und den Abflüssen in der Alz wurden Tagesfrachten in der Alz zwischen 3,3 und 6,6 kg errechnet. Zugleich wurde die Konzentration von TFA im Ablauf der ANK gemessen und daraus die Tagesfrachten aus der ANK errechnet. Hierbei wurden Frachten zwischen 5,1 und 7,7 kg ermittelt (siehe Anhang 15).

#### 6.3.3.4 Perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C14 soweit möglich), PFOA-Ersatzstoff (DONA) und zugehöriges Umwandlungsprodukt (OPA)

##### PFOA-Ersatzstoff (DONA)

Mit Ende 2008 wurde bei der Firma Dyneon der zur Herstellung von Fluorpolymeren verwendete Emulgator APFO (Perfluorooctansäure-Ammoniumsalz) durch den Stoff ADONA (4,8-Dioxa-3H-perfluorononansäure-Ammoniumsalz) ersetzt. ADONA weist gemäß Angaben des LfU<sup>24</sup> Bayern nach bisherigen Kenntnissen deutlich günstigere (öko-)toxikologische Eigenschaften auf, ist allerdings auch insgesamt deutlich mobiler in der Umwelt.

Zudem wurden und werden durch weitere Investitionen und Verbesserungen bei der Produktion und bei der Rückgewinnung die Abwasseremissionen von ADONA laufend minimiert. Damit ist sichergestellt, dass trotz Produktionserweiterungen die ADONA-Frachten im abgeleiteten Abwasser seit Jahren auf konstant niedrigem Niveau verbleiben und die genehmigte Jahresabwasserfracht eingehalten wird. Auch wurde im Frühjahr 2010 durch eine vom LfU Bayern begleitete Optimierung der Abluftwäsche eine deutliche Reduzierung der ADONA-Emissionen in der Luft erreicht. Trotz umfangreicher Maßnahmen zur Rückhaltung und Rückgewinnung gelangen auch beim neuen Emulgator ADONA Restmengen ins Abwasser (LfU<sup>25</sup> Bayern) bzw. in die Alz.

Die mit DONA (4,8-Dioxa-3H-perfluorononansäure) belasteten Abwässer aus den Anlagen der Fa. Dyneon werden wie bisher über den Fabrikationsabwasserkanal zur Behandlung in die ZARA und von dort in die Alz eingeleitet. PFOA (Perfluorooctansäure) wird im CPG nicht mehr gehandhabt. Trotzdem sind weiterhin Spuren von PFOA im Abwasser enthalten. Dies hat insbesondere folgende Gründe:

- Behandlung von Sickerwasser aus den Deponien
- Entstehung von geringen Spuren an PFOA durch Nebenreaktionen

Die nachfolgende Zusammenstellung aus den Abwasserjahresberichten stellt die DONA- und PFOA-Werte im Kläranlagenablauf 2011–2017 zusammen. Die Summe der Konzentration an DONA+PFOA hat sich seit 2011 stetig von durchschnittlich 0,4 mg/l auf 0,2 mg/l im Jahr 2017 reduziert. Im Zeitraum 2011–2015 machte das PFOA in der Konzentration der Summe aus PFOA+DONA im Ablauf der ANK zwischen 3 % und 5 % aus; im Zeitraum 2016–2017 jeweils 1 %. Auch die ermittelten Jahresfrachten als Summe aus DONA+PFOA haben sich in diesem Zeitraum von 919 kg/a 2011 auf 526 kg/a 2017 reduziert. Die PFOA-Fracht betrug davon nach Angaben der ISG im Jahr 2015 ca. 20 kg/a; 2016 ca. 6 kg/a und 2017 ca. 4 kg/a. Im Jahr 2018 ist die Jahresfracht für „Summe aus PFOA+DONA“ gegenüber 2017 mit 592 kg leicht angestiegen.

<sup>24</sup> [https://www.lfu.bayern.de/analytik\\_stoffe/per\\_polyfluorierte\\_chemikalien/pfc\\_ersatzstoffe/index.htm](https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/per_polyfluorierte_chemikalien/pfc_ersatzstoffe/index.htm) zuletzt abgerufen am 23.10.2018

<sup>25</sup> [https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa\\_gendorf/adona/index.htm](https://www.lfu.bayern.de/altlasten/pfoa_gendorf/adona/index.htm) zuletzt abgerufen am 23.10.2018

Tab. 30: Auswertung DONA- und PFOA-Werte im Kläranlagenablauf 2011–2017 (Quelle: Abwasserjahresberichte 2011–2017)

	DONA	Wasserm.	PFOA	Summe	
				DONA+PFOA	PFOA+DONA
	mg/l	m <sup>3</sup> /d	mg/l	mg/l	kg/a bzw. kg/d
<b>Überwachungswert</b>				1,00	1400 kg/a
<b>Mittelwert 2017</b>	0,23	7115	0,001	0,23	1,44 kg/d
<b>Summe 2017 in kg</b>					<b>526</b>
<b>Mittelwert 2016</b>	0,250	7205	0,002	0,252	1,65
<b>Summe 2016 in kg</b>					<b>603</b>
<b>Mittelwert 2015</b>	0,28	7550	0,007	0,28	1,91
<b>Summe 2015 in kg</b>					<b>696</b>
<b>Mittelwert 2014</b>	0,246	6884	0,007	0,253	1,78
<b>Summe 2014 in kg</b>					<b>649</b>
<b>Mittelwert 2013</b>	0,27	7649	0,01	0,28	1,98
<b>Summe 2013 in kg</b>					<b>723</b>
<b>Mittelwert 2012</b>	0,310	7197	0,018	0,33	1,96
<b>Summe 2012 in kg</b>					<b>719</b>
<b>Mittelwert 2011</b>	0,41	6791	0,007	0,42	2,52
<b>Summe 2011 in kg</b>					<b>919</b>

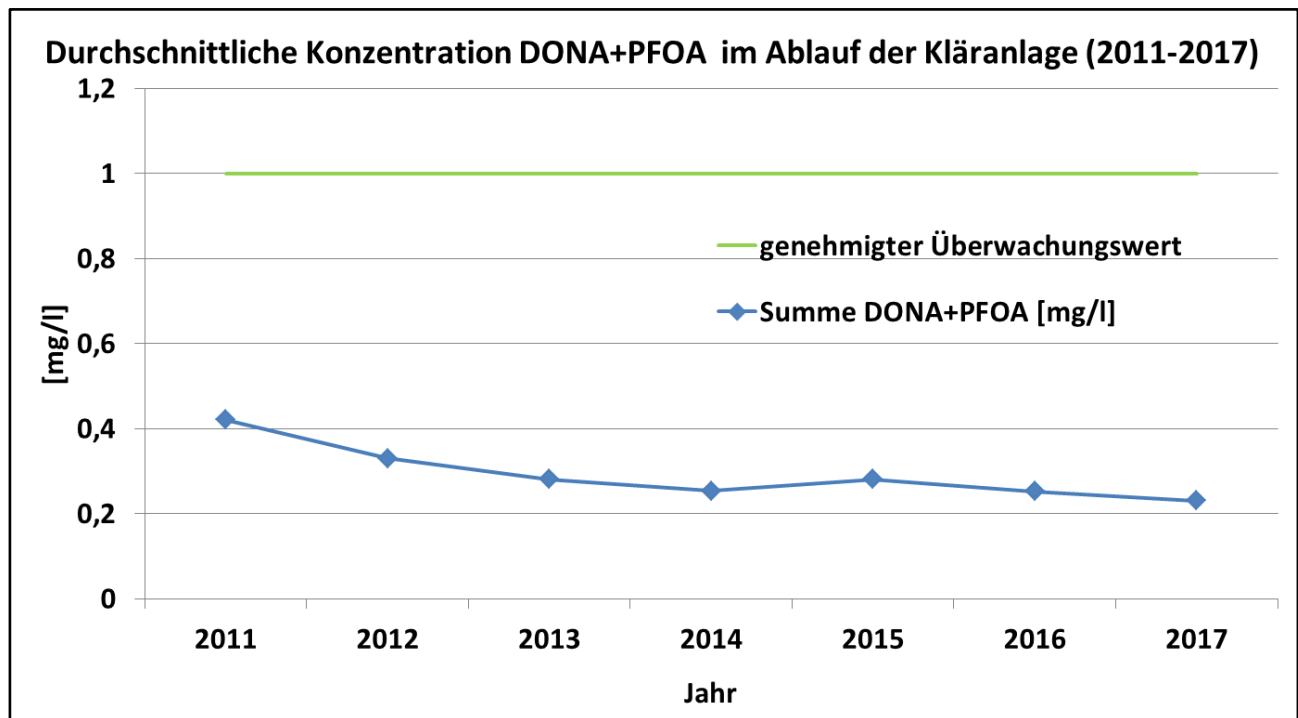


Abb. 38: Durchschnittliche Konzentration der Summe aus DONA+PFOA im Ablauf der Kläranlage in den Jahren 2011 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG)

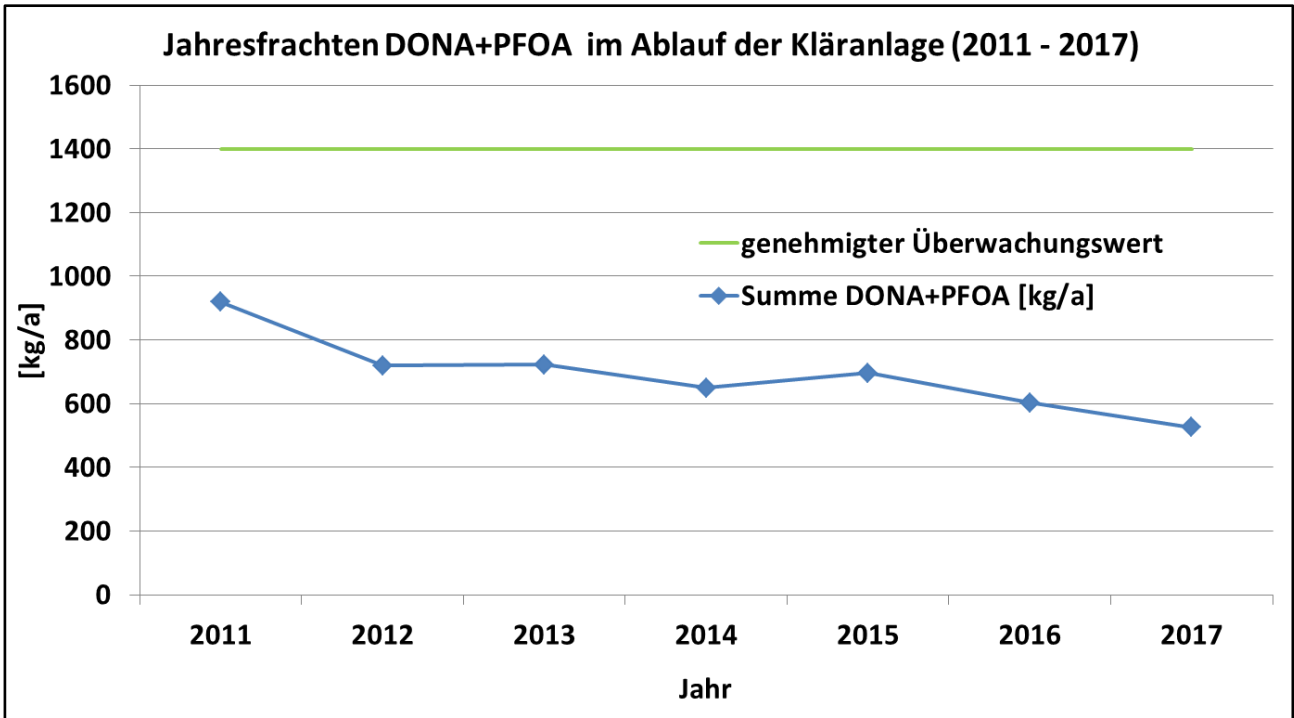


Abb. 39: Jahresfrachten der Summe aus DONA+PFOA im Ablauf der Kläranlage in den Jahren 2011 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2011–2017 des CPG)

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die durchschnittlichen sowie maximal gemessenen Konzentrationen an PFOA im Alzwasser an den Messstellen ALB (oberhalb CPG), ALH (unterhalb CPG) und ALO (kurz vor Mündung Inn) der Jahre 2014–2017 im Vergleich (siehe Anhang 15).

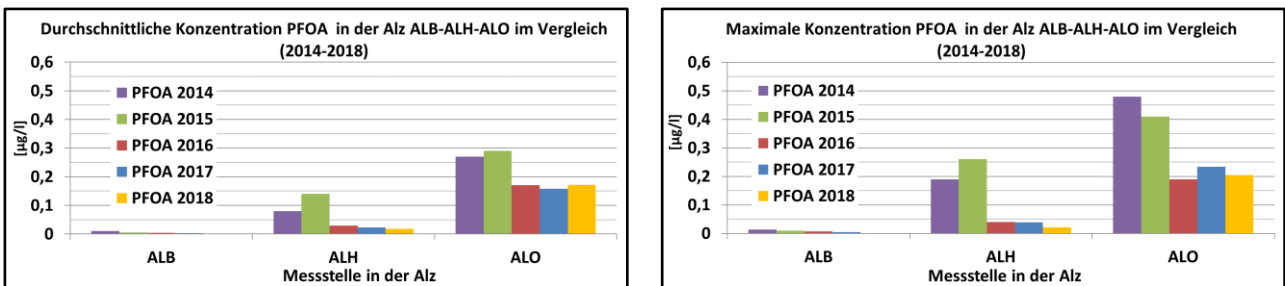


Abb. 40: Mittlere und maximale Konzentrationen an PFOA in der Alz der Jahre 2014 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten der ISG (siehe Anhang 15))

Es wird ersichtlich, dass

- die PFOA - Konzentrationen in der Alz zwischen 2014 und 2017 allgemein rückläufig waren,
- die PFOA - Konzentrationen an der Messstelle ALO generell höher sind als an der Messstelle ALH.

Die Messstelle ALO befindet sich unterhalb der Mündung des Brunnbaches in die Alz. Der grundwassergespeiste Brunnbach befrachtet die Alz mit PFOA, das wohl über den Pfad Luft (Emission

der Vergangenheit aus Schornsteinen, Abluftanlagen) – Boden (Atmosphärische Deposition) – Grundwasser (Verfrachtung aus dem Boden) aus dem CPG in das Gewässersystem eingetragen wurde. Nach Angaben der ISG wird etwa 75 % der PFOA-Belastung, die aus dem CPG in den Inn gelangt, über den Brunnbach eingetragen. Die gemessenen PFOA-Konzentrationen im Brunnbach lagen im Zeitraum 2007 bis 2015 zwischen 0,67 µg/l und 1,6 µg/l (ERM GMBH 2018) und damit wesentlich höher als in der Alz.

Die erfassten Konzentrationen an DONA in der Alz der Jahre 2014–2017 betragen im Mittel zwischen 3,7 µg/l (ALH 2015) und 1,4 µg/l (ALO 2017). Die Maxima beliefen sich auf 7,1 µg/l (ALH 2015) bzw. 5,4 µg/l (ALO 2015).

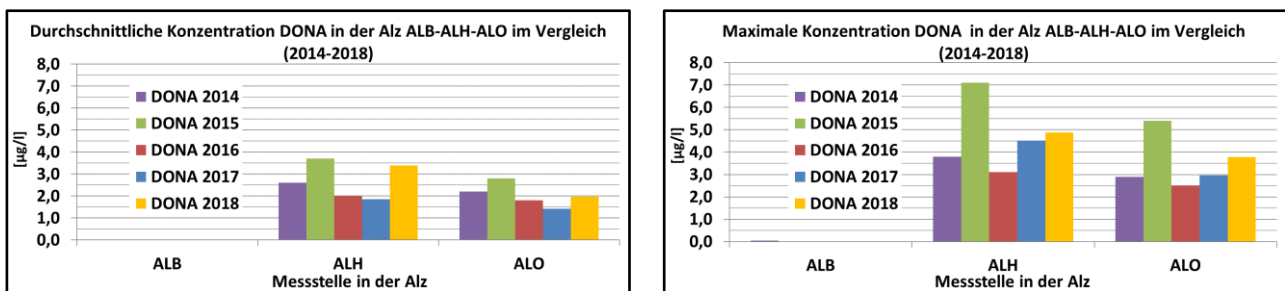


Abb. 41: Mittlere und maximale Konzentrationen an DONA in der Alz der Jahre 2014 bis 2017 (Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der Daten der ISG (siehe Anhang 15))

### **Perfluorierte Carbonsäure (Homologe C3 bis C14, soweit möglich) und OPA**

#### Hinweis zu den perfluorierten Carbonsäuren

Bei den perfluorierten Carbonsäuren kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse der Analytik bei den kurzkettigen C3 bis C8 (mittlerweile bis C10) verlässliche Ergebnisse liefern. Bei den langkettigen perfluorierten Carbonsäuren C11 bis C14 ist die Belastbarkeit der Analyseergebnisse zu hinterfragen, da bereits die Probenahme bzw. Probeaufbereitung sehr fehleranfällig ist (schlechte Wiederfindungsrate der hohen Homologen aufgrund der Adsorption am Probenahmegefäß). Aus diesem Grund werden nachfolgend nur mehr die Homologen C3 bis C10 aufgeführt.

### **Aus dem CPG eingeleitete Frachten und Konzentrationen in der Alz 2017–2018**

Die nachfolgend aufgeführte Tabelle zeigt die mittleren Tagesfrachten im Ablauf der ANK für die Jahre 2017/2018.

Tab. 31: Mittlere Tagesfrachten Homologe C3 bis C10 und OPA im Ablauf der ANK der Jahre 2017 bis 2018 (Quelle: ISG)

Mittlere Tagesfracht (g/d)	OPA <sup>26</sup>	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
Jahr 2017	0,540	0,850	0,112	0,333	0,074	0,013	0,009	0,002	0,002
Jahr 2018	0,417	0,736	0,090	0,242	0,059	0,012	0,008	0,003	0,003

<sup>26</sup> Oxa-Pentanoic-acid

Daraus errechnen sich folgende mittlere Jahresfrachten, die aus dem CPG in die Alz abgegeben werden:

Tab. 32: Jahresfrachten Homologe C3 bis C10 und OPA im Ablauf der ANK der Jahre 2017 bis 2018 (Quelle: Übermittelte Tagesfrachten der ISG auf das Jahr hochgerechnet durch Multiplikation mit 365)

Jahresfracht (kg/a)	OPA	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
Jahr 2017	197	310	41	122	27	5	3	1	1
Jahr 2018	152	269	33	88	22	4	3	1	1

Es wird ersichtlich, dass ohne Berücksichtigung der C2-Säure (TFA) die kurzkettigen C3 bis C6 in höheren Frachten abgegeben werden als die längerkettigen C7 bis C10. Die größten Mengen wurden an C3 emittiert, gefolgt von OPA, C5, C4 und C6.

Die in der Alz gemessenen Konzentrationen der verschiedenen perfluorierten Carbonsäuren können im Detail dem Anhang 15 entnommen werden.

An der Messstelle ALB (oberhalb Einleitung CPG) lagen alle gemessenen Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze. An der Messstelle ALH (unterhalb Einleitung CPG) wurden die höchsten Konzentrationen im Schnitt bei OPA gemessen, gefolgt von C5 und C3 sowie C4 und C6 – analog zu den Abgabemengen. Die Konzentrationen bewegten sich in Bereichen kleiner 2 µg/l. An der Messstelle ALO (oberhalb Mündung in Inn) waren die erfassten Konzentrationen im Allgemeinen geringer als an der Messstelle ALH. Bei PFOA nahmen die Konzentrationen zu (siehe oben Abb. 40). Bei den C6 und C7 waren vereinzelte Messwerte auf Höhe ALO ebenfalls höher als bei ALH.

Bei den perfluorierten Carbonsäuren, für die aquatische PNECs gemäß Angaben des LfU Bayern existieren, lagen die gemessenen Konzentrationen in der Alz jeweils um ein Vielfaches unter diesen Werten (siehe Anhang 15).

Längerkettige perfluorierte Carbonsäuren wie C8 (PFOS, PFOA), C9 (PFNA) und C10 (PFDA) wurden im Alzwasser nahezu nicht nachgewiesen (Mehrheit der Werte kleiner Bestimmungsgrenze).

### **Rückstandsanalytik 2016 Sediment**

In der Rückstandsanalytik 2016 wurden bei den Sedimenten mit Ausnahme von PFOS bei nahezu allen untersuchten perfluorierten Carbonsäuren sowie bei DONA ein Belastungsanstieg unterhalb der Einleitung des CPG im Vergleich zur Probestelle oberhalb festgestellt. An der Probenstelle PA3 (Alz kurz vor Mündung Inn) nahmen die Werte wieder ab.

Tab. 33: Perfluorierte Carbonsäuren und DONA-Konzentrationen [in µg/kg TS] im Sediment der Alz im Vergleich oberhalb/unterhalb Einleitung, Auszug aus dem Bericht Rückstandsanalytik 2016 (BNGF 2016)

Perfluorierte Carbonsäuren und DONA im Alz-Sediment in µg/kg TS	PA1 oberhalb Einleitung	PA2 unterhalb Einleitung	PA3 unterhalb Einleitung
Labor	Dyneon	Dyneon	Dyneon
Perfluorbutansäure (PFBA), C4	< 0,24	<b>1,63</b>	< 0,24
Perfluorpentansäure (PFPeA), C5	1,04	<b>2,13</b>	< 0,47
Perfluorhexansäure (PFHxA), C6	0,24	<b>3,14</b>	< 0,24
Perfluorheptansäure (PFHpA), C7	< 0,24	<b>1,41</b>	< 0,24
Perfluoroctansäure (PFOA), C8	0,26	<b>3,31</b>	0,78
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS), C8	< 0,24	0,35	< 0,24
Perfluorononansäure (PFNoA), C9	< 0,24	<b>1,34</b>	< 0,24
Perfluordecansäure (PFDeA), C10	< 0,24	<b>3,98</b>	0,57
DONA	< 2,40	<b>11,67</b>	3,20
<b>Summe, gerundet</b>	<b>&lt; 5,1</b>	<b>29,0</b>	<b>&lt; 6,2</b>

### Rückstandsanalytik 2016 Schwebstoffe

In der Rückstandsanalytik 2016 wurden bei den Schwebstoffen der deutlichste Belastungsanstieg unterhalb der Einleitung des CPG bei Perfluordecansäure (C10) festgestellt, sowie bei DONA, PFOA und Perfluorononansäure (C9). Bei PFOS waren die Messergebnisse unterhalb der Einleitung des CPG geringer als oberhalb.

Tab. 34: Perfluorierte Carbonsäuren und DONA-Konzentrationen [in µg/kg TS] in Schwebstoffen der Alz im Vergleich oberhalb/unterhalb Einleitung, Auszug aus dem Bericht Rückstandsanalytik 2016 (BNGF 2016).

Perfluorierte Carbonsäuren und DONA in Alz-Schwebstoffen in µg/kg TS	PSA1 oberhalb Einleitung	PSA2 unterhalb Einleitung
Labor	Dyneon	Dyneon
Perfluorbutansäure (PFBA), C4	2,83	3,00
Perfluorpentansäure (PFPeA), C5	< 0,51	0,75
Perfluorhexansäure (PFHxA), C6	1,11	2,14
Perfluorheptansäure (PFHpA), C7	< 0,25	0,49
Perfluoroctansäure (PFOA), C8	2,50	<b>5,48</b>
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS), C8	5,45	2,71
Perfluorononansäure (PFNA), C9	0,30	<b>2,51</b>
Perfluordecansäure (PFDA), C10	0,83	<b>18,2</b>
DONA	< 2,53	<b>17,1</b>
<b>Summe, gerundet</b>	<b>&lt; 16,3</b>	<b>52,3</b>

### Hinweis

Nachweisgrenzen 2 bzw. 3 µg/kg TS

### **Rückstandsanalytik 2016 Fische**

In der Rückstandsanalytik wurden Alz-Fische auf C4-C10 sowie DONA und PFOS untersucht (jeweils 10 Exemplare aus der Alz oberhalb und unterhalb der Einleitung des CPG). Mit Ausnahme von PFOS lagen die erfassten Konzentrationen bei den untersuchten Individuen oberhalb der Einleitung des CPG mehrheitlich unter der Bestimmungsgrenze. Vereinzelt wurden Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze bei C4, C5, C6, C9 und C10 gemessen. Diese lagen im Bereich zwischen 0,54 µg/kg und 1,6 µg/kg Fisch.

Die Konzentrationen an PFOS waren bei allen untersuchten Individuen oberhalb des CPG mit Werten zwischen 1,9 und 40 µg/kg vergleichsweise hoch. Unterhalb der Einleitung des CPG waren die erfassten PFOS Konzentrationen mit Werten zwischen 0,77 bis 26 µg/kg wesentlich geringer als in Fischen aus der Seitens CPG unbeeinflussten Alz.

Die deutlichsten Belastungszunahmen in Fischen unterhalb des CPG im Vergleich zu oberhalb wurde bei der Perfluordecansäure (PFDA, C10) festgestellt. Die erfassten Konzentrationen im Fischfleisch unterhalb des CPG lagen zwischen 2,5 und 121 µg/kg (siehe Anhang 16).

Bei C9, DONA sowie C4, C5 und C6 wurden unterhalb des CPG im Vergleich zu oberhalb bei mehr Individuen Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze erfasst. Die gemessenen Konzentrationen waren zudem im Vergleich zu oberhalb höher. Die Werte lagen im Bereich zwischen 0,51 µg/kg und 12 µg/kg und waren damit wesentlich geringer als die erfassten Konzentrationen an Perfluordecansäure (PFDA, C10).

### **Messergebnisse Alz – Daten LFU**

Bei den Untersuchungen des LfU (2014–2016) wurden die höchsten Konzentrationen im Alzwasser (Messstelle alte Brücke Hohenwart) bei Perfluorpentansäure (C5), gefolgt von Perfluorbutansäure (C4) gemessen. Die Messwerte lagen bei diesen beiden Stoffen jeweils unter dem aquatischen PNEC. Bei Perfluorhexansulfonsäure (C6) sowie Perfluorbutylsulfonsäure (C4) lagen alle Proben unter der Bestimmungsgrenze (siehe Anhang 15).

### **Untersuchung Sedimente 2018**

Bei der Untersuchung der Sedimente 2018 in der Alz lagen die Konzentrationen aller untersuchten perfluorierter Carbonsäuren unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze (1,0 bzw. 1,5 µg/kg) (siehe Anhang 7).

#### **6.3.3.5 Organozinnverbindungen**

##### **Allgemeine Hinweise zu den OZVs am Standort Gendorf:**

Aktuelle aktive Einleitungen von OZVs aus dem CPG in die Alz beschränken sich nach Angaben der ISG auf Octyl- und Methylzinnverbindungen. Diese OZV werden als Stabilisatoren in der Kunststoff-Folienproduktion eingesetzt. Die Octylzinnverbindungen werden teilweise durch Methylzinnverbindungen ersetzt. Folglich sind nach Angaben der ISG bei den Emissionen der Octylzinnverbindungen Rückgänge zu verzeichnen.



Aus der Vergangenheit ist die Herstellung bzw. Verwendung von Tetra- und Triphenylzinnverbindungen gesichert bekannt (Produktionszeit 1958 bis 2002) und von Mono-/Di-Butylzinnverbindungen vermutet (Produktionszeit vermutlich ab 1969, Ende unbekannt). Es können keine Aussagen zur Verwendung von OZV, insbesondere Butylzinnverbindungen in den Kriegsjahren und in der Nachkriegszeit getroffen werden. Nach aktuellem Kenntnisstand kann festgehalten werden, dass Tributylzinn (Stoff nach Anlage 8 OGewV) im Gegensatz zu Triphenylzinn (flussgebietspezifischer Schadstoff nach Anlage 6 OGewV) im CPG nicht aktiv verwendet wurde. Triphenylzinn wird seit vielen Jahren nicht mehr hergestellt und/oder eingesetzt.

Im Ablauf ANK der Kläranlage wurden bei der Messkampagne im Februar 2018 (jeweils eine Probenahme vom 14.02.-23.02. – insgesamt 10 Proben) die meisten Positivbefunde und die höchsten Konzentrationen bei folgenden OZV erfasst (siehe Anhang 2):

- Dimethylzinn (10 Positivbefunde, 2,1 µg/l im Mittel)
- Monomethylzinn (10 Positivbefunde, 0,15 µg/l im Mittel)
- Monoöctylzinn (10 Positivbefunde, 0,02 µg/l im Mittel)
- Diphenylzinn (6 Positivbefunde, 0,02 µg/l im Mittel)
- Monobutylzinn (6 Positivbefunde, 0,005 µg/l im Mittel)

Für folgende OZV lagen weniger als 6 Positivbefunde und mittlere Konzentrationen <0,005 µg/l vor:

- Dibutylzinn
- Dioctylzinn
- Monophenylzinn
- Triphenylzinn

Negativbefunde (alle Werte unter der Bestimmungsgrenze) im Ablauf der ANK während dieser Kampagne liegen für folgende OZVs vor:

- Tetraphenylzinn
- Tetrabutylzinn
- Tetraöctylzinn
- Tricyclohexylzinn
- Trioctylzinn
- Tributylzinn

Die Alz wird von der ISG auf OZVs untersucht. Es wird jeweils zu Jahresanfang, Jahresmitte und zum Jahresende eine Probe an den Probenahmestellen ALB, ALH und ALO entnommen. Die erfassten Konzentrationen bewegen sich im Nanogramm-Bereich (siehe Anhang 15).

Die Belastbarkeit der Analytik der OZV bei sehr niedrigen Konzentrationen ist allgemein zu hinterfragen. Die vorliegenden Analyseergebnisse sind deshalb mit großen Unsicherheiten behaftet. Diese Problematik wurde im Detail am 29.11.2016 mit den zuständigen Fachbehörden diskutiert.

Eine belastbare Ermittlung zu erwartender OZV-Frachten aus dem CPG in die Alz ist vor diesem Hintergrund kaum möglich. Deshalb wird die Thematik rein verbal-argumentativ bearbeitet.

### **Triphenylzinn (Stoff nach Anlage 6 OGewV)**

Triphenylzinnverbindungen wurden in der Vergangenheit von 1958 bis 2002 als Hydroxid/Acetat in der Produktion von Pflanzenschutzmitteln eingesetzt bzw. zur Herstellung verwendet. Das Gebäude, in dem die Herstellung stattgefunden hat, steht aktuell leer und wurde gereinigt. Die Anlage zur Herstellung von Triphenylzinnverbindungen wurde 2003/2004 zurückgebaut.

Eine aktive Einleitung von Triphenylzinn kann nach Angaben der ISG mit Sicherheit ausgeschlossen werden. Positivbefunde im Abwasser des CPG sind auf die Mobilisierung von Rückständen/Altlasten der ehemaligen Produktion aus dem Kanalsystem sowie eventuell aus dem Gebäude, in dem die Herstellung stattgefunden hat, zurückzuführen. Bei den Untersuchungen des Kläranlagenablaufs (ANK) auf Triphenylzinn sind im Februar 2018 Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze im Nanogramm-Bereich nachgewiesen worden (siehe Anhang 2).

Im KSA (Kühl- und Regenwasserkanal Süd) wurde Triphenylzinn bei den Proben der letzten Jahre (2014–2018) nicht mehr nachgewiesen (<BG 1 ng/l). Im KOB (Kühl- und Regenwasserkanal Ost) haben sich die gemessenen Triphenylzinneinkonzentrationen von 2014 bis 2018 verringert. Die Messwerte 2018 waren jedoch höher als 2012.

Die Konzentrationen von Triphenylzinn in untersuchten Muscheln in der Alz (Expositionsort Brücke Hohenwart bei Emmerting - Zeitraum 2008–2018) zeigen eine stark rückläufige Kurve an.

Tab. 35: Ergebnisse der auf Triphenylzinn untersuchten Muscheln Brücke Hohenwart bei Emmerting (Quelle: ISG – weitere Angaben siehe Anhang 17)

Probe- nahme	01.04. 2008	01.10. 2008	01.04. 2011	01.10. 2011	08.05. 2012	16.10. 2012	22.04. 2013	15.10. 2013	14.04. 2015	19.10. 2015	13.04. 2016	10.08. 2016	26.04. 2017	16.04. 2018
µg/kg	102	168	98	193	55	110	33,5	46,6	<5	8	1,8	2,2	6,3	4,8

Da die Muscheln jeweils nach 6 Monaten ersetzt werden, dokumentieren die Ergebnisse zuverlässig den tatsächlichen Trend der aktuellen Triphenylzinn-Belastungen in Biota. Im Fisch lässt sich dieser tatsächliche Belastungsverlauf nicht abbilden, da „Altbelastungen“ im Fischgewebe selbst bzw. Übergänge von „Altbelastungen“ aus dem Sediment in den Fisch diesen Verlauf überlagern.

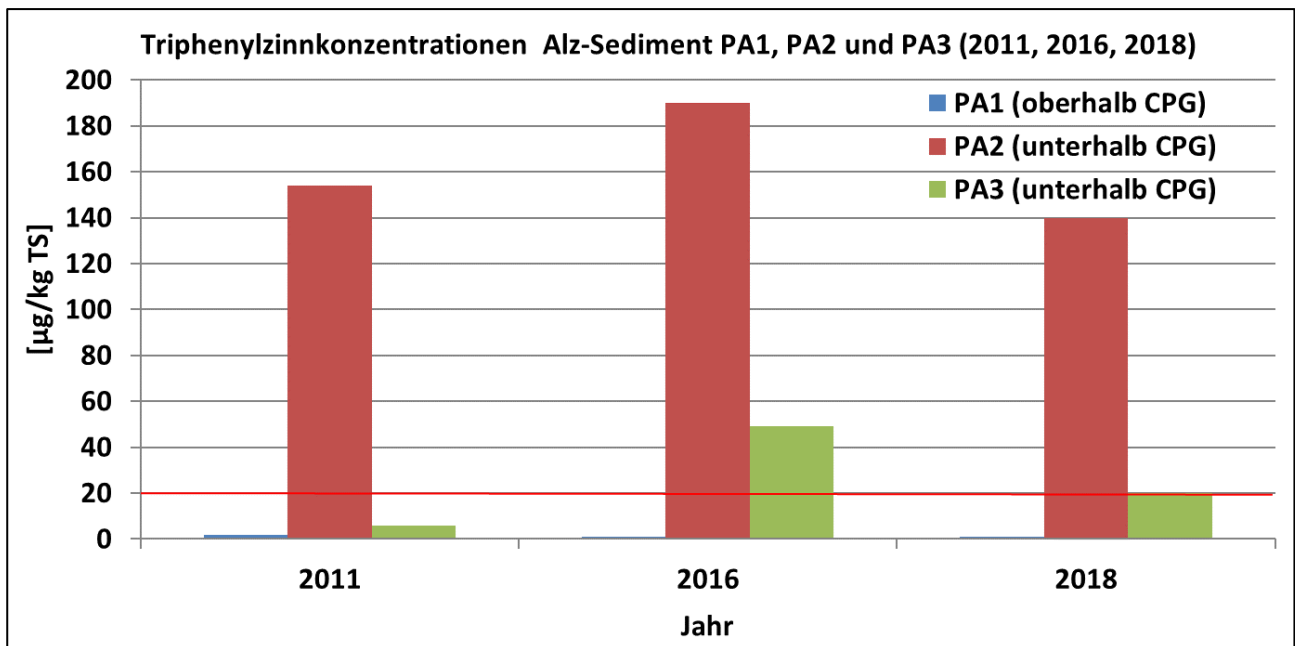
Die Entwicklung der Triphenylzinn-Belastung in Fischen in der Alz unterhalb der Einleitung des CPG zeigt im Zeitraum 2002–2016 ebenfalls eine allgemein abnehmende Tendenz an, wenngleich sich die Werte 2011 und 2016 im Vergleich zu 2006 wieder erhöht haben (siehe Anhang 16). Für solche Belastungsanstiege in Fischen in jüngerer Zeit dürften aber die im Alzsediment vorliegenden „Altbelastungen“ eine zentrale Rolle spielen. Insbesondere dann, wenn bei sehr starken Hochwassern wie

im Jahr 2013 die Sedimente bis in tiefere Schichten hinein umgelagert werden, können solche Altbelastungen wieder über die Nahrungskette in den Fisch gelangen, selbst wenn die Emissionen vom Standort CPG gänzlich beendet wären.

2016 und 2017 lagen die gemessenen Triphenylzinn-Konzentration im Alzwasser an der Messstelle ALH (Alz unterhalb CPG) über der UQN nach OGewV. An der Messstelle ALO (Alz kurz vor Mündung in den Inn) war 2016 jedoch keine Überschreitung der UQN mehr gegeben. Bei den Untersuchungen 2017 hingegen überschritten die Werte auch an der Messstelle ALO die UQN (siehe Anhang 1 Tab. 1.1).

Die erfassten Konzentrationen in Sediment und Schwebstoff überschritten bei den Untersuchungen 2016 ebenfalls die UQN nach OGewV von 20 µg/kg (siehe Anhang 1 Tab. 1.2 und 1.3).

Auch 2018 lagen die gemessenen Konzentrationen im untersuchten Alz-Sediment unterhalb des CPG über der UQN nach OGewV (siehe Anhang 7).



**Erläuterung**

Rote Linie: UQN gemäß Anlage 6 OGewV von 20 µg/kg für Schwebstoffe und Sediment

Abb. 42: Entwicklung der Triphenylzinnbelastungen (Altbelastungen) in den Alz-Sedimenten; Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der Daten der ISG (vgl. Anhang 1, Anhang 7 und Anhang 16)

Wenngleich die Belastbarkeit der Messwerte einzelner Proben hinterfragt werden kann, lässt sich für Triphenylzinn zusammenfassend Folgendes festhalten:

- (1) Triphenylzinn wird seit 2002 im CPG nicht mehr hergestellt bzw. verwendet und wird folglich nicht mehr aktiv in die Alz eingeleitet.
- (2) Triphenylzinn gelangt bei der Mobilisierung aus Rückständen/Altlasten nach wie vor im Nanogramm-Bereich aus dem CPG in die Alz. Es ist nicht prognostizierbar, wann genau welche exakten Frachten aus dem CPG aus Rückständen in die Alz gelangen.

- (3) Die Daten – v.a. die Belastung in Biota Fische und Muscheln – zeigen eine allgemein stark rückläufige Entwicklung ab 2002 bis 2016 bzw. 2018 auf (vgl. Anhang 16 und 17).
- (4) Unterhalb des CPG sind die Konzentrationen von Triphenylzinn in den untersuchten Medien allgemein höher als oberhalb. Die UQN für Schwebstoff, Sediment und Wasser werden überschritten. Hierbei sind im Alz-Sediment akkumulierte Einträge aus der Vergangenheit (Altbelastungen) bzw. deren Remobilisierung aus dem Sediment in die Wasserphase und über die Nahrungskette zu berücksichtigen.
- (5) Bei den Fischen sind, trotz allgemein stark rückläufiger Entwicklung, die Konzentrationen an Triphenylzinn unterhalb des CPG nach wie vor höher als oberhalb. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei den gegenwärtig noch erhöhten Konzentrationen um eine Aufkonzentration von Altbelastungen aus der Vergangenheit handelt.
- (6) Gemäß amtlicher Einstufung nach WRRL liegt für den FWK F586 keine UQN-Überschreitung vor hinsichtlich der flussgebietsspezifischen Schadstoffe, zu denen Triphenylzinn zählt (vgl. Kap. 2.2). Allerdings ist darauf zu verweisen, dass im amtlichen Monitoring im Untersuchungsprogramm der flussgebietsspezifischen Schadstoffe Triphenylzinn nicht untersucht worden ist (siehe Anhang 18).

### **Tributylzinn (Stoff nach Anlage 8 OGeWV)**

Nach aktuellem Kenntnisstand ist Tributylzinn im CPG in der Vergangenheit nicht aktiv verwendet worden. Allerdings können keine Aussagen zur Verwendung von Butylzinnverbindungen in den Kriegsjahren und in der Nachkriegszeit getroffen werden. In der Eigenüberwachung der Alz (ALB-ALH-ALO) lagen die Analyseergebnisse für Tributylzinn in den Jahren 2016/2017 allesamt unter der Bestimmungsgrenze von 1 ng/l (siehe Anhang 1 Tab. 2.1). In der Beprobung des Ablaufs der Kläranlage (ANK) im Februar 2018 lagen alle Werte für Tributylzinn unter der Bestimmungsgrenze von 1 bzw. 5 ng/l (siehe Anhang 2). Auch im KOB lagen alle Messwerte der vergangenen Jahre für Tributylzinn unter der Bestimmungsgrenze von 1 ng/l. Im KSA (Kühl- und Regenwasserkanal Süd) lag 2017 und 2018 ein Positivbefund mit 3 ng/l für Tributylzinn vor. Im Vergleich zu den Vorjahren haben sich die gemessenen Konzentrationen im KOB an Tributylzinn insgesamt reduziert.

Die Bestimmungsgrenzen für die Beprobungen in der Alz sowie im Ablauf der Kläranlage sind jeweils niedriger als die UQN nach Anlage 8 der OGeWV. Aus den Bestimmungsgrenzen der Proben im Ablauf der Kläranlage lässt sich jedoch rechnerisch der Rückschluss ziehen, dass die UQN in der Alz eingehalten wird:

Setzt man als Worst-Case-Ansatz einen Verdünnungsfaktor der Einleitungen aus der ZARA von rd.  $26^{27}$  in der Alz an, liegen die rechnerischen Mischkonzentrationen in der Alz bei Messergebnissen von  $<1$  bzw.  $5$  ng/l bei  $<0,04^{28}$  ng/l bzw.  $<0,2^{29}$  ng/l. Auf Basis dieser Überlegungen wird die in Anlage 8 der OGeWV genannte UQN als zulässige Höchstkonzentration bei Stoßbelastung von  $0,0015$  µg/l =  $1,5$  ng/l nicht überschritten. Das Berechnungsbeispiel zeigt zudem auf, dass eine fiktive Stoßbelastungssituation selbst noch unter der zulässigen Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) von  $0,0002$  µg/l =  $0,2$  ng/l liegt.

<sup>27</sup> Bei einer genehmigten Ablaufmenge von max.  $500$  m<sup>3</sup>/h aus der Kläranlage und einem MNQ am Pegel Burgkirchen von  $3,57$  m<sup>3</sup>/s =  $12.852$  m<sup>3</sup>/h ergibt sich eine rechnerische Verdünnungsstufe von rd.  $26$  (=  $12.852$  m<sup>3</sup>/h /  $500$  m<sup>3</sup>/h).

<sup>28</sup>  $1$  ng/l /  $26$  =  $0,04$  ng/l

<sup>29</sup>  $1$  ng/l /  $26$  =  $0,2$  ng/l

Eine Biota-UQN existiert für Tributylzinn nicht. In der Rückstandsanalytik 2016 war bei den untersuchten Fischen unterhalb der Einleitung des CPG ein Anstieg der mittleren Tributylzinn-Kontamination gegenüber den Kontrollbereichen festzustellen. Die erfassten Tributylzinnbelastungen lagen jedoch deutlich unter den Werten aus dem Jahr 2003 (siehe Anhang 15).

Für prioritäre Schadstoffe nach Anlage 8 OGewV existieren generell keine UQNs für Schwebstoffe und Sedimente. Generell wurde 2016 in Schwebstoffen und Sedimenten an den Probestellen unterhalb der Einleitung des CPG ein Belastungsanstieg mit Tributylzinn gegenüber den Probestellen oberhalb festgestellt (siehe Anhang 15). Diese Belastungsanstiege waren relativ gering. Im Jahr 2018 lagen die Tributylzinn-Konzentrationen im untersuchten Alz-Sediment an allen drei Probestellen unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg (siehe Anhang 7).

### **Weitere OZVs**

Nachfolgend werden die Ergebnisse unterschiedlicher Messkampagnen in unterschiedlichen Medien zusammenfassend dargestellt. Es wurde bereits darauf verwiesen, dass hinsichtlich der OZV in sehr geringen Mengen die Belastbarkeit der Analytik hinterfragt werden kann. Deshalb wird nicht auf einzelne Messwerte im Detail eingegangen, sondern die Beschreibungen zielen darauf ab, Tendenzen zu erfassen.

Wie bereits erläutert, beschränken sich aktive Einleitungen an OZV aus dem CPG auf Octyl- und Methylzinnverbindungen. Weitere OZV, die im Abwasser des CPG nachgewiesen werden, sind nach Angabe der ISG auf Mobilisierung aus Rückständen/Altlasten zurückzuführen.

### **Aktiv eingeleitete OZV – Octylzinn**

Hinsichtlich der aktiv eingeleiteten Octylzinnverbindungen zeigte sich bei der Rückstandsanalytik 2016 in Fischen keine Auffälligkeit. Die Analysewerte des untersuchten Gewebes (Filettranchen mit Haut) lagen bei allen untersuchten Fischen sowohl oberhalb als auch unterhalb der Einleitung unter der Bestimmungsgrenze (BG Mono-, Di- und Trioctylzinn < 1,0 µg/kg OS; BG Tetraoctylzinn 2,0 µg/kg OS) (BNGF 2016) (siehe Anhang 16).

Die Konzentrationen der auf OZVs untersuchten Muscheln (Expositionsort Alz auf Höhe Emmerting – Brücke Hohenwart) lagen bei Tri- und Tetraoctylzinn in allen Jahren unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Die gemessenen Konzentrationen bei Dioctylzinn zeigen eine stark rückläufige Tendenz mit zunehmender Anzahl an Proben unter der Bestimmungsgrenze seit 2015. Die Ergebnisse von Monoctylzinn schwanken sehr stark mit Werten unterhalb und oberhalb der Bestimmungsgrenze (siehe Anhang 17). Aus dem amtlichen Muschelmonitoring liegen nur Daten aus dem Jahr 2016 vor. Tri- und Tetraoctylzinn wurden nicht untersucht. Bei Mono- und Dioctylzinn waren die gemessenen Konzentrationen auf Höhe der alten Brücke Hohenwart jeweils größer als unmittelbar unterhalb des CPG. Messungen oberhalb des CPG liegen nicht vor (siehe Anhang 3).

Im Sediment sind unterhalb der Einleitung des CPG (PA2) in der Rückstandsanalytik 2016 deutliche Belastungsanstiege bei Mono- und Dioctylzinn erfasst worden, die weiter unterhalb (PA3) wieder stark zurückgingen. Bei Tri- und Tetraoctylzinn waren im Sediment unterhalb der Einleitung keine Anstiege zu verzeichnen. Analog verhalten sich die Beprobungsergebnisse der Schwebstoffe: Während die Werte bei Mono- und Dioctylzinn unterhalb der Einleitung deutlich höher waren als oberhalb,

waren bei Tri- und Tetraoctylzinn keine Anstiege erkennbar (siehe Anhang 16). Auch in der Untersuchung 2018 des Alz-Sediments waren Belastungsanstiege bei Mono- und Dioctylzinn zu erkennen, während die Beprobungsergebnisse bei Tri- und Tetraoctylzinn an allen Probestellen jeweils unter der Bestimmungsgrenze lagen (siehe Anhang 7).

Die nachfolgende Tabelle stellt die Messergebnisse für Octylzinnverbindungen im Alzwasser an den Probestellen für die Jahre 2016–2018 zusammen. Auf die Unsicherheit der Daten wurde hingewiesen. (Eine weitere Zusammenfassung der Messergebnisse zu OZVs im Alzwasser kann dem Anhang 15 entnommen werden.) Die gemessenen Tri- und Tetraoctylzinnkonzentrationen lagen 2017 und 2016 an allen Probestellen unter der Bestimmungsgrenze. Bei Dioctylzinn lagen 2017 alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze. Im Jahr 2016 wurden bei ALB und ALO Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze erfasst; nicht aber bei ALH. Die gemessenen Konzentrationen an Monoctylzinn waren 2016 und 2017 unterhalb der Einleitung des CPG teilweise höher als oberhalb.

Tab. 36: Gemessene Konzentrationen an Octylzinnverbindungen im Alzwasser (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten, die von der ISG zur Verfügung gestellt wurden)

Konzentration im Alzwasser in ng/l																
2016	Monoctylzinn			Dioctylzinn			Trioctylzinn			Tetraoctylzinn						
	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende				
<b>ALB</b>	<1,0	<1,0	<b>1,6</b>	<b>1,3</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<10			
<b>ALH</b>	1,8	<1,0	<b>2,0</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<10			
<b>ALO</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<b>1,5</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<10			
2017	Monoctylzinn			Dioctylzinn			Trioctylzinn			Tetraoctylzinn						
	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende	Jahres-anfang	Jahres-mitte	Jahres-ende				
<b>ALB</b>	<b>1,5</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<10	<10	<1,0				
<b>ALH</b>	<b>4,3</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<10	<10	<1,0				
<b>ALO</b>	<b>5,3</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<10	<10	<1,0				
2018	Monoctylzinn				Dioctylzinn				Trioctylzinn				Tetraoctylzinn			
	Februar	April	September	November	Februar	April	September	November	Februar	April	September	November	Februar	April	September	November
<b>ALB</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
<b>ALH</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
<b>ALO</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

### **Aktiv eingeleitete OZV – Methylzinn**

Methylzinnverbindungen sind in der Rückstandsanalytik bisher nicht untersucht worden. Messergebnisse für das Alzwasser liegen ausschließlich ab Herbst 2017 vor. (Eine weitere Zusammenfassung der Messergebnisse zu OZVs im Alzwasser kann dem Anhang 15 entnommen werden.) Positivbefunde liegen für Methylzinnverbindungen auch oberhalb der Einleitung des CPG vor. Ebenso sind 2018 Zunahmen der gemessenen Konzentrationen zwischen ALH und ALO verzeichnet. Auf die Unsicherheit der Daten wurde hingewiesen.

Tab. 37: Gemessene Konzentrationen an Methylzinnverbindungen im Alzwasser (Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Daten, die von der ISG zur Verfügung gestellt wurden)

		Konzentration im Alzwasser in ng/l						
2017	Monomethylzinn				Dimethylzinn			
	Jahresanfang	Jahresmitte	Jahresende	Jahresanfang	Jahresmitte	Jahresende		
ALB	n.u.	n.u.	<1,0	n.u.	n.u.		16	
ALH	n.u.	n.u.	<1,0	n.u.	n.u.		22	
ALO	n.u.	n.u.	<1,0	n.u.	n.u.		22	
2018	Monomethylzinn				Dimethylzinn			
	Februar	April	September	November	Februar	April	September	November
ALB	2,0	<1,0	<1,0	<1,0	8	<1,0	<1,0	<1,0
ALH	2,0	<1,0	<1,0	<1,0	19	<1,0	47	73
ALO	13	<1,0	<1,0	<1,0	28	2	37	180

Die Konzentrationen der auf OZVs untersuchten Muscheln (Expositionsort Alz auf Höhe Emmerting – Brücke Hohenwart) lagen bei Mono- und Dimethylzinn 2018 jeweils unter der Bestimmungsgrenze von 5 µg/kg (siehe Anhang 17).

#### **Weitere OZV, die durch Mobilisierung aus Rückständen/Altlasten in die Alz gelangen**

In der Rückstandsanalytik der Alz 2016 wurden in den Sedimenten deutliche Belastungsanstiege unterhalb der Einleitung des CPG gegenüber der Kontrollstelle oberhalb des CPG festgestellt bei Mono-, Di- und Tetraphenylzinn sowie Monobutylzinn. Bei Di- und Tetrabutylzinn sowie Tricyclohexylzinn lagen 2016 alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze.

In den Schwebstoffen zeichneten sich deutliche Belastungsanstiege ab unterhalb der Einleitung des CPG gegenüber der Kontrollstelle oberhalb des CPG bei Monobutylzinn und Tetraphenylzinn. Bei Tricyclohexylzinn lagen 2016 alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze (siehe Anhang 16).

Im Jahr 2018 wurden bei den Untersuchungen des Alz-Sedimentes Belastungsanstiege unterhalb des CPG (P2 und P3) gegenüber der Kontrollstelle oberhalb (P1) festgestellt bei Monobutylzinn, Monophenylzinn, Diphenylzinn sowie Tetraphenylzinn. Negativbefunde unterhalb des CPG wurden erneut festgestellt bei Tricyclohexylzinn sowie Di- und Tetrabutylzinn (siehe Anhang 7).

Bei den regelmäßigen Untersuchungen des Alzwassers (3 Messwerte je Jahr) lagen folgende OZVs an allen Beprobungsstellen unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze (siehe Anhang 15):

- Monophenylzinn
- Dibutylzinn
- Tricyclohexylzinn

In den auf OZV untersuchten Muscheln (Expositionsort Alz auf Höhe Emmerting) waren bei den folgend aufgeführten OZVs jeweils alle Messwerte unter der (zum Teil variierenden) Bestimmungsgrenze (siehe Anhang 17): Tetrabutylzinn, Monophenylzinn, Trioctylzinn, Tetraoctylzinn und Tricyclohexylzinn.

Hinsichtlich der Belastung in Fischen spielen die weiteren OZVs im Vergleich zu Triphenylzinn und Tributylzinn eine untergeordnete Rolle: Die Untersuchungen der Organozinnverbindungen aus den Jahren 2002, 2003, 2006 und 2011 hatten gezeigt, dass das Triphenylzinn (TPT) mit ca. 94-98 % jeweils den größten Anteil an der Summe der acht analysierten zinnorganischen Verbindungen in den Fischen aus der Alz und dem Inn hatte. Es folgte mit durchschnittlich 2–5 % Anteil das Tributylzinn (TBT). Die Kontaminationen mit den übrigen Organozinnverbindungen hatten im Bereich weniger Mikrogramm/kg (Di- und Tributylzinn, Mono-, Di- und Tetraphenylzinn) oder unterhalb der Nachweisgrenzen gelegen (sonstige Organozinnverbindungen) und fielen somit, im Vergleich zu den TPT- und TBT-Belastungen, kaum ins Gewicht (BNGF 2017b).

Im Jahr 2016 wurden insgesamt 13<sup>30</sup> verschiedene Organozinnverbindungen in Fischen untersucht. Im Vergleich zum Triphenylzinn und Tributylzinn waren die übrigen Organozinnverbindungen auch 2016 in Fischen in deutlich geringeren Konzentrationen enthalten (BNGF 2017b).

### 6.3.3.6 Emulgator der Firma Gore

Bei den Untersuchungen 2016 wurden Sediment und Schwebstoffe unterhalb des CPG (PA 2 bzw. PSA 2) auf den Emulgator der Firma Gore untersucht. Die Werte lagen jeweils unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/kg TS. Die Belastung von Fischen mit dem Emulgator der Firma Gore wurde ausschließlich in PA 2, Alz unterhalb der Einleitung des CPG, untersucht. Die Werte aller zehn Fischproben lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l Extrakt.

### 6.3.3.7 Chlorid

Die nachfolgende Tabelle fasst die Abgabefrachten und Abgabekonzentration an Chlorid im Ablauf der ZARA (ANK) der Jahre 2017 und 2016 zusammen:

Tab. 38: Chlorid-Frachten und Konzentrationen im Ablauf der ANK (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016)

	Jahresfracht	Maximale Tagesfracht	Mittlere Ablaufkonzentration ANK	Maximale Ablaufkonzentration ANK
Jahr 2017	6.415 t/a	22,0 t/d	2.471 mg/l	3.900 mg/l
Jahr 2016	6.190 t/a	29,0 t/d	2.391 mg/l	3.100 mg/l

Tab. 39 stellt die Chlorid-Frachten und Konzentrationen im Vorlauf den Frachten und Konzentrationen im Ablauf der Kühl- und Regenwasserkanäle gegenüber:

<sup>30</sup> 2016 wurden untersucht: **Butylzinnverbindungen** (Mono-, Di-, Tri-, Tetra-), **Phenylzinnverbindungen** (Mono-, Di-, Tri-, Tetra-), **Octylzinnverbindungen** (Mono-, Di-, Tri-, Tetra-) sowie **Tricyclohexylzinn**. Methylzinnverbindungen waren im Untersuchungsprogramm nicht enthalten.



Tab. 39: Chlorid-Frachten und Konzentrationen im Vorlauf (WVA, WVB) und Ablauf (KSA, KOB) (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016)

	Vorbelastung Alzwasser WVA		Vorbelastung Brunnenwasser WVB		KR-Kanal Süd (KSA)		KR-Kanal Ost (KOB)	
	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration
Jahr 2017	628 kg/d	11,3 mg/l	888 kg/d	15,1 mg/l	792 kg/d	15,0 mg/l	826 kg/d	23,0 mg/l
Jahr 2016	565 kg/d	11,2 mg/l	1.019 kg/d	15,2 mg/l	741 kg/d	12,7 mg/l	683 kg/d	16,5 mg/l

In der Alz waren die Chloridgehalte 2017–2015 unterhalb der Einleitung des CPG (ALH) im allgemeinen deutlich höher als oberhalb (ALB). Die Mittelwerte an der Messstelle ALB (oberhalb CPG) betragen im Mittel zwischen 13,4 und 21,2 mg/l. Die Mittelwerte unterhalb der Einleitung des CPG lagen im Mittel zwischen 33,8 und 47,6 mg/l (siehe Anhang 5).

### 6.3.3.8 Sulfat

Die nachfolgende Tabelle fasst die Abgabefrachten und Abgabekonzentration an Sulfat im Ablauf der ZARA (ANK) der Jahre 2017 und 2016 zusammen:

Tab. 40: Sulfat-Frachten und Konzentrationen im Ablauf der ANK (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016)

	Jahresfracht	Maximale Tagesfracht	Mittlere Ablaufkonzentration ANK	Maximale Ablaufkonzentration ANK
Jahr 2017	1.457 t/a	6,0 t/d	555 mg/l	810 mg/l
Jahr 2016	1.505 t/a	8,0 t/d	583 mg/l	860 mg/l

Tab. 41 stellt die Sulfat-Frachten und Konzentrationen im Vorlauf den Frachten und Konzentrationen im Ablauf der Kühl- und Regenwasserkanäle gegenüber:

Tab. 41: Sulfat-Frachten und Konzentrationen im Vorlauf (WVA, WVB) und Ablauf (KSA, KOB) (Quelle: eigene Zusammenstellung auf Basis der Abwasserjahresberichte 2017–2016)

	Vorbelastung Alzwasser WVA		Vorbelastung Brunnenwasser WVB		KR-Kanal Süd (KSA)		KR-Kanal Ost (KOB)	
	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Konzentration
Jahr 2017	1.025 kg/d	17,6 mg/l	955 kg/d	17,0 mg/l	934 kg/d	17,5 mg/l	1.819 kg/d	50,3 mg/l
Jahr 2016	935 kg/d	18,7 mg/l	1.194 kg/d	17,6 mg/l	1.002 kg/d	18,0 mg/l	2.362 kg/d	55,6 mg/l

In der Alz waren die Sulfatgehalte 2017–2015 unterhalb der Einleitung des CPG (ALH) im allgemeinen deutlich höher als oberhalb (ALB). Die Mittelwerte an der Messstelle ALB (oberhalb CPG) betragen im Mittel zwischen 17,8 und 18,3 mg/l. Die Mittelwerte unterhalb der Einleitung des CPG lagen im Mittel zwischen 24,3 und 27,6 mg/l (siehe Anhang 5).

### 6.3.3.9 Bromid

Aus dem Ablauf der ZARA gelangen jährliche Frachten von ca. 10 t Bromid in die Alz. Die gemessene Bromidkonzentration im Ablauf der ZARA liegt nach Angaben der ISG bei ca. 2–7 mg/l.

In der Alz waren nahezu alle erfassten Messwerte unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l, sowohl oberhalb als auch unterhalb des CPG (siehe Anhang 15).

### 6.3.3.10 Polyfluor-Telomeralkohole (FTOH) und Polyfluor-Telomer(Meth-)acrylate (FTMA)

Bei Sedimentuntersuchung 2018 wurde dieses auf FTOH untersucht. Alle Werte lagen unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg (siehe Anhang 7).

## 6.3.4 Stoffe, die nicht signifikant eingeleitet werden

### 6.3.4.1 Arsen

Gemäß Abwasserjahresberichte wird Arsen aus dem CPG nicht in nennenswerten Frachten abgegeben. Im KOB und KSA lagen die Arsenkonzentrationen 2011–2017 jeweils unter der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l (siehe Anhang 4).

Arsen wurde bei Zusatzuntersuchungen im Ablauf der Kläranlage im Jahr 2019 allerdings im Spurenbereich nachgewiesen (siehe Anhang 2).

In der Rückstandsanalytik 2016 wurde in den Sedimenten unterhalb der Einleitung ein Belastungsanstieg gegenüber oberhalb der Einleitung festgestellt (siehe Anhang 1 Tab. 1.2 und Tab. 1.3). Allerdings lagen die erfassten Konzentrationen mit Werten zwischen 2,9 und 3,7 mg/kg um ein Vielfaches unter der UQN gemäß Anlage 6 OGewV von 40 mg/kg.

Bei den Fischen wurden im Zuge der Rückstandsanalytik 2016 unterhalb der Einleitung des CPG in zwei Proben Arsenkonzentrationen knapp über der Bestimmungsgrenze festgestellt, oberhalb CPG wies eine Probe Arsenkonzentrationen über der Bestimmungsgrenze auf.

Im Muschel-Monitoring 2013–2017 waren die erfassten Konzentrationen unterhalb der Einleitung durchwegs geringer als oberhalb (siehe Anhang 3).

Im Alzwasser lagen die Messwerte für Arsen 2016 und 2017 allesamt unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l. Ab Sommer 2018 erfolgten monatliche Beprobungen in der Alz durch die ISG mit einer niedrigeren Bestimmungsgrenze. Die gemessenen Konzentrationen oberhalb der Einleitung des CPG (ALB ø: 0,38 µg/l; Max: 0,41 µg/l) waren vergleichbar zu den gemessenen Konzentrationen unterhalb (ALH ø: 0,41 µg/l; Max: 0,43 µg/l; ALO ø: 0,38 µg/l; Max: 0,42 µg/l).

Die im Januar und Februar 2019 gemessenen Konzentrationen im Ablauf der ZARA (ANK), also im Abwasser, von 0,42 und 0,34 µg/l sind bereits geringer als die Hälfte der in der Fachwelt diskutierten UQNs (vgl. Kap. 4.2.3.1).

Gemäß Abstimmungstermin mit den Behörden vom 18.09.2017 handelt es sich bei Arsen damit nicht um eine „signifikante Einleitung“. Eine weitere Betrachtung ist nicht erforderlich.

#### 6.3.4.2 Silber

Von Oktober bis Dezember 2018 wurden im Ablauf der Kläranlage (ANK) insgesamt neun Proben auf Silber untersucht. Acht der Proben lagen unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l; in der Probe vom 21.11.2018 wurde eine Konzentration an Silber von 0,17 µg/l gemessen (siehe Anhang 2). Damit ist Silber zeitweise im Ablauf der Kläranlage im Spurenbereich enthalten. Die am 21.11.2018 gemessene Konzentration im Ablauf der ANK, also im Abwasser, von 0,17 µg/l liegt über der JD-UQN nach OGewV für das Alzwasser von 0,02 µg/l.

Allerdings kann auch unter Worst-Case-Annahmen gesichert der Rückschluss getroffen werden, dass die maximal zu erwartenden Mischkonzentrationen an Silber in der Alz unter der JD-UQN liegen: Als Worst-Case-Ansatz kann ein Verdünnungsfaktor der Einleitungen aus der ANK von rd. 26 in der Alz angesetzt werden. (Bei einer genehmigten Ablaufmenge von max. 500 m<sup>3</sup>/h aus der Kläranlage und einem MNQ am Pegel Burgkirchen von 3,57 m<sup>3</sup>/s = 12.852 m<sup>3</sup>/h ergibt sich eine rechnerische Verdünnungsstufe von rd. 26 = 12.852 m<sup>3</sup>/h / 500 m<sup>3</sup>/h). Daraus errechnet sich als theoretische Stoßbelastungssituation bei vollständigem Ausschöpfen der Ablaufmenge aus der ANK mit einer angesetzten Silberkonzentration von 0,17 µg/l bei einem MNQ-Abfluss eine Mischkonzentration in der Alz von 0,007 µg/l. Somit liegt auch die theoretische, kurzzeitig eintretende Stoßbelastung unter der Jahresdurchschnitts-UQN von 0,02 µg/l.

Die rechnerische Konzentration von Silber nach Vermischung in der Alz unter Worst-Case-Bedingungen ist geringer als die Hälfte der JD-UQN. Gemäß Abstimmungstermin mit den Behörden vom 18.09.2017 handelt es sich bei Silber damit nicht um eine „signifikante Einleitung“. Eine weitere Betrachtung ist nicht erforderlich.

#### 6.3.4.3 Dichlormethan

Dichlormethan wurde bei zwei der insgesamt vier zusätzlichen Untersuchungskampagnen im Ablauf der Kläranlage (ANK) mit Werten zwischen 6,4 und 11 µg/l nachgewiesen (siehe Anhang 2). Damit ist Dichlormethan zeitweise im Ablauf der Kläranlage im Spurenbereich enthalten. Die im Ablauf der Kläranlage (ANK) erfassten Konzentrationen an Dichlormethan im Abwasser sind mit Werten zwischen 6,4 und 11 µg/l bereits geringer als die JD-UQN für das Alzwasser von 20 µg/l.

Bei einer Verdünnungsstufe in der Alz von rd. 26<sup>31</sup> errechnen sich daraus Konzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Bedingungen zwischen 0,2 und 0,4 µg/l. Die rechnerische Konzentration von Dichlormethan nach Vermischung in der Alz unter Worst-Case-Bedingungen ist zusammenfassend geringer als die Hälfte der JD-UQN. Gemäß Abstimmungstermin mit den Behörden vom 18.09.2017 handelt es sich bei Dichlormethan damit nicht um eine „signifikante Einleitung“. Eine weitere Betrachtung ist nicht erforderlich.

---

<sup>31</sup> Bei einer genehmigten Ablaufmenge von max. 500 m<sup>3</sup>/h aus der Kläranlage und einem MNQ am Pegel Burgkirchen von 3,57 m<sup>3</sup>/s = 12.852 m<sup>3</sup>/h ergibt sich eine rechnerische Verdünnungsstufe von rd. 26 = 12.852 m<sup>3</sup>/h / 500 m<sup>3</sup>/h.

#### 6.3.4.4 Trichlormethan

Trichlormethan wurde bei zwei der insgesamt vier zusätzlichen Untersuchungskampagnen im Ablauf der Kläranlage (ANK) mit Werten zwischen 1,4 und 18 µg/l nachgewiesen (siehe Anhang 2). Damit ist Trichlormethan zeitweise im Ablauf der Kläranlage im Spurenbereich enthalten. Die im Ablauf der Kläranlage (ANK) erfassten Konzentrationen an Trichlormethan liegen mit Werten zwischen 1,3 und 18 µg/l zum Teil über der JD-UQN für das Alzwasser von 2,5 µg/l.

Bei einer Verdünnungsstufe in der Alz von rd. 26<sup>32</sup> errechnen sich daraus Konzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Bedingungen zwischen 0,1 und 0,7 µg/l. Die rechnerische Konzentration von Trichlormethan nach Vermischung in der Alz unter Worst-Case-Bedingungen ist zusammenfassend geringer als die Hälfte der JD-UQN. Gemäß Abstimmungstermin mit den Behörden vom 18.09.2017 handelt es sich bei Dichlormethan damit nicht um eine „signifikante Einleitung“. Eine weitere Betrachtung ist nicht erforderlich.

#### 6.3.4.5 Trichlorbenzol

1,2,4-Trichlorbenzol wurde bei einem der insgesamt vier zusätzlichen Untersuchungskampagnen im Ablauf der Kläranlage ANK mit Werten zwischen 0,02 und 0,03 µg/l nachgewiesen (siehe Anhang 2). Damit ist 1,2,4-Trichlorbenzol zeitweise im Ablauf der Kläranlage im Spurenbereich enthalten. Die gemessenen Konzentrationen sind bereits im Ablauf der Kläranlage geringer als die Hälfte der JD-UQN mit 0,4 µg/l. Gemäß Abstimmungstermin mit den Behörden vom 18.09.2017 handelt es sich bei Trichlorbenzol damit nicht um eine „signifikante Einleitung“. Eine weitere Betrachtung ist nicht erforderlich.

#### 6.3.4.6 Pentachlorbenzol

Pentachlorbenzol wurde bei einem der insgesamt vier zusätzlichen Untersuchungskampagnen im Ablauf der Kläranlage (ANK) mit Werten von 0,02 µg/l nachgewiesen (siehe Anhang 2). Damit ist Pentachlorbenzol zeitweise im Ablauf der Kläranlage im Spurenbereich enthalten. Die im Ablauf der ANK gemessene Konzentration von 0,02 µg/l im Abwasser liegt über der JD-UQN nach OGewV von 0,007 µg/l für das Alzwasser.

Allerdings kann auch unter Worst-Case-Annahmen gesichert der Rückschluss getroffen werden, dass die maximal zu erwartenden Mischkonzentrationen an Pentachlorbenzol in der Alz unter der JD-UQN liegen. Als Worst-Case-Ansatz kann ein Verdünnungsfaktor der Einleitungen aus der ANK von rd. 26<sup>33</sup> in der Alz angesetzt werden. Daraus errechnet sich als theoretische Stoßbelastungssituation bei vollständigem Ausschöpfen der Ablaufmenge aus der ZARA mit einer angesetzten Konzentration an Pentachlorbenzol von 0,02 µg/l bei einem MNQ-Abfluss eine Mischkonzentration in der Alz von 0,001 µg/l. Somit liegt auch die theoretische, kurzzeitig eintretende Stoßbelastung unter der Jahresdurchschnitts-UQN von 0,007 µg/l.

<sup>32</sup> Bei einer genehmigten Ablaufmenge von max. 500 m<sup>3</sup>/h aus der Kläranlage und einem MNQ am Pegel Burgkirchen von 3,57 m<sup>3</sup>/s = 12.852 m<sup>3</sup>/h ergibt sich eine rechnerische Verdünnungsstufe von rd. 26 = 12.852 m<sup>3</sup>/h / 500 m<sup>3</sup>/h.

<sup>33</sup> Bei einer genehmigten Ablaufmenge von max. 500 m<sup>3</sup>/h aus der Kläranlage und einem MNQ am Pegel Burgkirchen von 3,57 m<sup>3</sup>/s = 12.852 m<sup>3</sup>/h ergibt sich eine rechnerische Verdünnungsstufe von rd. 26 = 12.852 m<sup>3</sup>/h / 500 m<sup>3</sup>/h

Die rechnerische Konzentration von Pentachlorbenzol nach Vermischung in der Alz unter Worst-Case-Bedingungen ist geringer als die Hälfte der JD-UQN. Gemäß Abstimmungstermin mit den Behörden vom 18.09.2017 handelt es sich bei Pentachlorbenzol damit nicht um eine „signifikante Einleitung“. Eine weitere Betrachtung ist nicht erforderlich.

#### **6.3.4.7 Tetrachlorbenzol**

Tetrachlorbenzol wurde bei einem der insgesamt vier zusätzlichen Untersuchungskampagnen im Ablauf der Kläranlage ANK mit Werten von 0,06 µg/l (1,2,3,4-Tetrachlorbenzol) sowie 0,01 µg/l (1,2,3,5-Tetrachlorbenzol und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol) nachgewiesen (siehe Anhang 2). Damit ist Tetrachlorbenzol zeitweise im Ablauf der Kläranlage im Spurenbereich enthalten. Die im Ablauf der ANK gemessenen Konzentrationen von 0,06 bzw. 0,01 µg/l im Abwasser ist bereits geringer als die Hälfte der ehemaligen JD-UQN (OGewV Stand 2011) für 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol von 1 µg/l im Oberflächenwasser. Auch liegen die gemessenen Konzentrationen unter den von der LAWA im Jahr 2006 definierten Umweltqualitätszielen von 0,2 µg/l (1,2,3,4 Tetrachlorbenzol) bzw. 0,34 µg/l (1,2,3,4 Tetrachlorbenzol) (vgl. Kap. 4.2.3.7).

Aus diesem Grund werden 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol, 1,2,3,4-Tetrachlorbenzol sowie 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol als nicht signifikante Einleitung im Sinne des Abstimmungstermins vom 18.09.2017 abgeschichtet.

### **6.3.5 Stoffe, die in der Vergangenheit eingeleitet wurden mit UQN Überschreitung**

#### **6.3.5.1 Triphenylzinn**

Die Ausführungen zu Triphenylzinn finden sich im Kapitel 6.3.3.5 – Organozinnverbindungen.

## **6.4 Ökologische Durchgängigkeit der Alz**

### **6.4.1.1 Passierbarkeit der Querbauwerke**

Im Flusswasserkörper F586 wurden 2009 (lt. dem Erläuterungsbericht „Umsetzungskonzept Hydro-morphologie „Untere Alz“ des Wasserwirtschaftsamt Traunstein) vier Querbauwerke als nicht fischbiologisch durchgängig identifiziert (Abb. 43). Es handelt sich hierbei um das Wehr bei Burgkirchen (F-km 15,05), dem Hirtener Wehr (F-km 21,25), der Walder Sohlschwelle (F-km 27,3) und dem Bruck(mühl)er Düker (F-km 29,5). Das Priorisierungskonzept fischbiologische Durchgängigkeit in Bayern weist die Alz als fischfaunistisches Vorranggewässer aus, d.h. Querbauwerke sollen mit sehr hoher und hoher Priorität durchgängig gemacht werden.

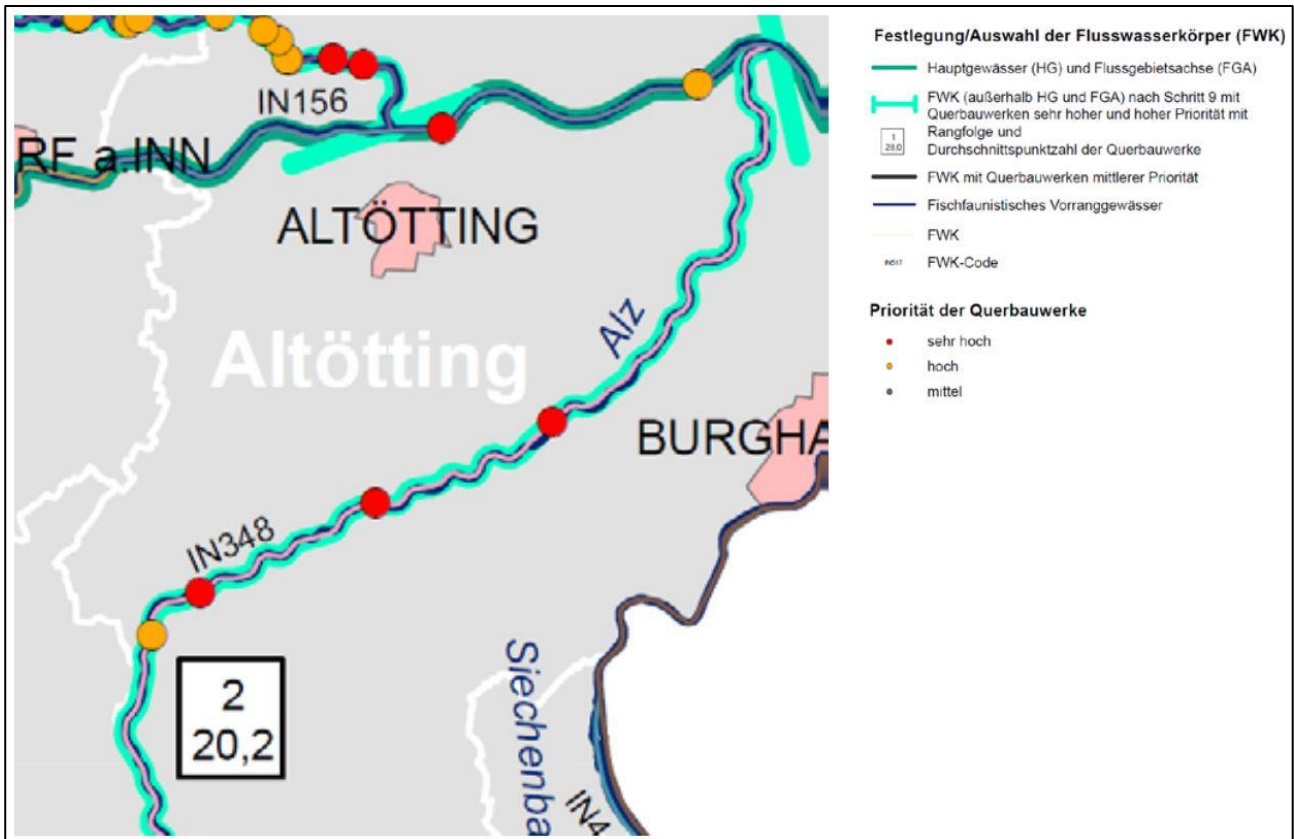


Abb. 43: Im FWK F586 Alz gelegene Querbauwerke: Burgkirchner Wehr, Hirtener Wehr, Walder Sohlschwelle, Bruck(mühl)er Düker<sup>34</sup>

Im Vorhabensbereich liegen zwei der vier Querbauwerke: das Burgkirchner Wehr und das Hirtener Wehr. Das Burgkirchner Wehr wurde bereits 2015 in eine fischpassierbare Sohlgleite (Fischaufstiegsanlage) umgebaut, die biologische Durchgängigkeit wurde damit an dieser Stelle vollumfänglich hergestellt. Dieser Wehrrumbau in eine fischgängige Sohlgleite war eine Maßnahme, die seitens des CPG bzw. der ISG als Sanierungsmaßnahme im Zusammenhang mit dem Chemieunfall im Werk Gendorf geleistet wurde. CPG/ISG hat damit eine maßgebliche Maßnahme (Maßnahmentyp 69-2) nach dem Maßnahmenprogramm zur Umsetzung der WRRL im laufenden Bewirtschaftungszeitpunkt umgesetzt. Das flussaufwärts nachfolgende Hirtener Wehr ist bislang nicht durchgängig. Die ökologische Durchgängigkeit/Fischdurchgängigkeit des gesamten Flusswasserkörper F586 ist damit noch gestört. Im Vorhabensbereich (Hirtener Wehr bis Innmündung) hingegen ist die Durchgängigkeit durch die Umgestaltung des Burgkirchner Wehrs vollständig hergestellt.

#### 6.4.1.2 Weitere Einschränkungen der Durchgängigkeit und Auffindbarkeit

Durch die derzeitige Restwasserregelung der Ausleitungsstrecke ab dem Wehr Hirten (Restwasserdotations 3 m<sup>3</sup>/s) ergibt sich eine stark gestörte hydromorphologische Charakteristik von dem Wehr Hirten bis hin zur Innmündung (vgl. Kap 2.3). Die abflussbedingten geringen Wassertiefen (siehe Kap. 6.5) führen teilweise und zeitweise zu lokalen Einschränkungen der Passierbarkeit sog.

<sup>34</sup> Quelle: Umsetzungskonzept für die Untere Alz (2016): Erläuterungsbericht des Wasserwirtschaftsamts Traunstein

pessimaler Querschnitte (z.B. sehr flache, nur mit einer dünnen Wasserschicht überronnene Sohlgleitenbereiche) für großwüchsige Fische wie z.B. für Laichfische von Huchen, Äsche und Bachforelle sowie in manchen Jahren auch von Barbe und Nase. Somit ist wegen der geringen Mindestwasserführung der freie Wechsel zwischen wichtigen Schlüsselhabitaten wie Laichplätzen, Nahrungsräumen, Ruheplätzen oder Wintereinständen für größere Fische der Alz derzeit nicht an jedem Ort und zu jeder Zeit sichergestellt. Dies betrifft auch und insbesondere die fischökologische Verbindung zwischen dem Inn und der Alz. Die Austrittsgeschwindigkeit des Alzwassers in den Inn und somit die Leitströmung für aufwandernde Fische liegt an der stark aufgetricherten Alz-Mündung beim Mindestwasserabfluss der Alz deutlich unter 0,3 m/s. Im Inn aufwandernde Laichfische von Huchen, Forellen, Äschen sowie der großwüchsigen rheophilen Cyprinidenarten Barbe und Nase können die Strömung der Alz somit gegenüber der Hauptströmung des Inns nicht oder nur unzureichend wahrnehmen. Das bedeutet, dass von diesen sehr stark strömungsorientierten Arten die Alzmündung überhaupt nicht (Huchen) oder nur in unzureichendem Umfang aufgefunden werden kann (Äsche, Forelle, Nase, Barbe).

## 6.5 Ökomorphologische Situation und Verfügbarkeit von Fischhabitaten in der Alz

Ziel der Gewässerstrukturkartierung war es, die Wirkungen des Vorhabens (stoffliche und thermische Einleitungen) von den Auswirkungen möglicher Defizite bei aquatischen Strukturen oder Habitaten abzugrenzen. Anhand der durch die Kartierung gewonnenen Daten sollte insbesondere abgeklärt werden, ob eine mögliche Limitierung der Fischfauna gegebenenfalls von der stark gestörten Hydromorphologie des Gewässers (Wasserausleitung) abhängig ist oder auf andere Faktoren zurückzuführen ist.

### 6.5.1 Habitate

#### Kieslaichplätze

Kieslaichplätze (KLP) stellen fischökologisch besonders bedeutsame Teillebensräume dar und werden auch als „Schlüsselhabitate“ für die strömungsliebenden (rheophilen), kieslaichenden (lithophilen) Arten bezeichnet.

Die überwiegende Anzahl der Flussfischarten laicht in flachem Wasser über rasch angeströmtem, kiesigem Untergrund ab. Die Funktionsfähigkeit bzw. Qualität von Kieslaichplätzen hängt ab von der Anströmung bzw. der Fließgeschwindigkeit im Bereich des Laichplatzes, deren Verfügbarkeit bei verschiedenen Wasserständen sowie von der Qualität der Kiessubstrate (Korngröße, Kolmationsgrad bzw. Umlagerungsfähigkeit).

Für ein erfolgreiches Laichgeschäft rheophiler Fischarten müssen an Kieslaichplätzen gut angeströmte Teilflächen (Hotspots) vorliegen, an denen bei Mittelwasser geeignete Fließgeschwindigkeiten und zugleich geeignete Wassertiefen vorliegen. Je nach Fischart können die zum Ablachen bevorzugten Geschwindigkeiten variieren. Artübergreifend betrachtet können sohlnahe Fließgeschwindigkeiten von 0,5-0,8 m/s für die meisten lithophilen Fischarten als ideal angesehen werden.

Die Verfügbarkeit von Kieslaichplätzen verändert sich mit dem Abfluss. Kieslaichplätze, welche bei unterschiedlichen Abflusssituationen (bzw. einem breiten Abflussspektrum) verfügbar und somit funktionstauglich sind, können qualitativ besser eingestuft werden als Laichplätze, die nur bei einem geringen Abflussspektrum zur Verfügung stehen. Das Laichgeschehen der meisten kieslaichenden Fischarten findet in Wassertiefen zwischen 10 und 150 cm statt, bevorzugt werden in aller Regel Wassertiefen zwischen 15 und 50 cm.

Eine dauerhaft hohe Qualität der Substrate an den Laichplätzen kann nur aufrechterhalten werden, wenn diese immer wieder umgelagert werden (Abb. 44, links). Bei diesen Umlagerungen werden im Allgemeinen Feinteile ausgeschwemmt, Algenbeläge abgelöst und somit das Kieslückensystem (Interstitial) regeneriert. Dadurch wird eine Verfestigung und Verbackung der Substrate und somit die Verlegung/Versiegelung (Kolmation) des Lückensystems verhindert. Das Lückenraumsystem der Kiessohle ist z.B. bei Forellen und Äschen der erste Lebensraum für Fischeier und die noch nicht schwimmfähige Brut und ist daher existenzielle Grundlage für die Vermehrung dieser kieslaichenden Fischarten. Für die Ausprägung des Lückenraumsystems (Interstitial) und damit für die Qualität der vorhandenen Substrate ist insbesondere die Höhe des Grobkiesanteils entscheidend. Ein hoher Sandanteil dagegen, der sich in die von Mittel-, Grobkies und Steinen gebildeten Zwischenräume setzt, verkleinert das zur Verfügung stehende Lückenraumsystem und vermindert die Substratqualität an den Kieslaichplätzen speziell für Salmonidenarten. Ebenso kann die Substratqualität durch einen zu hohen Anteil an Steinen und Grobsteinen verschlechtert werden.

In der Alz können generell weite Bereiche des gesamten untersuchten Flussabschnitts zwischen dem Wehr Hirten und der Mündung in den Inn als Kieslaichplätze fungieren (Abb. 44). Die Wassertiefe der Alz beträgt aufgrund der Mindestwassermenge von 3 m<sup>3</sup>/s größtenteils zwischen 20 und 70 cm. Demnach liegen über weite Bereiche geeignete Wassertiefen für das Laichgeschehen lithophiler Fischarten vor. Zudem ist die Verfügbarkeit der Laichplätze größtenteils gegeben, da aufgrund der Restwasserregelung die Abfluss- und Wasserspiegelsituation im Untersuchungsbereich bis auf Hochwasserereignisse weitgehend konstant ist. Die als Laichplatz tauglichen Kiesflächen sind darüber hinaus in der Regel gut angeströmt, die Fließgeschwindigkeiten betragen im Mittel 0,5–1,0 m/s. Die Qualität der Substrate ist größtenteils sehr gut, es dominieren Grob- und Mittelkiesfraktionen mit Korngrößen von 32–64 und 16–32 mm. Die grundsätzlich geeignete Substratqualität ist maßgeblich auf Geschiebedotationen zurückzuführen, die in regelmäßigen Abständen unterhalb des Wehrs Hirten erfolgen (etwa alle drei Jahre ca. 50.000 m<sup>3</sup> Kies).

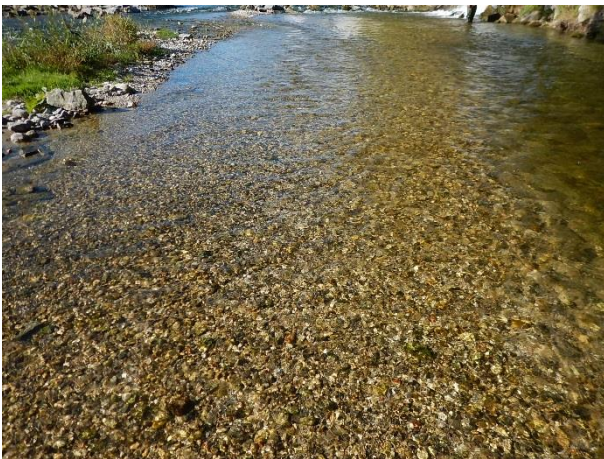


Abb. 44 links: frisch umgelagerter Kieslaichplatz; rechts: flächendeckend mit Algen überzogene Kiessubstrate



Allerdings kommt es in den meisten Jahren wegen der geringen Wassertiefen bei den niedrigen Restwasserabflüssen und des meist klaren Alzwassers oft bereits im zeitigen Frühjahr, vor allem aber im Sommer und Herbst, zu flächendeckenden Algenbelägen auf den Kiessubstraten (Abb. 44, rechts). Solche flächendeckenden Algenbeläge führen dazu, dass die Funktionstauglichkeit der Kieslaichplätze insbesondere für Salmonidenarten wie Äsche und Bachforelle weitgehend oder vollständig verloren gehen. In solchen Jahren, in denen vor den Laichzeiten der Äschen und Bachforellen keine bettbildenden und substratumlagernden Abflüsse stattfinden, ist daher mit einem sehr starken Ausfall der natürlichen Reproduktion und damit auch der Rekrutierung der Salmonidenarten zu rechnen. Aufgrund der durch Wasserausleitung stark reduzierten Abflussdynamik dürften solche Ausfallsituationen bei den kieslaichenden Salmonidenarten Äsche und Bachforelle sehr häufig auftreten.

In Anhang 8 wurden Bereiche mit potenziell hochwertigen Kieslaichplatzflächen kartographisch dargestellt, die sich vor allem durch eine Kombination von zeitweise guter Substratqualität, optimaler Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit auszeichnen. In den Kartier-Daten lassen sich die o.g. Defizite für die Salmoniden-Fortpflanzung durch die sehr oft auftretenden Algenbeläge nicht abbilden.

Zusammenfassend ist davon auszugehen, dass im gesamten Untersuchungsbereich zwischen dem Wehr Hirten und der Mündung in den Inn gute Laichplatzbedingungen für die meisten kieslaichenden Cyprinidenarten vorliegen. Die Funktionsfähigkeit der Laichplätze für die anspruchsvollen Salmonidenarten ist allerdings immer wieder durch flächendeckende Algenbeläge stark gestört, welche sich infolge des erheblich veränderten Abflussregimes langanhaltend entwickeln können.

### **Brut- und Jungfischhabitat**

Für den Reproduktionserfolg insbesondere von rheophilen Fischarten ist die Lagebeziehung zwischen Kieslaichplatz und Brut- bzw. Jungfischhabitat (JFH) von zentraler Bedeutung. Im Idealfall befindet sich ein hochwertiges Jungfischhabitat direkt im Anschluss an einen Laichplatz am gleichen Ufer. Nach dem Schlupf verdriften die Fischlarven vieler rheophiler Arten (ausgenommen Salmoniden) passiv stromabwärts und sind für die weitere Entwicklung auf Jungfischhabitats mit strömungsberuhigten Bereichen (Fließgeschwindigkeiten  $\leq 0,5$  m/s) angewiesen. In diesen flachen Uferbereichen erwärmt sich das Wasser durch Sonneneinstrahlung schnell und fördert das Wachstum von Phyto- und somit auch von Zooplankton, das die Brütlinge zum Abwachsen benötigen. Ein wesentliches Habitatmerkmal von funktionsfähigen Jungfischhabitats ist, dass sie landseits an sehr flach geneigten Uferböschungen angebunden sind, damit sich die Brut-/Jungfische bei steigendem Abfluss/Wasserspiegel in den strömungsberuhigten Ausuferungszonen zurückziehen können und nicht abgeschwemmt werden. Die Anzahl und Funktionsfähigkeit der Jungfischhabitats ist ein zentraler Aspekt der abiotischen Habitatausprägung im Untersuchungsgebiet.

Die Alz ist im untersuchten Bereich zwischen Hirten und der Mündung in den Inn wegen der geringen Mindestwasserführung mit zahlreichen, schwach durchströmten Flachstellen ausgestattet (Abb. 45). So befinden sich in Ufernähe immer wieder flache (durchschnittlich 10–30 cm tiefe), strömungsberuhigte (Fließgeschwindigkeiten zwischen  $<0,1$  und  $0,2$  m/s) Bereiche, die sich rasch erwärmen können und somit zeitweise Brut- und Jungfischen geeignete Habitatbedingungen bieten würden. Allerdings liegen fast durchwegs steile bis sehr steile Uferböschungen im landseitigen Anschluss an die Flachwasserzonen (Abb. 45) vor. Bei erhöhten Abflüssen ist ein Großteil der kartierten Jungfischhabitats somit nicht mehr funktionsfähig, da keine allmähliche Ausuferung der Habitatbereiche erfolgen

kann. So werden schon bei kleineren Hochwasserereignissen die vorher flachen, strömungsberuhigten Bereiche rasch überströmt und die Brut-/Jungfische werden in vielen Jahren zum großen Teil durch den hohen Strömungsdruck mit der fließenden Welle abgeschwemmt.



Abb. 45: Jungfischhabitate in der Alz

Wie in Anhang 8 dargestellt, befinden sich im gesamten untersuchten Alzabschnitt zahlreiche Flachstellen, die als Jungfischhabitate kartiert wurden. Die dabei kartierten Jungfischhabitate unterliegen den oben genannten Defiziten, weshalb auf Grund der beschriebenen hydromorphologischen Beeinträchtigung die Zahl der gut funktionsfähigen Jungfischhabitate im untersuchten Alzbereich insgesamt jedoch als defizitär zu bewerten ist.

Die Anzahl der funktionsfähigen Brut- und Jungfischhabitate wurde im gesamten Bereich zwischen Hirten und Mündung, verstärkt aber im beeinflussten Bereich durch Strukturierungsmaßnahmen erhöht, die seitens CPG/ISG (ausgeführt unter Leitung des WWA Traunstein) im Rahmen der Schadensanierung durchgeführt worden sind. Darunter fallen auch sog. „Fluchtbuchten“, welche Rückzugsbereiche für Fische bei unzureichenden Wasserbedingungen, aber auch bei Hochwasser darstellen und von daher auch als sehr gut funktionsfähige Brut- und Jungfischhabitate fungieren.

### **Adultfischhabitate**

Adultfischhabitate (AFH) wie Kolke und Rinnen (Abb. 46) sind Vertiefungen in der Gewässersohle, die sich in Bereichen mit starken Strömungsgradienten aufgrund von Erosion bilden. Kolke entstehen oftmals im hydraulischen Einflussbereich strömungslenkender Strukturen wie Bühnenköpfe oder Totholzansammlungen, an denen es durch die Strömungsumlenkung zu Ausspülungen des Sediments kommt. Meist sind Kolke langsam durchströmt und können somit adulten Fischen als Ruheplätze dienen. Eine gute Strukturierung (z.B. durch Totholz) bietet den Fischen zusätzlich Schutz vor Prädatoren. Bei einer ausreichenden Tiefe, guter Strukturierung und geeigneten Fließgeschwindigkeiten können Kolke auch als Winterestände genutzt werden. Rinnen entstehen vorwiegend an Prallufeln, da die Flusskrümmung die Strömung in der Außenkurve erhöht und somit eine Tiefenerosion stattfinden kann. Im Gegensatz zu Kolken sind Rinnen meist rasch durchströmte Tiefenbereiche. Rinnen werden von rheophilen Adultfischen insbesondere als Nahrungsraum und Sommerhabitat genutzt.



Abb. 46: Adulthabitate in der Alz (links: Kolk hinter Totholzhaufen; rechts: Rinne)

In einem naturnahen Fließgewässer mit ausgeprägten Prallhängen und einer guten Strukturierung (z.B. durch Totholz) können sich zahlreiche Tiefenbereiche ausbilden. Im untersuchten Bereich der Alz hingegen sind nur vereinzelt tiefe Gewässerabschnitte ( $\geq 1,0$  m tief) vorhanden, da die Ufer der Prallhänge größtenteils mit Blocksteinen verbaut sind. So sind insbesondere tiefe, laminar durchströmte Rinnen selten. Die in der Alz vorkommenden Rinnen und Kolke sind fast ausschließlich als relativ flach einzustufen (mittlere Tiefen 1,1–1,2 m; max. Tiefe Rinne 1,7 m; max. Tiefe Kolk 2,0 m). Dies ist auf die unzureichende Mindestwassermenge von  $3 \text{ m}^3/\text{s}$  zurückzuführen, aufgrund derer die Wassertiefe der Alz größtenteils sehr gering ist. Adulthabitate ab einer Tiefe von 2,0 m, die als geeignete Ruheplätze und Wintereinstände für viele rheophile Fischarten (z.B. Äschen, Barben) angesehen werden, fehlen im untersuchten Abschnitt der Alz fast gänzlich. Hinzu kommt, dass die Schutzfunktion der vorhandenen Adultfischhabitate aufgrund der geringen Wassertiefe und des zugleich meist sehr klaren Alzwassers reduziert ist. Insgesamt unterliegen die Fische innerhalb der wenigen Adulthabitate damit einem erhöhten Fraßdruck durch piscivore Vögel. Die Anzahl der Adulthabitate wurde im gesamten Bereich zwischen Hirten und Mündung, verstärkt aber im beeinflussten Alzabschnitt durch Strukturierungsmaßnahmen erhöht, die seitens CPG/ISG (ausgeführt unter Leitung des WWA Traunstein) im Rahmen der Schadensanierung durchgeführt worden sind.

### **Hochwassereinstand**

Als Hochwassereinstände (HWE) dienen strömungsberuhigte Gewässerbereiche, insbesondere Buchten mit flach geneigtem Ufer, die sich im Hochwasserfall weitestgehend außerhalb der fließenden Welle befinden und damit den Fischen als Rückzugsgebiet zur Verfügung stehen. Im Optimalfall verfügen die Hochwassereinstände über ein gutes Ausuferungspotential, so dass sie bei unterschiedlichen Hochwasserabflüssen funktional sind. Auch angebundene Altgewässer können den Fischen bei Hochwasser als Refugien dienen (Abb. 47).



Abb. 47: Hochwassereinstände in der Alz (links: Bucht im Strömungsschatten; rechts: Altarm)

Die Alz ist im untersuchten Bereich nur spärlich mit Hochwassereinständen ausgestattet. Im oberen Abschnitt stellt der Rückstaubereich des Wehres Burgkirchen mit dem Entnahmebauwerk der CPG einen großflächigen Hochwassereinstand dar. Im Bereich flussabwärts Burgkirchen kommen elf Hochwassereinstände vor. Der Hauptflächenanteil wird dabei von sechs großen sog. Fluchtbuchten gestellt, die nach dem Schadenfall an der Alz (Einleitung von Genamin am 07. März 2012 im Bereich des Werkes Gendorf) zum Schutz der Fische im beeinflussten Bereich durch CPG/ISG (ausgeführt unter Leitung des WWA Traunstein) im Rahmen der Schadensanierung hergestellt worden sind. Bei den restlichen Hochwassereinständen handelt es sich um kleine, strömungsberuhigte Buchten oder Uferbereiche mit gutem Ausuferungspotential.

### **Zusammenfassung**

Die Alz ist im Untersuchungsbereich generell mit zahlreichen flachen und rasch angeströmten Kieslaichflächen ausgestattet, welche für die meisten Flussfischarten eine ausreichende Funktionsfähigkeit aufweisen. Für die anspruchsvollen Salmonidenarten Äsche und Bachforelle ist die Funktionsfähigkeit der Laichplätze wegen der gestörten Hydromorphologie und zeitweise starker Algenbeläge in vielen Jahren deutlich reduziert. Die Ausstattung mit Flachwasserstellen, die zeitweise als Jungfischhabitate für rheophile Fische fungieren können, ist unter den Mindestwasserbedingungen aufgrund der geringen Wassertiefe der Alz meist gut. Wegen der überwiegend steilen Uferböschungen und fehlender Ausuferungsmöglichkeiten ist die Funktionsfähigkeit der Jungfischhabitate insgesamt aber reduziert, so dass es regelmäßig zu hohen lokalen Verlusten durch Abschwemmung kommen kann. Im Untersuchungsbereich gibt es mit Ausnahme des Rückstaubereiches des Wehres Burgkirchen und der im Zuge der Sanierungsmaßnahmen künstlich angelegten Fluchtbuchten jedoch nur wenige Stellen, die sich als Hochwassereinstände eignen. Ebenso sind tiefe Adultfischhabitate wie durchströmte Rinnen und strömungsberuhigte Kolke, die adulten Fischen als Nahrungsräume, Ruheplätze und Wintereinstände dienen können, aufgrund der unzureichenden Mindestwassermenge sehr defizitär. Zudem ist die Schutz-Funktion aller Habitats herabgesetzt, da aufgrund der geringen Wassertiefe der Alz und des meist klaren Wassers eine sehr gute Sichtigkeit für piscivore Vögel und andere Prädatoren gegeben ist und den Fischen die Möglichkeiten fehlt, sich in tiefere Bereiche zurückzuziehen. Somit ist der Einfluss der Prädation durch piscivore Vögel auf die Fische innerhalb der Adulthabitate sehr hoch.

## 6.5.2 Sonderstrukturen

### Totholz

Als Totholz werden im Wasser liegende, abgestorbene Bäume, Baumstämme und Wurzelstöcke bezeichnet (Abb. 48), die die Strukturvielfalt im Gewässer erhöhen. Durch die Strukturierung mit Totholz entstehen Einstände und Unterstände für juvenile Fische, in denen die Jungfische Schutz vor Prädatoren (fischfressende Vögel, große Fische, andere Prädatoren) finden können. Zudem werden durch Totholz Stillwasserbereiche geschaffen, die juvenilen und adulten Fischen als Hochwasser- und teilweise auch als Winterstände dienen. Die Strukturierung fördert außerdem die Besiedlungsmöglichkeiten für Makrozoobenthos (wirbellose Kleintiere) durch Schaffung von geeigneten Mikrohabitaten. Die Wirbellosen stellen wiederum eine wichtige Nahrungsgrundlage für Fische dar.



Abb. 48: Totholz in der Alz

Im gesamten kartierten Bereich wurden insgesamt über 130 Totholzvorkommen verzeichnet (Anhang 8). Die Anzahl der Totholzstrukturen wurde im gesamten Bereich zwischen Hirten und Mündung, verstärkt aber im Alzabschnitt flussabwärts von Gendorf durch Strukturierungsmaßnahmen erhöht, die seitens CPG/ISG (ausgeführt unter Leitung des WWA Traunstein) im Rahmen der Schadensanierung durchgeführt worden sind.

### Steinnester

Als Steinnest wird eine Ansammlung von mehreren Steinen unterschiedlicher Größenklassen bezeichnet (Abb. 49). Durch eine Strukturierung mittels Steinnestern wird ein ausgeprägtes Lücken- bzw. Hohlräumssystem geschaffen. Die Steinnester dienen in tieferen Bereichen als Einstand und Fressplatz für adulte Fische, aber auch als Strömungsschutz für Jung- und Kleinfische. Zudem kann es über die Wechselwirkung zwischen Struktur und Strömung zu einem variablen Sohlrelief (kleinere Auskolkung) und zur vielfältigen Fraktionierung der Substrate im direkten Umfeld kommen.



Abb. 49: Steinnester in der Alz

Im untersuchten Bereich wurden insgesamt 86 Steinnester kartiert (Anhang 8). Die Anzahl der Steinnester wurde im gesamten Bereich zwischen Hirten und Mündung, verstärkt aber im Alzabschnitt flussabwärts von Gendorf durch Strukturierungsmaßnahmen erhöht, die seitens CPG/ISG (ausgeführt unter Leitung des WWA Traunstein) im Rahmen der Schadensanierung durchgeführt worden sind.

### **Steinriegel**

Unter einem Riegel versteht man ein Querbauwerk, das sich entweder über die gesamte Flussbreite oder nur über Teilbereiche erstreckt. Die im Untersuchungsgebiet kartierten Riegel wurden aus groben Steinblöcken erstellt (Abb. 50). Durch den Einbau von Riegel wird die Strömung im Fluss variiert, es entsteht ein variables Sohlrelief. Zudem wird durch die Steinriegel ein ausgeprägtes Lücken- bzw. Hohlraumssystem geschaffen, das insbesondere den Jung- und Kleinfischen Einstände und Strömungsschutz bietet.

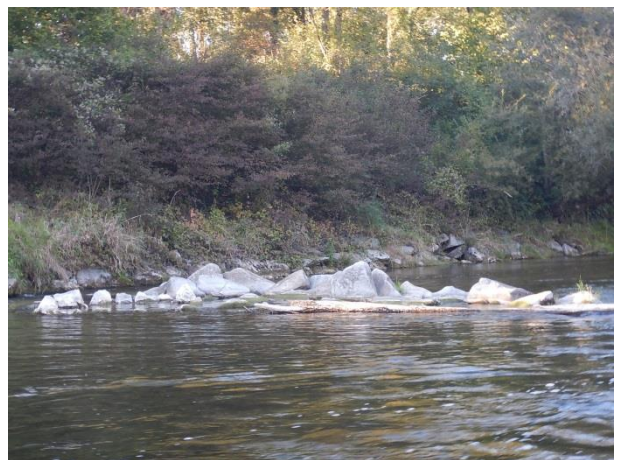


Abb. 50: Riegel aus groben Steinblöcken in der Alz

Im kartierten Bereich wurden insgesamt 18 Steinriegel aufgenommen (Anhang 8).

## **Buhnen**

Buhnen werden meist aus groben Steinblöcken erstellt und teilweise mit Kies überschüttet (Abb. 51). Diese Strukturen bieten insbesondere Jung- und Kleinfischen gute Unterstände. Zudem werden in den strömungsabgeschatteten Bereichen der Buhnen Stillwasserzonen geschaffen, die Fischen aller Größenklassen als Einstände dienen.



Abb. 51: Buhnen aus groben Steinblöcken in der Alz

Im untersuchten Bereich wurden insgesamt 17 Buhnen kartiert (Anhang 8).

## **Zusammenfassung**

Generell sind die Sonderstrukturen nicht gleichmäßig über den gesamten untersuchten Bereich verteilt, sondern kommen gehäuft in kürzeren Abschnitten vor. So ergeben sich sehr strukturreiche Bereiche sowie relativ monotone Flussabschnitte. Eine Vielzahl der kartierten Sonderstrukturen wurde seitens CPG/ISG im Rahmen des Schadensanierungsprogrammes hergestellt (Ausführung durch WWA Traunstein). Ein Teil der Strukturen wurde auch bei der amtlichen Umsetzung der „Maßnahmen zur Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse“ im Rahmen des behördlichen Maßnahmenprogramms der WRRL geschaffen.

## **6.6 Makrozoobenthos**

### **6.6.1 Bewertung nach WRRL**

#### **Amtliche Erhebung im FWK F586 „Alz von Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach; Hörli- und Deckelbach“**

Basierend auf den amtlichen Erhebungen aus dem Jahr 2015 an der Probestelle „Alte Brücke Hohenwart (unterhalb des CPG) kann der Zustand des Makrozoobenthos im Streckenabschnitt (FWK F586) für das Modul Saprobie und das Modul Allgemeine Degradation in die Klasse „gut“ eingestuft werden. Das Modul Versauerung ist für den Gewässertyp 4 nicht relevant.

---

**Eigene Erhebung des BNGF im FWK F586 „Alz von Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach; Hörl- und Deckelbach“**

Das BNGF hat im August 2016 an zwei Stellen im FWK F586, einmal ober- und einmal unterhalb der Abwassereinleitung des Chemieparks Gendorf, eigene Makrozoobenthoserhebungen gemäß WRRL durchgeführt. Die Auswertungen ergaben einen „guten“ ökologischen Zustand für das Modul Saprobie und für das Modul Allgemeine Degradation, sowohl ober- als auch unterhalb der Abwassereinleitung. Die eigenen Untersuchungen bestätigen somit die amtlich festgestellten ökologischen Zustandsklassen. Die detaillierte Auswertung ist Anhang 9 zu entnehmen.

**Amtliche Erhebung im FWK F583: Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach**

Für den Bewirtschaftungszyklus 2016–2021 wurde die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos an der amtlichen Messstelle bei Stammham in den Modulen „Saprobie“ sowie „Allgemeine Degradation“ in das ökologische Potenzial „gut“ eingestuft. Das Modul Versauerung ist für den Gewässertyp 4 nicht relevant.

**6.6.2 Auswertung hinsichtlich thermosensibler Arten**

Neben der Zustandsbewertung gemäß WRRL erfolgte eine detaillierte Auswertung der benthischen Artgemeinschaft hinsichtlich thermosensibler Arten im durch den CPG beeinflussten Bereich der Alz im Vergleich zur Kontrollstelle ohne CPG Einleitung. Hierfür standen neben der eigenen Datenerhebung aus dem Jahr 2016 amtliche Messwerte aus dem Jahr 2012 ober- und unterhalb des CPG zur Verfügung. Für die Bewertung des thermischen Anspruches der vorherrschenden Makrozoobenthoszönose erfolgte die Berechnung des Biozönotischen Regionsindex (LZI) und des Thermischen Regionsindex (TRI).

**Biozönotischer Regionsindex (LZI)**

Die Methode der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen beruht auf der Tatsache, dass im Längsverlauf einer unbeeinflussten Fließstrecke jeweils typische Zönosen einander ablösen. Generell gilt, dass Taxa, welche bevorzugt in Oberläufen von Fließgewässern vorkommen, an rasche Fließgeschwindigkeiten, gröbere Substrate und meist niedrigere Temperaturen enger angepasst sind als jene Taxa, die hauptsächlich den Mittel- und Unterlauf eines Flusses besiedeln. Somit können mit dem biozönotischen Regionsindex nicht nur Aussagen bezüglich der biozönotischen Einstufung des MZB (Makrozoobenthos) des betrachteten Gewässerabschnittes getroffen werden, sondern auch Hinweise auf eine eventuelle thermische Beeinträchtigung des untersuchten Gewässerabschnittes gewonnen werden. Die Berechnung des Index wird in Anhang 9 näher erläutert. Dabei zeigen niedrigere Indexwerte eine Anpassung der untersuchten benthischen Fauna an den Oberlauf eines Fließgewässers einhergehend mit niedrigen Wassertemperaturen, dementsprechend geben höhere Indexwerte die Anpassung der MZB-Fauna an den wärmeren Unterlauf eines Flusses wieder. Generell steigt der LZI im Verlauf eines Fließgewässers natürlicherweise an.



Die Auswertung der biozönotischen Einstufung der drei amtlichen Messstellen aus dem Jahr 2012 zeigt einen sehr leicht ansteigenden Wert des Biozönotischen Regionsindex von 4,65 an der Kontrollstelle „Sportplatz Burgkirchen“ oberhalb des CPG auf 4,85 direkt unterhalb der Kläranlage des Werks Gendorf, wo die thermische und stoffliche Belastung eindeutig am stärksten wirksam ist, an. An der „Alten Brücke Hohenwart“ (Tab. 42) erfolgt ein weiterer leichter Anstieg auf 5,01. Generell ist eine Zunahme dieses Index im Verlauf eines Fließgewässers zu erwarten. Der in der Alz errechnete leichte Anstieg des LZI weist daher nicht auf erhebliche Veränderungen in der MZB-Zönose hin bzw. lässt keine Rückschlüsse auf einen eventuellen „Potamalisierungseffekt“ zu.

Tab. 42: Ergebnisse des Biozönotischen Regionsindex (LZI) und des Thermischen Regionsindex (TRI) für die drei amtlichen Messstellen aus dem Jahr 2012.

Index	Oberhalb CPG	Unterhalb CPG	
	Sportplatz Burgkirchen (SPB)	Uh. KA Werk Gendorf (UKA)	Alte Brücke Hohenwart (ABH)
Biozönotischer Regionsindex (LZI)	4,65	4,85	5,01
Thermischer Regionsindex (TRI)	6,11	6,36	6,14

Die Datenauswertung der Eigenerhebung des BNGF mit den Beprobungen des Makrozoobenthos im August 2016 zeigt hinsichtlich des Biozönotischen Regionsindex kaum nennenswerte Unterschiede in der Charakterisierung der Zönose oberhalb (P1) und unterhalb (P2) der Einleitung des CPG. Der LZI-Wert lag oberstrom des CPG mit 4,82 nur geringfügig unter dem der beeinflussten Probestelle von 4,85 (vgl. Tab. 43). Die benthischen Zönosen der beiden Probestellen unterscheiden sich somit kaum hinsichtlich ihrer biozönotischen Präferenzen, negative Auswirkungen der thermischen und stofflichen Einleitung auf die MZB-Zönose sind nicht zu erkennen.

Tab. 43: Ergebnisse des Biozönotischen Regionsindex (LZI) und des Thermischen Regionsindex (TRI) für die beiden Messstellen der Eigenerhebung des BNGF aus dem Jahr 2016.

Index	P1 (oberhalb CPG)	P2 (unterhalb CPG)
Biozönotischer Regionsindex (LZI)	4,82	4,85
Thermischer Regionsindex (TRI)	6,38	6,40

### **Thermischer Regionsindex (TRI)**

Um den Einfluss der thermischen Einleitung des CPG auf die Wirbellosenfauna der Alz exakt von etwaigen morphologischen Einflüssen abgrenzen und genau definieren zu können, wurde ein eigener, projektspezifischer Index, der Thermische Regionsindex (TRI) erarbeitet und berechnet. Der TRI berechnet sich ähnlich wie der biozönotische Regionsindex. Die genaue Berechnung des Index ist Anhang 9 zu entnehmen. Höhere TRI-Indexwerte zeigen dabei die Anpassung der untersuchten benthischen Fauna an höhere Temperaturen, während niedrige TRI-Werte die MZB-Zönose als kälteadaptierter ausweisen. Die autökologischen Einstufungen der nachgewiesenen Taxa, welche der Berechnung zu Grunde liegen, können Anhang 9 entnommen werden. Da für gewöhnlich die Gewässertemperaturen entlang eines Fließgewässers von der Quelle zur Mündung ansteigen, ist auch

bei diesem Index eine leichte Zunahme der Indexwerte entlang des Fließkontinuums natürlicherweise zu erwarten.

Die errechneten Werte des Thermischen Regionsindex mit den amtlichen Proben aus dem Jahr 2012 nehmen von 6,11 an der Referenzstelle (SPB) hin zur ersten durch die thermische Einleitung des CPG beeinflussten Messstelle UKA mit einem TRI-Wert von 6,36, direkt unterhalb der thermischen und stofflichen Einleitung, leicht zu (Tab. 42). An der Probenstelle „Alte Brücke Hohenwart (ABH)“, dem Punkt der vollständigen Durchmischung, erreicht der Thermische Regionsindex mit einem Wert von 6,14 annähernd den Wert der Kontrollstelle (SPB). Der äußerst geringe Unterschied von lediglich 0,03 Indexwerten zwischen der Kontrollstelle und des durch die thermischen Einleitungen des Chemieparks Gendorf beeinflussten Messpunktes ABH belegen, dass keine nachteiligen Einflüsse bzw. keine nachhaltigen thermischen Belastungen, einhergehend mit einer Beeinträchtigung thermosensibler Makrozoobenthosarten in der Alz auf Flusswasserkörperriveau feststellbar sind.

Die Berechnung des Thermischen Regionsindex auf Basis der eigenen Makrozoobenthoserhebung aus dem Jahr 2016 ergab Werte von 6,38 oberhalb der Einleitung des CPG bzw. 6,40 unterhalb des Chemieparks im beeinflussten Abschnitt der Alz (Tab. 43). Der äußerst geringe Unterschied von 0,02 Indexwerten zwischen den beiden Messstellen schließt eine nachteilige Veränderung der Makrozoobenthoszönose durch die Einleitung des Chemieparks Gendorf aus.

Die Analyse hinsichtlich thermischer Beeinflussung der MZB-Zönose durch die Einleitung des CPG, errechnet über den Biozönotischen Regionsindex (LZI) und den Thermischen Regionsindex (TRI), hat keine negativen Auswirkungen der thermischen Einleitungen des Chemieparks auf die benthische wirbellose Fauna sowohl in den Jahren 2012 (amtliche Erhebung) als auch 2016 (eigene Erhebung) ergeben. Die äußerst geringen Unterschiede der Indices ober- und unterhalb der thermischen Einleitung sowohl in den amtlichen Proben als auch in den Proben der eigenen Erhebung lassen keine nachteilige Verschiebung des Arteninventars der jeweiligen MZB-Zönose durch die bestehende Einleitung des CPG erkennen. Eine detaillierte Auswertung und Darstellung des Ist-Zustands des Makrozoobenthos ist Anhang 9 zu entnehmen.

## 6.7 Makrophyten und Phytobenthos

Die Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ eignet sich, um an einem Gewässerabschnitt nährstoffbedingte und hydromorphologische Beeinträchtigungen nachzuweisen. Sie dienen im Fließgewässer als Langzeitindikatoren und sind u. a. abhängig von Fließgeschwindigkeit, Trübung, Substrat, Wassertiefe, Chemismus und Beschattung. Insbesondere die Qualitätskomponente „Makrophyten“ reagiert langfristig auf strukturelle Defizite.

### **Amtliche Erhebung im FWK F586 „Alz von Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach; Hörli- und Deckelbach“ und Auswertung gemäß WRRL**

Basierend auf den amtlichen Erhebungen aus dem Jahr 2006 (1. Monitoringzeitraum) und 2012 (2. Monitoringzeitraum) an der Probestelle „Alte Brücke Hohenwart“, Messstellen-Nr.: 12581 wurde der

---

Zustand der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ im Flusswasserkörper F586 für beide Bewirtschaftungszeiträume mit der Zustandsklasse „gut“ eingestuft. Amtlichen Ergebnisse können dem Anhang 12 entnommen werden.

### **Amtliche Erhebungen im FWK F583 „Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach“**

Das ökologische Potenzial der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ wurde für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 basierend auf den amtlichen Erhebungen mit „gut“ bewertet.

## **6.8 Fischfauna im unbeeinflussten und im beeinflussten Bereich**

Zur Beurteilung des Einflusses der Einleitungen des Chemieparks Gendorf auf die in der Alz vorkommenden Fischfauna wurden die Befischungsergebnisse des Projekts „Gewässerschaden in der Alz, Werk Gendorf – Monitoring der Fischfauna“ der Jahre 2014 bis 2018 herangezogen (siehe Kap. 5.6, BNGF 2012–2018) und bezogen auf die Fragestellung des aktuellen Vorhabens ausgewertet und bewertet. Dabei wurden im Wesentlichen die Ergebnisse der Herbstbefischungen herangezogen und vergleichend bezogen auf die Untersuchungen im unbeeinflussten Kontrollbereich und im durch die CPG Einleitungen beeinflussten Bereich ausgewertet. Im Hinblick auf die Analysen mit dem fischbiologischen Bewertungssystem fiBS (WRRL) wurden zudem vergleichend die gepoolten Daten der Jahre 2012 bis 2014 mit jenen der Jahre 2016 bis 2018 verglichen, um die Entwicklung des ökologischen Zustands der biologischen QK Fischfauna nach dem Schadenfall (Chemieunfall Werk Gendorf) im Jahr 2012 unter den Bedingungen des Normalbetriebs und der normalen Einleitungen des CPG zu dokumentieren.

### **6.8.1 Arteninventar**

In Tab. 44 sind die Fischartennachweise der Herbstbefischungen (2014–2018) ober- bzw. unterhalb der Einleitungen des CPG vergleichend dargestellt. Des Weiteren befinden sich in Tab. 44 Informationen zum naturschutzfachlichen Schutzstatus (FFH, Rote Listen) sowie der Gildenzugehörigkeit der nachgewiesenen Arten.

Tab. 44: Fischartennachweise der Herbstbefischungen (2014–2018) in den unbeeinflussten Kontrollbereich (oberhalb CPG) und den beeinflussten Bereich (unterhalb CPG) aufgeschlüsselt nach naturschutzfachlichem Status und ökologischen Gilden

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	FFH-Anhang	Rote Liste Deutschland, 2009	Rote Liste Bayern Süd, 2003	Autochthon	Ökologische Gilde	Nachweise (Herbst 2014–2018)		
							Kontrollbereich (oh. CPG)	beeinflusster Bereich (uh. CPG)	alle Befischungsstrecken
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	-	#	F	-	I	-	✓	✓
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	-	*	*	✓	R	✓	✓	✓
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	V	2	2	✓	R	✓	✓	✓
Bachforelle	<i>Salmo trutta, Fließgewässerform</i>	-	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	-	*	3	✓	R	✓	✓	✓
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	-	*	*	✓	I	✓	✓	✓
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	*	V	-	I	-	✓	✓
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	*	3	✓	R	✓	✓	✓
Groppe	<i>Cottus gobio</i>	II	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	-	*	V	✓	R	-	✓	✓
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	*	V	✓	R	-	✓	✓
Hecht	<i>Esox lucius</i>	-	*	*	✓	I	✓	✓	✓
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	-	V	2	✓	R	✓	✓	✓
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	#	*	-	R	✓	✓	✓
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	-	*	*	✓	I	✓	✓	✓
Schied	<i>Aspius aspius</i>	II	*	3	✓	R	-	✓	✓
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	-	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	V	3	✓	R	✓	✓	✓
Wels	<i>Silurus glanis</i>	-	*	V	✓	I	✓	✓	✓
<b>Gesamtergebnis</b>							<b>14</b>	<b>19</b>	<b>19</b>

**Erläuterungen**
**Ökologische Gilden** (verändert nach **SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992**)

R= Rheophil (strömungsliebend); I=Indifferent (strömungsindifferent)

**Status nach Roter Liste**

0: ausgestorben oder verschollen; 1: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; V: Arten der Vorwarnliste; D (Daten defizitär); F (im Einzugsgebiet nicht ursprünglich heimische Art); \* ungefährdet; # auf der entsprechenden Liste nicht enthalten

**FFH-Anhang II**

Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.

**FFH-Anhang V**

Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können.

Im Zuge der Herbstbefischungen (2014–2018) wurden im gesamten UG insgesamt 19 Fischarten nachgewiesen (siehe Tab. 44). In der Kontrollstrecke (oh. des CPG) wurden 14 Arten erfasst, während innerhalb des beeinflussten Bereichs (uh. des CPG) alle 19 im UG nachgewiesenen Arten dokumentiert wurden. Bei den im beeinflussten Bereich zusätzlich nachgewiesenen Fischarten handelt es sich um die autochthonen Arten Hasel, Gründling und Schied sowie die beiden Neozoen Aal und Dreistachliger Stichling.

Von den 19 im beeinflussten Bereich erfassten Arten sind 14 (ca. 74 %) in der Roten Liste Bayern-Süd (BOHL ET AL. 2003) und drei (ca. 16 %) in der Roten Liste Deutschland (HAUPT ET. AL. 2009) aufgeführt. Im Vergleich dazu sind von den 14 im Kontrollbereich nachgewiesenen Fischarten neun (ca. 64 %) in der Roten Liste Bayern-Süd und drei (ca. 21 %) in der Roten Liste Deutschland gelistet.

Mit Groppe und Schied wurden im Untersuchungsgebiet Alz zwei FFH-Anhang-II-Arten nachgewiesen. Die Groppe konnte ober- als auch unterhalb der Betriebswassereinleitung des CPG gefangen werden, während der Schied ausschließlich in den beeinflussten Befischungsstecken erfasst wurde. Diese beiden genannten Anhang-II-Arten sind nicht im Standarddatenbogen des FFH-Schutzgebietes „Inn und Untere Alz“ (Gebietscode: DE7742371) gelistet.

## **6.8.2 Individuenzahlen bzw. Fischaufkommen im unbeeinflussten und beeinflussten Bereich**

Das Gesamtergebnis der Herbstbefischungen (2014–2018), welches nähere Informationen zum Populationsaufbau (Gesamt-Individuenzahl, Gewichtsanteile, Min./Max.-Längen, Anteile der 0<sup>+</sup>-Generation, etc.) enthält, befindet sich in Anhang 19. Die nachfolgenden Ergebnisse bezüglich der sog. Einheitsfänge (Ind./100 m Befischungsstrecke) und der Gesamt-Individuenzahlen wurden für die zehn häufigsten heimischen Fischarten dargestellt. Damit sind mehr als 99 % aller Individuen in allen Befischungsstrecken in die Auswertungen eingegangen. Darin sind auch alle aktuell vorkommenden Leitarten der Referenzzönose für den FWK F586 enthalten.

### **6.8.2.1 Unbeeinflusste Kontrollstrecke B1 (Hirten) - oberhalb der Einleitung des CPG**

In Tab. 45 wird die Entwicklung der Individuenzahlen, ausgedrückt in Einheitsfängen (Individuen/100 m), der zehn häufigsten heimischen Fischarten in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 bei Hirten (ca. 5–6 km flussaufwärts der Einleitung des CPG) dargestellt.

Tab. 45: Einheitsfänge (Ind./100 m) der zehn häufigsten heimischen Fischarten innerhalb der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 (Hirten)

Fischart	Individuen/100 m					Gesamt (Mittelwerte)
	2014	2015	2016	2017	2018	
Aitel	11,1	118,3	43,6	74,7	273,1	<b>104,1</b>
Äsche	0,9	6,0	5,9	0,8	1,9	<b>3,1</b>
Bachforelle	2,9	6,8	0,8	0,9	2,6	<b>2,8</b>
Barbe	57,6	75,3	31,2	171,3	308,6	<b>128,8</b>
Elritze	752,7	443,3	237,1	170,1	1111,6	<b>543,0</b>
Groppe	170,0	30,0	18,8	90,6	51,5	<b>72,2</b>
Hasel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>0,0</b>
Nase	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	<b>&lt; 0,05</b>
Schmerle	72,3	5,3	6,7	18,9	0,2	<b>20,7</b>
Schneider	145,0	89,5	727,0	181,1	1299,4	<b>488,4</b>
<b>Gesamt (Mittelwerte)</b>	<b>121,2</b>	<b>77,5</b>	<b>107,1</b>	<b>70,8</b>	<b>304,9</b>	<b>136,3</b>

Die Gesamtzahl aller gefangenen Fische in B1 in den Herbstbefischungen der 5 Jahre 2014 bis 2018 lag bei knapp 60.000, der Jahresdurchschnittsfang bei rund 12.000 Individuen (siehe Anhang 19). Als Maximum wurde dabei im Herbst 2018 ein Wert von knapp 29.000 Individuen erzielt. Entsprechend lag bei der jüngsten Befischung (2018) innerhalb der Kontrollstrecke mit rund 305 Ind./100 m der höchste gemittelte Einheitsfang im unbeeinflussten Bereich vor (Tab. 45). Der durchschnittliche Einheitsfang aller Arten in der Jahresreihe betrug rund 136 Ind./100 m. Bei den Einzelarten dominierten die rhithrale Kleinfischart Elritze und die rheophile Kleinfischart Schneider mit sehr hohen Individuendichten vor Barbe und Aitel mit hohen Dichten. Die Groppe war mit durchschnittlich 72 Individuen/100 m in durchschnittlichen Dichten vertreten. Schmerle, Äsche und Bachforelle wurden nur in geringen Dichten nachgewiesen (Tab. 45), die Nase nur in zwei Einzelexemplaren (siehe Anhang 19). Die Fischart Hasel wurde in allen fünf betrachteten Untersuchungsjahren (Herbst 2014–2018) in B1 nicht erfasst.

Von den Arten Elritze, Aitel, Schneider, Barbe, Groppe und Schmerle konnten teils hohe teils geringe Anteile an 0<sup>+</sup>-Fischen, das heißt Brut und Juvenile, in den meisten Untersuchungsjahren festgestellt werden (siehe Anhang 19). Somit lagen weitgehend intakte Reproduktionsbedingungen und durchschnittliche bis gute Rekrutierungsverhältnisse (Rekrutierung = Versorgung der Populationen mit natürlichem Nachwuchs) für diese Arten vor.

#### **6.8.2.2 Beeinflusste Befischungsstrecke B2+B3 (Gendorf) - unterhalb der Einleitungen des CPG**

In Tab. 46 wird die Entwicklung der Individuenzahlen, ausgedrückt in Einheitsfängen (Individuen/100 m), der zehn häufigsten heimischen Fischarten in der beeinflussten Befischungsstrecke B2+B3 bei Gendorf (ca. 0,6–1 km flussabwärts der Einleitung des CPG) dargestellt.

Tab. 46: Einheitsfänge (Ind./100 m) der zehn häufigsten heimischen Fischarten innerhalb der beeinflussten Strecke B2+B3 (Gendorf)

Fischart	Individuen/100 m					Gesamt (Mittelwerte)
	2014	2015	2016	2017	2018	
Aitel	438,0	134,0	412,0	879,8	1096,4	<b>592,0</b>
Äsche	5,6	4,9	3,8	2,7	0,7	<b>3,5</b>
Bachforelle	1,2	0,2	0,9	0,0	0,2	<b>0,5</b>
Barbe	111,8	70,4	113,6	752,2	366,0	<b>282,8</b>
Elritze	930,0	1262,2	2182,4	1070,0	655,3	<b>1220,0</b>
Groppe	76,2	20,0	60,4	138,4	55,1	<b>70,0</b>
Hasel	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	<b>&lt; 0,05</b>
Nase	0,8	0,2	2,7	9,8	22,7	<b>7,2</b>
Schmerle	48,2	63,3	0,0	80,2	3,1	<b>39,0</b>
Schneider	1106,8	158,0	56,2	346,7	160,0	<b>365,5</b>
<b>Gesamt (Mittelwerte)</b>	<b>271,9</b>	<b>171,3</b>	<b>283,2</b>	<b>328,0</b>	<b>236,0</b>	<b>258,1</b>

Die Gesamtzahl aller gefangenen Fische in B2+B3 in den Befischungen der 5 Jahre 2014 bis 2018 lag bei knapp 60.000, der Jahresdurchschnittsfang bei knapp 12.000 Individuen (siehe Anhang 19). Als Maximum wurde dabei im Herbst 2017 ein Wert von knapp 15.000 Individuen erzielt. Entsprechend lag bei der Untersuchung 2017 innerhalb des am stärksten beeinflussten Bereiches unmittelbar flussabwärts der CPG Einleitungen mit rund 328 Ind./100 m der höchste Einheitsfang in der betrachteten Jahresreihe vor (Tab. 46). Der durchschnittliche Einheitsfang aller Arten in fünf Jahren betrug rund 258 Ind./100 m und war damit etwa doppelt so groß wie in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1. Bei den Einzel-Arten dominierten die rhithrale und temperatursensible Kleinfischart Elritze mit über 1.200 Ind./100 m vor Aitel (ca. 592 Ind./100m) und vor der rheophilen Kleinfischart Schneider mit rund 366 Ind./100m, gefolgt von der Barbe mit rund 283 Ind./100m. Die Arten Aitel, Barbe und Elritze waren in deutlich höheren Dichten vertreten als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1. Der Einheitsfang der Fischart Schneider war hingegen im Bereich B2+3 um rund ein Drittel geringer als in der Kontrollstrecke B1. Die Groppe war mit rund 70 Individuen/100 m in durchschnittlichen Dichten vertreten. Der Einheitsfang der Groppe lag somit auf einem vergleichbaren Niveau wie in B1. Die Schmerle und die besonders temperatursensible rhithrale Äsche lagen in geringen Dichten vor, die aber etwas höher lagen als die Einheitsfänge im unbeeinflussten Bereich B1. Auch von der Nase wurden geringe Dichten festgestellt, wobei im jüngsten Untersuchungsjahr 2018 eine deutliche Erhöhung des Einheitsfanges vorlag. Sehr geringe Dichten wiesen hingegen die Bachforelle sowie der Hasel auf (Tab. 46).

Von den Arten Elritze, Aitel, Schneider, Barbe, Nase, Groppe und Schmerle konnten teils hohe Anteile an 0<sup>+</sup>-Fischen, das heißt Brut und Juvenile, in den meisten Untersuchungsjahren besonders in 2017 und 2018 festgestellt werden (siehe Anhang 19). Somit lagen intakte Reproduktionsbedingungen und gute Rekrutierungsverhältnisse (Rekrutierung = Versorgung der Populationen mit natürlichem Nachwuchs) für diese Arten vor.

### 6.8.2.3 Beeinflusste Befischungsstrecke B4 (Hohenwart) - unterhalb der Einleitungen des CPG

In Tab. 47 wird die Entwicklung der Individuenzahlen, ausgedrückt in Einheitsfängen (Individuen/100 m), der zehn häufigsten heimischen Fischarten in der beeinflussten Befischungsstrecke B4 bei Hohenwart (ca. 4 km flussabwärts der Einleitungsstellen des CPG) dargestellt.

Tab. 47: Einheitsfänge (Ind./100 m) der zehn häufigsten heimischen Fischarten innerhalb der beeinflussten Strecke B4 (Hohenwart)

Fischart	Individuen/100 m					Gesamt (Mittelwerte)
	2014	2015	2016	2017	2018	
Aitel	1.244,6	524,9	459,8	600,5	995,6	<b>765,1</b>
Äsche	36,0	11,5	3,9	3,7	1,6	<b>11,3</b>
Bachforelle	2,1	4,4	10,9	3,3	1,3	<b>4,4</b>
Barbe	676,1	834,7	232,3	380,3	408,1	<b>506,3</b>
Elritze	2.531,8	1.961,5	285,9	902,9	1.111,6	<b>1.358,7</b>
Groppe	4,0	1,9	23,4	13,2	0,6	<b>8,6</b>
Hasel	0,3	1,5	0,8	0,0	0,0	<b>0,5</b>
Nase	5,4	128,9	11,4	6,7	101,1	<b>50,7</b>
Schmerle	1.066,0	59,7	27,3	5,8	16,8	<b>235,1</b>
Schneider	4.530,5	754,1	414,8	359,5	381,2	<b>1.288,0</b>
<b>Gesamt (Mittelwerte)</b>	<b>1009,7</b>	<b>428,3</b>	<b>147,1</b>	<b>227,6</b>	<b>301,8</b>	<b>422,9</b>

Die Gesamtzahl aller gefangenen Fische in der beeinflussten Befischungsstrecke B4 in den Befischungen der 5 Jahre 2014 bis 2018 lag bei knapp 180.000, der Jahresdurchschnittsfang bei knapp 36.000 Individuen (siehe Anhang 19). Als Maximum wurde dabei im Herbst 2014 ein Wert von rund 81.000 Individuen erzielt. Entsprechend lag bei der Untersuchung 2014 innerhalb des beeinflussten Bereiches B4 mit rund 1010 Ind./100 m der höchste Einheitsfang in der betrachteten Jahresreihe vor (Tab. 47). Der durchschnittliche Einheitsfang aller Arten in fünf Jahren betrug in B4 rund 423 Ind./100 m und war damit etwas mehr als dreimal so groß als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1. Bei den Einzel-Arten dominierte die rhithrale und temperatursensible Kleinfischart Elritze mit knapp 1.360 Ind./100 m vor der Kleinfischart Schneider mit knapp 1.300 Ind./100m gefolgt von Aitel (ca. 765 Ind./100m) und Barbe mit rund 506 Ind./100m. Auch die Schmerle wies in B4 mit durchschnittlich rund 235 Ind./100 m sehr hohen Dichten für diese Art in der Alz auf. Alle genannten Arten waren in durchwegs deutlich höheren Dichten vertreten als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1. Auch der Hasel, welcher mit rund 0,5 Ind./100 nur in geringer Dichte nachgewiesen wurde, erzielte den höchsten Einheitsfang in der Befischungsstrecke B4. Bei der Groppe wurden im Durchschnitt knapp 9 Ind./100 m in B4 festgestellt. Die Art wies dort im Vergleich mit den oberliegenden Strecken das geringste Vorkommen auf. Die besonders temperatursensible rhithrale Äsche wies in der thermisch und stofflich beeinflussten Strecke B4 mit rund 11 Ind./100 m (Mittelwert) die höchste Dichte aller untersuchten Abschnitte auf. Sie wurde dort in mehr als dreifach höherer Dichte festgestellt als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1. Auch die Bachforelle, die zwar überall nur in



geringer Individuendichten vorkam, erreichte mit 4,4 Ind./100 den höchsten Wert aller untersuchten Bereiche. Gleiches gilt für die Nase, die mit durchschnittlich rund 51 Ind./100 m in B4 in mittleren Dichten nachgewiesen wurde (Tab. 47).

Von den Arten Elritze, Aitel, Schneider, Barbe, Nase, Groppe und Schmerle konnten teils hohe Anteile an 0<sup>+</sup>-Fischen, das heißt Brut und Juvenile, in den meisten Untersuchungsjahren besonders in 2017 und 2018 festgestellt werden (siehe Anhang 19). Somit lagen intakte Reproduktionsbedingungen und gute Rekrutierungsverhältnisse (Rekrutierung = Versorgung der Populationen mit natürlichem Nachwuchs) für diese Arten vor.

### 6.8.3 Zusammenfassende Darstellung der Unterschiede der Fischfauna zwischen unbeeinflusstem und beeinflusstem Bereich

#### 6.8.3.1 Individuendichten / Einheitsfänge aller Arten

Bei den Individuendichten pro 100 m Befischungsstrecke wurde ein markanter Unterschied zwischen der unbeeinflussten Kontrollstrecke (B1) und den durch die thermischen und stofflichen Einleitungen beeinflussten Untersuchungsbereiche (B2+B3 und B4) ermittelt. Insgesamt ist festzustellen, dass in den beeinflussten Bereichen deutlich höhere Individuendichten, höhere Artendiversitäten und insgesamt eine bessere Fischbestandsstruktur vorlag als im unbeeinflussten Kontrollbereich. Auch konnten im beeinflussten Bereich durchwegs gleichwertige oder sogar bessere Reproduktions- und Rekrutierungsverhältnisse bei den meisten Fischarten nachgewiesen werden als in der seitens CPG unbeeinflussten Kontrollstrecke. Die Abb. 52 und 53 stellen den Vergleich zwischen unbeeinflusster Kontrolle und beeinflusstem Bereich bzw. das oben beschriebene Ergebnis auf Basis der ausgewerteten Einheitsfänge (Auswertung der zehn häufigsten heimischen Fischarten der Alz) noch einmal summarisch dar.

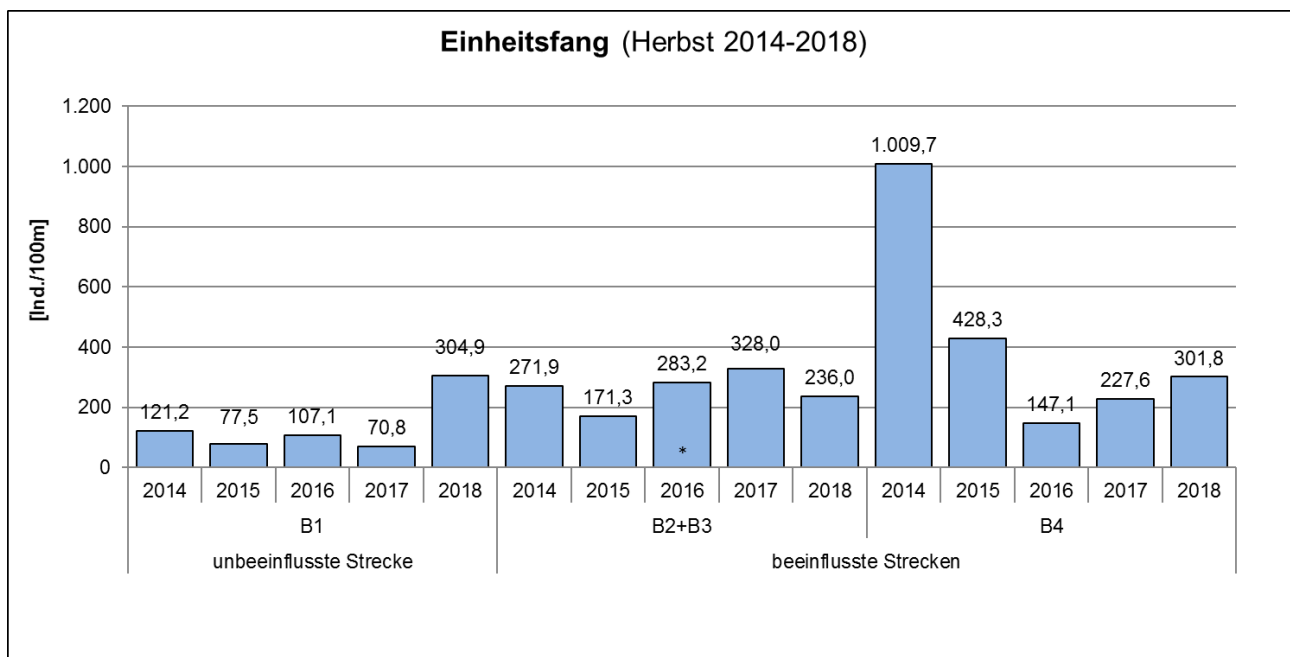


Abb. 52: Einheitsfänge (Ind./100 m) der Herbstbefischungen 2014 bis 2018 innerhalb der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 (\* Ergebnis Sommer 2016)

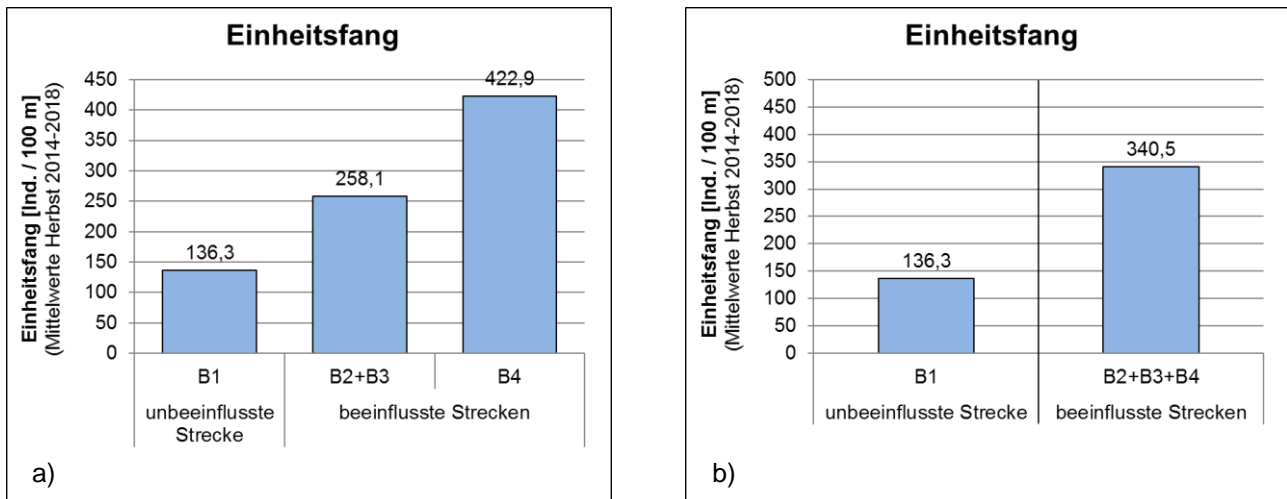


Abb. 53: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst

#### 6.8.4 Temperatursensible Fischarten

Neben den gesamthaften Betrachtungen für alle Fischarten und ökologischen Gilden werden nachfolgend noch Einzelbetrachtungen für die rhithralen Fischarten durchgeführt, welche als besonders temperatursensibel gelten, weil sie eng an eher niedrige Wassertemperaturen angepasst sind. Diese Arten zählen weiterhin auch zu den Fischarten, die besonders empfindlich sind gegenüber den Wirkungen von Schadstoffen im Wasser bzw. gegenüber unzureichenden chemisch-physikalischen Wasserbedingungen, wie sie z.B. durch stoffliche Einleitungen ausgelöst werden können.

Fischarten reagieren je nach Autökologie unterschiedlich stark auf Veränderungen der Wassertemperatur. Dabei wird zwischen temperatursensiblen (oligo-stenothermen) und temperaturtoleranten (meso-eurythermen) Arten unterschieden. Die oligo-stenothermen Arten sind insbesondere während der Fortpflanzungsperioden an niedrige Wassertemperaturen eng angepasst. Diese Arten reagieren allgemein sensibel auf eine Veränderung der Wassertemperatur, sofern diese Veränderung zu einem Anstieg der Wassertemperatur führt, die über ihrer Toleranzgrenze liegt. Meso-eurytherme Arten sind an ein sehr breites Temperaturspektrum angepasst und hinsichtlich einer Erwärmung des besiedelten Gewässers weit weniger sensibel.

Der Großteil der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Fischarten zählt zu den meso-eurythermen Arten. Sechs der in der Referenzzönose Nr. 97 (FWK F586) gelisteten Arten sind als oligo-stenotherm eingestuft. Bei den temperatursensiblen Arten handelt es sich um die rhithralen Arten Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe, Huchen und Rutte.

Wie Tab. 48 zu entnehmen ist, konnten innerhalb aller Befischungsstrecken (B1–B4) die Fischarten Äsche, Bachforelle, Elritze und Groppe in jedem Befischungsdurchgang (Herbst 2014–2018) gefangen werden. Die Fischart Rutte konnte bei früheren eigens durchgeführten Bestandserhebungen einmalig im Sommer 2012 im unbeeinflussten Befischungsabschnitt B1 (Hirten) dokumentiert werden. Dabei handelte es sich lediglich um ein einzelnes Individuum mit einer Gesamtlänge von 35 cm und einem Gewicht von 0,2 kg. Auch im beeinflussten Bereich konnten Ruten dokumentiert werden.

Nach Angaben des LfU Bayern wurden im Jahre 2008 im Rahmen einer WRRL-Befischung einzelne Individuen der Fischart Rutte im beeinflussten Befischungsabschnitt B4 (Hohenwart) festgestellt.

Huchen hingegen wurden in keiner der zahlreichen und regelmäßigen Untersuchungen seit dem Jahr 2000 in der Alz zwischen Hirten und der Mündung nachgewiesen. Auch in den amtlichen Untersuchungen wurden keine Nachweise für diese Art erbracht, ebenso wenig konnten in der Alz und im Alzkanal zwischen Trostberg und Hirten sowie zwischen Hirten und der Kanalmündung in die Salzach bei eigenen Bestanderhebungen zwischen 1994 und 2018 jemals Huchen in der Alz nachgewiesen werden. Insofern ist davon auszugehen, dass die Alz von dieser Art seit langem nicht besiedelt wird, bzw. die Art dort nicht vorkommt.

Tab. 48: Aktuell im Untersuchungsgebiet vorkommende oligo-stenotherme Fischarten und deren abschnittsbezogenen Nachweise (ober- bzw. unterhalb des CPG) im Rahmen der durchgeführten Bestandserhebungen (Herbst 2014–2018)

Fischart	Anteil Ref.-Zönose [%]	Artnachweise innerhalb der Befischungsstrecken B1–B4														
		unbeeinflusste Strecke					beeinflusste Strecken									
		B1 (Hirten)					B2+B3 (Gendorf)					B4 (Hohenwart)				
		2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016*	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018
Äsche	16,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Bachforelle	5,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Elritze	5,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Groppe	5,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

**Erläuterungen:**

✓ Nachweis erfolgt

✗ kein Nachweis

\* Ergebnis Sommerbefischung 2016

Im Folgenden werden die Einheitsfänge (Ind./100 m) der vier aktuell nachgewiesenen temperatursensiblen Fischarten Äsche, Bachforelle, Elritze und Groppe im Einzelnen erläutert:

**Äsche**

Die Äsche gilt unter den betrachteten vier temperatursensiblen Arten als die mit der größten Empfindlichkeit gegenüber hohen Wassertemperaturen. Die maximale tolerierbare Temperatur für diese Art wird mit 26 °C angegeben.

In den nachfolgenden beiden Abbildungen sind die Einheitsfänge der Äsche in Abhängigkeit der Befischungsstrecke und -jahr (Abb. 54) sowie die Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 einzeln bzw. zusammengefasst (Abb. 55) dargestellt.

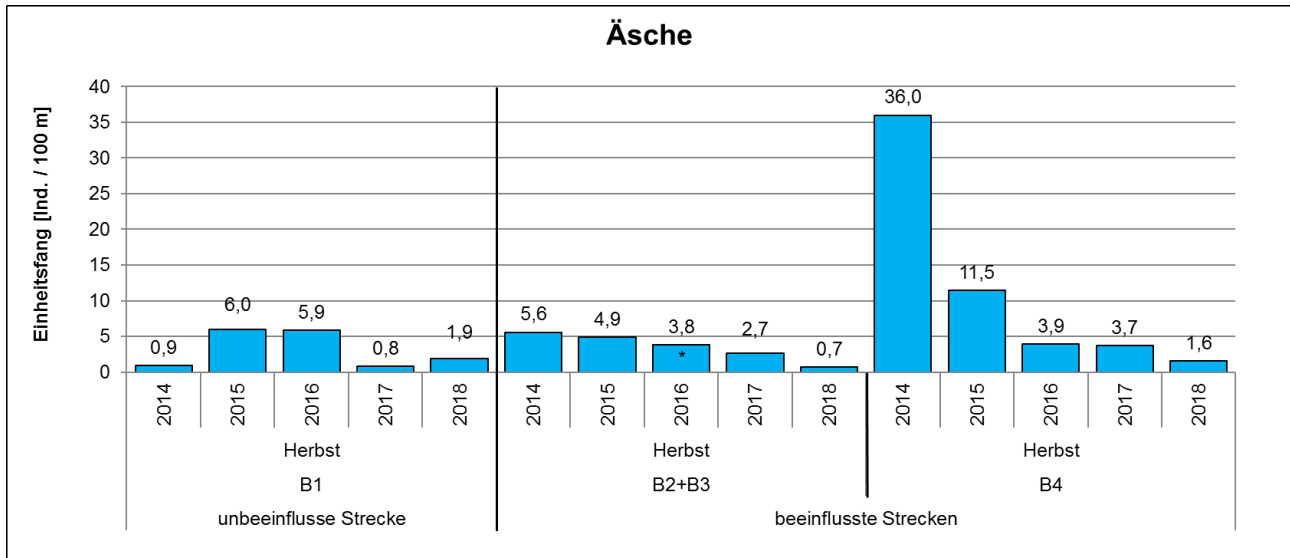


Abb. 54: Einheitsfang der Äsche (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungstrecke und -jahr (\* Ergebnis der Sommerbefischung 2016)

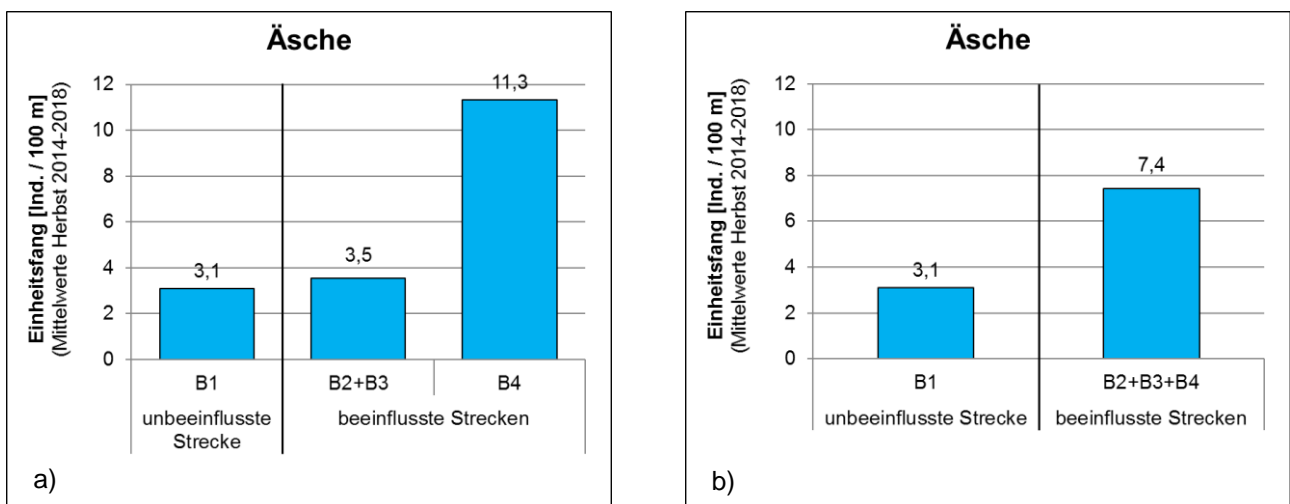


Abb. 55: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Äsche in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Äsche in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst

Bei dem abschnittsbezogenen Vergleich der gemittelten Einheitsfänge der Äsche (Herbst 2014–2018) konnte eine deutliche flussabgerichtete Zunahme festgestellt werden (B1: 3,1 Ind./100 m, B2+B3: 3,5 Ind./100 m, B4: 11,3 Ind./100 m; Abb. 55). Betrachtet man die beiden beeinflussten Befischungstrecken B2+B3 und B4 zusammen, ergibt sich ein gemittelter Einheitsfang von rund 7,4 Ind./100 m (Abb. 55). Vergleicht man diesen Wert mit dem gemittelten Einheitsfang der Kontrollstrecke B1 (3,1 Ind./100 m) wird deutlich, dass die temperatursensible Äsche in den beeinflussten Strecken unterhalb der Einleitungen des CPG in höheren Dichten vorkommt als in der unbeeinflussten Befischungstrecke B1.

## Bachforelle

In den nachfolgenden beiden Abbildungen sind die Einheitsfänge der Bachforelle in Abhängigkeit der Befischungsstrecke und -jahr (Abb. 56) sowie die Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 einzeln bzw. zusammengefasst (Abb. 57) dargestellt.

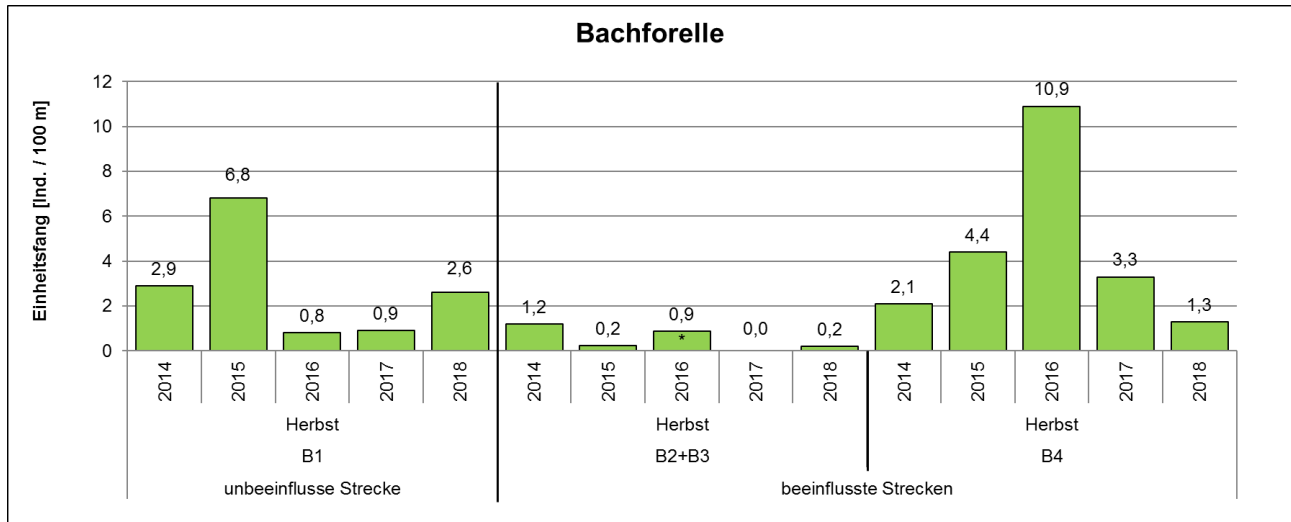


Abb. 56: Einheitsfang der Bachforelle (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungsstrecke und -jahr (\* Ergebnis der Sommerbefischung 2016)

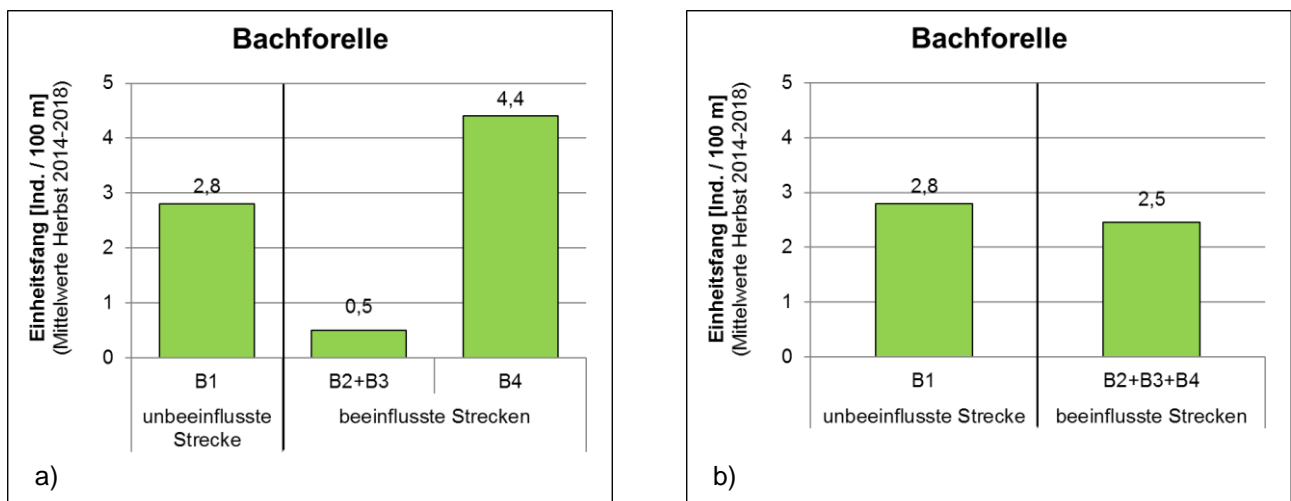


Abb. 57: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Bachforelle in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Bachforelle in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst

Bei dem Vergleich der gemittelten Einheitsfänge (Abb. 57) wurden je nach Untersuchungsabschnitt deutliche Schwankungen festgestellt. Innerhalb der Kontrollstrecke B1 sowie in der beeinflussten Strecke B4 wurden höhere gemittelte Einheitsfänge (B1: 2,8 Ind./100 m; B4: 4,4 Ind./100 m) verzeichnet als in der unmittelbar unterhalb der Einleitung angrenzenden Befischungsstrecke B2+B3

(0,5Ind./100 m). Betrachtet man die beiden beeinflussten Befischungstrecken B2+B3 und B4 zusammen, ergibt sich ein gemittelter Einheitsfang von 2,5 Ind./100 m. Vergleicht man diesen Wert mit dem gemittelten Einheitsfang der Kontrollstrecke B1 (2,8 Ind./100 m) wird deutlich, dass die temperatursensible Bachforelle ober- als auch unterhalb der Einleitungen des CPG etwa in vergleichbaren Dichten vorkommt.

**Elritze**

In den nachfolgenden beiden Abbildungen sind die Einheitsfänge der Elritze in Abhängigkeit der Befischungstrecke und -jahr (Abb. 58) sowie die Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 einzeln bzw. zusammengefasst (Abb. 59) dargestellt.

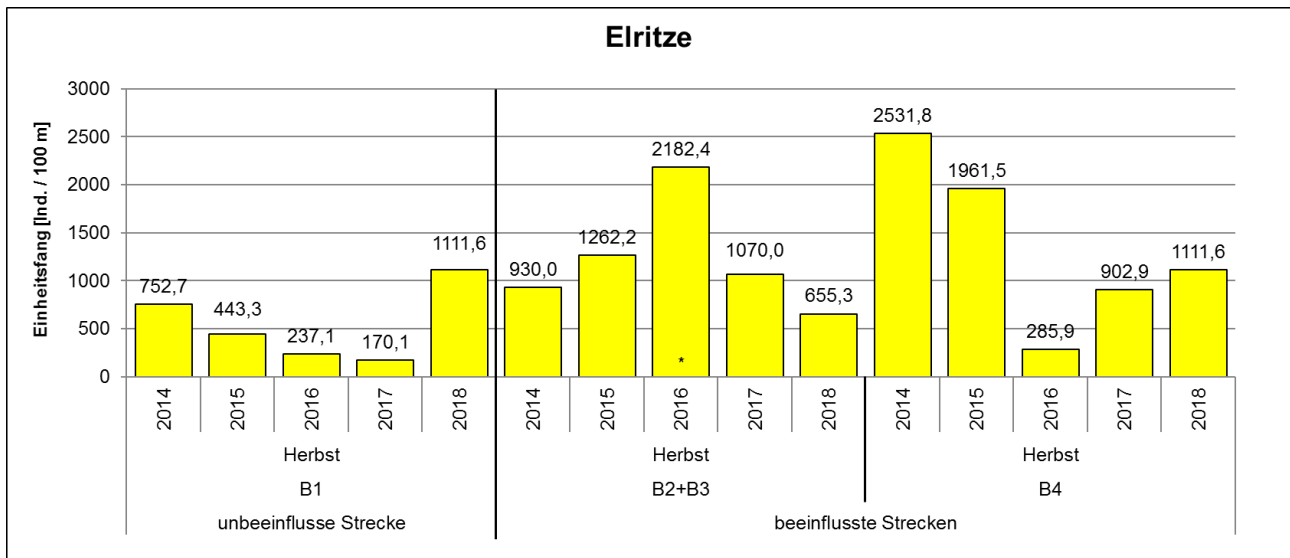


Abb. 58: Einheitsfang der Elritze (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungstrecke und -jahr (\* Ergebnis der Sommerbefischung 2016)

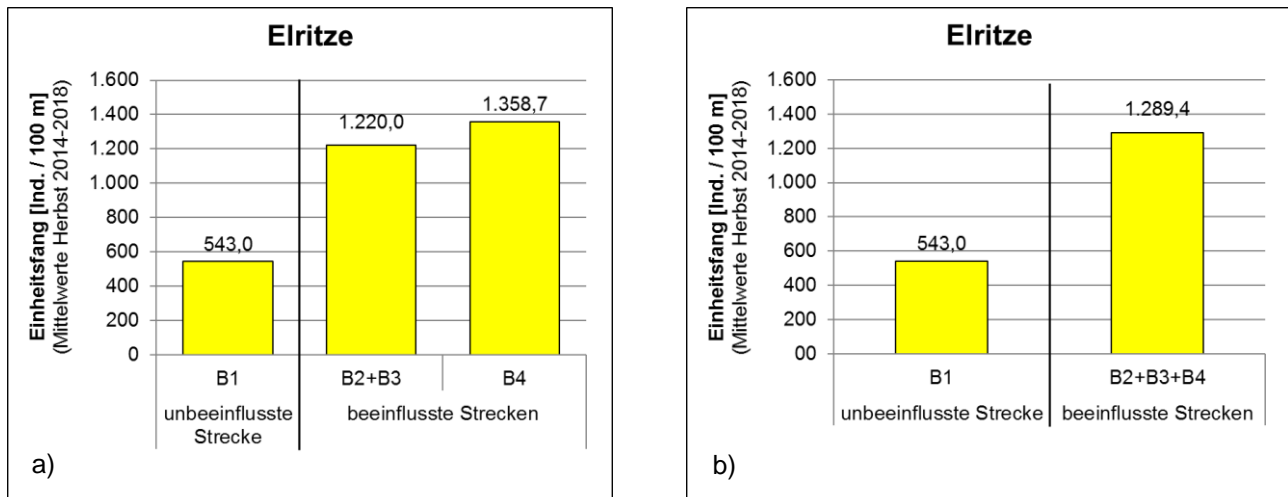


Abb. 59: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Elritze in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Elritze in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst

Bei dem abschnittsbezogenen Vergleich der gemittelten Einheitsfänge konnten innerhalb der beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 weit höhere Werte erreicht werden als in der Kontrollstrecke B1 (B1: 543,0 Ind./100 m; B2+B3: 1.220,0 Ind./100 m; B4: 1.358,7 Ind./100 m). Betrachtet man die beiden beeinflussten Befischungstrecken B2+B3 und B4 zusammen, ergibt sich ein gemittelter Einheitsfang von 1.289,4 Ind./100 m. Vergleicht man diesen Wert mit dem gemittelten Einheitsfang der Kontrollstrecke B1 (543,0 Ind./100 m) wird deutlich, dass die temperatursensible Elritze unterhalb der Einleitungen des CPG in deutlich höheren Individuendichten vorkommt als in der beeinflussten Strecke B1.

### Groppe

In den nachfolgenden beiden Abbildungen sind die Einheitsfänge der Groppe in Abhängigkeit der Befischungstrecke und -jahr (Abb. 60) sowie die Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014 – 2018) der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 einzeln bzw. zusammengefasst (Abb. 61) dargestellt.

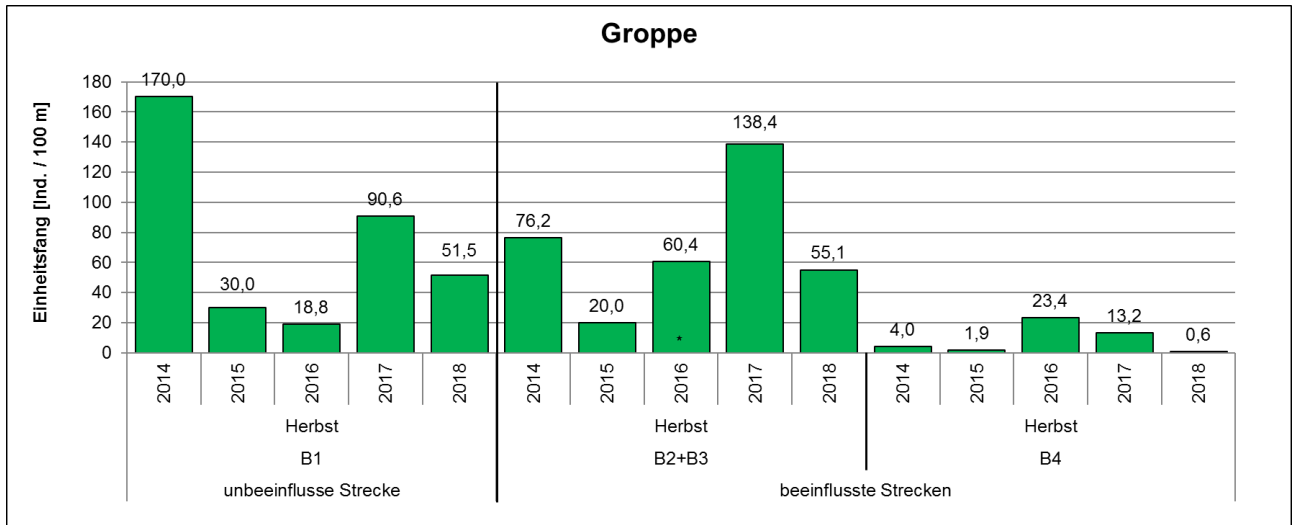


Abb. 60: Einheitsfang der Groppe (Ind./100 m) in Abhängigkeit der Befischungsbereichs und –jahr (\* Ergebnis der Sommerbefischung 2016)

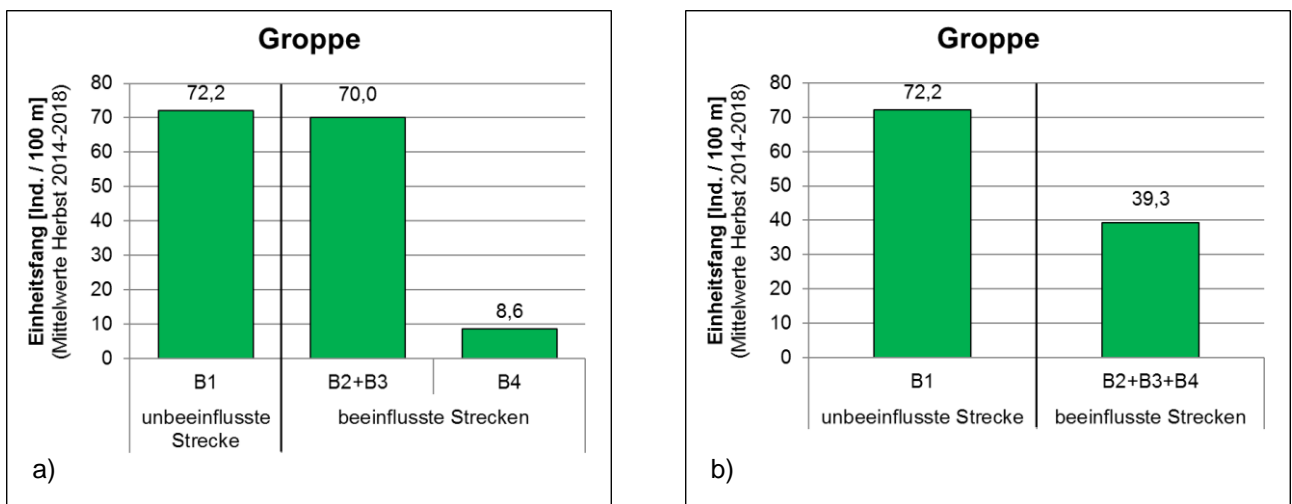


Abb. 61: a) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Groppe in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4; b) Mittelwerte der Einheitsfänge (Herbst 2014–2018) der Groppe in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 und beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 zusammengefasst

Bei dem Vergleich der einzelnen Abschnitte wurden in der Kontrollstrecke B1 sowie in der beeinflussten Strecke B2+B3 höhere gemittelte Einheitsfänge erzielt als in der weiter flussab gelegenen beeinflussten Strecke B4 (B1: 72,2 Ind./100 m; B2+B3: 70,0 Ind./100 m; B4: 8,6 Ind./100 m).

Die Individuendichte der Groppe lag in dem am stärksten thermisch beeinflussten Bereich B2+B3 (70,0 Ind./100 m) auf einem vergleichbaren Niveau wie in der Kontrollstrecke B1 (72,2 Ind./100m). Betrachtet man die beiden beeinflussten Befischungsbereiche B2+B3 und B4 zusammen, ergibt sich ein gemittelter Einheitsfang von 39,3 Ind./100 m. Wegen des sehr geringen Groppenaufkommens in B4 (8,6 Ind./100 m) ergibt sich, dass diese Art unterhalb der Einleitungen des CPG in geringeren Individuendichten nachgewiesen wurde als in der unbeeinflussten Strecke B1.



Zusammenfassend ist festzustellen, dass die vier in der Alz nachgewiesenen temperatursensiblen (oligo-stenothermen) Fischarten Äsche, Bachforelle, Elritze und Groppe sowohl ober- als auch unterhalb der Einleitung des CPG vorkommen.

Die Einheitsfänge der vier erfassten Arten wiesen über den betrachteten Untersuchungszeitraum (Herbst 2014–2018) größtenteils erhebliche Schwankungen auf. Bei den beiden zu den Salmoniden (Familie der lachs- bzw. forellenartigen Fische) gehörigen und besonders temperatursensiblen Arten Äschen und Bachforelle konnte keine nachteilige Auswirkung durch die Einleitung der CPG festgestellt werden. So wurde für die Bachforelle im beeinflussten Bereich ein nahezu identischer gemittelter Einheitsfang dokumentiert als in der Kontrollstrecke, während die besonders temperaturempfindliche Äsche unterhalb der Einleitung sogar deutlich häufiger nachgewiesen wurde als im unbeeinflussten Bereich oberhalb des CPG. Auch die Kleinfischart Elritze wurde in den beeinflussten Befischungsstrecken B2+B3 und B4 in markant höheren Stückzahlen gefangen als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke. Der gemittelte Einheitsfang der Groppe war innerhalb des unbeeinflussten Abschnitts B1 höher als unterhalb der CPG. Dies lag in erster Linie an den sehr geringen Fängen in der beeinflussten Befischungsstrecke B4. Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Groppe unter den betrachteten vier Arten jene ist, die thermisch die geringste Sensibilität aufweist. Die geringeren Groppendichten insbesondere in B4 dürften maßgeblich auf die unzureichende Ausstattung dieses Abschnittes mit geeigneten Habitaten für diese Art zusammenhängen. Aufgrund der Tatsache, dass die temperatursensiblen Fischarten Äsche, Bachforelle und Elritze in den beeinflussten Streckenabschnitten (B2+B3, B4) vorkamen und dort teils sogar deutlich höhere Einheitsfänge aufwiesen als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1, bestätigt die Annahme, dass die geringere Nachweise der Groppe im Abschnitt B4 nicht auf die thermische Einleitung des CPG zurückzuführen sind, sondern auf die defizitäre Habitatsituation für diese Art. Diese Annahme wird zusätzlich bestätigt durch den Vergleich des Groppenvorkommens in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 (72,2 Ind./100 m) mit dem Groppenvorkommen in der beeinflussten Strecke B2+B3 unmittelbar unterhalb der Einleitung der CPG. Dort direkt unterhalb der Einleitung des CPG, im am stärksten thermisch und stofflich beeinflussten Alzbereich B2+B3, lag die Individuendichte der Groppe mit 70,0 Ind./100 m in gleicher Größenordnung als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B4 (72,2 Ind./100 m).

Insgesamt ist festzustellen, dass im thermisch und stofflich durch CPG beeinflussten Untersuchungsabschnitten der Alz das Vorkommen bzw. die Präsenz der temperaturempfindlichen Fischarten in den letzten fünf Untersuchungsjahren gleich hoch, bei den meisten Arten aber höher war als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke.

### 6.8.5 Entwicklung von krankhaften Veränderungen und Verletzungen

Im Rahmen der Untersuchung „Umweltauswirkungen Werk Gendorf“ (2001, 2006, 2011 und 2016; siehe Kap. 5.6) wurden alle gefangenen Fische  $\geq 10$  cm oberhalb bzw. unterhalb der Einleitung des CPG) auf Auffälligkeiten des äußeren Erscheinungsbildes hin untersucht. Hierbei fand eine getrennte Betrachtung statt von

- allgemeinen krankhaften Veränderungen (Abb. 62) und
- Verletzungen, die durch die Einwirkung fischfressender Vögel hervorgerufen wurden (Schnabelhiebe, Schnabelspuren, etc., Abb. 63)

### Allgemeine krankhafte Veränderungen

Erscheinungsbilder der „allgemeinen krankhaften Veränderungen“ sind z.B.

- Entzündungen und/oder Blutungen im Bereich der Flossen, Kiemen(-deckel), im Maulbereich, sowie am Schwanzstiel,
- Hautläsionen und Hautentzündungen,
- Verpilzungen,
- Geschwüre/Blumenkohlgeschwüre sowie
- Wirbelsäulenverkrümmungen.

Solche allgemeinen krankhaften Veränderungen können durch verschiedene Ursachen ausgelöst werden (mechanische Verletzungen von Fischen z.B. beim Ablachen, bei Revierkämpfen etc.) werden aber erfahrungsgemäß auch und insbesondere durch stoffliche Belastungen in Kombination mit sonstigen Stressfaktoren verursacht oder verstärkt.

Hiervon eindeutig abgrenzbar sind Verletzungen und oder Vernarbungen von Fischen, welche auf Attacken von fischfressenden Vögeln zurückzuführen sind. Im Untersuchungsgebiet sind hier besonders der Gänsesäger, der Kormoran sowie der Graureiher zu nennen bzw. die charakteristischen Hieb, Stich und Schnabelspuren-Verletzungen bei Fischen durch die genannten Vogelarten.

In Abb. 62 sind die Anteile der gesundheitlich beeinträchtigten Alzfische am Gesamtfang in der langen Jahresreihe zwischen 2001 und 2016 bzw. ist die Entwicklung der „Krankheitserscheinungen“ im Zuge der vier Untersuchungszyklen (2001, 2006, 2011 und 2016) dargestellt. Dabei wird jeweils verglichen zwischen der Entwicklung in der unbeeinflussten Kontrollstrecke (oberhalb CPG) und der seitens der CPG-Einleitungen beeinflussten Bereiche (unterhalb CPG).

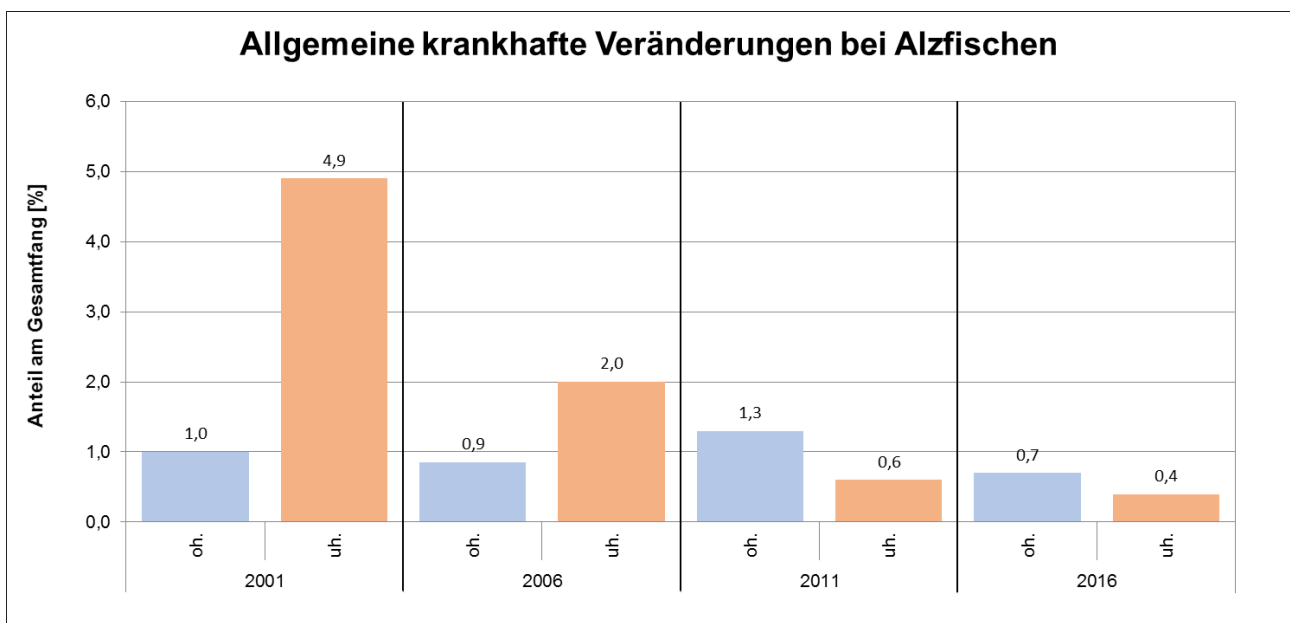


Abb. 62: Allgemeine krankhafte Veränderungen bei Alzfischen. %-Anteile am Gesamtfang der Bestandserhebungen 2001, 2006, 2011 und 2016 (oh.: unbeeinflusste Befischungstrecken oberhalb der CPG-Einleitungen; uh.: beeinflusste Befischungstrecken unterhalb CPG-Einleitungen)

Im ersten Untersuchungsjahr (2001) wurde unterhalb der Einleitung des CPG mit 4,9 % die bis heute höchste gesundheitliche Beeinträchtigung der Alzfische ermittelt. Dieser Wert war zum Untersuchungszeitpunkt 2001 im beeinflussten Bereich etwa fünfmal so hoch als im unbeeinflussten Bereich oberhalb der CPG-Einleitung (2001: 1,0 %). Bereits im Jahre 2006 wurde ober- als auch unterhalb der Einleitung eine Abnahme bei den äußerlich erkennbaren krankhaften Veränderungen der Fische festgestellt. Allerdings hatte sich der Anteil im unbeeinflussten Bereich nur unwesentlich erniedrigt (von 1,0 auf 0,9 %). Im beeinflussten Bereich unterhalb des CPG hingegen hatten die allgemeinen krankhaften Veränderungen von 4,9 auf 2,0 % also um den Faktor 2,45 abgenommen. Im Jahr 2011 konnte oberhalb der Einleitung, im Vergleich zu 2006, ein geringer Anstieg auf 1,3 % dokumentiert werden, während unterhalb des CPG eine weitere Abnahme auf 0,6 % der äußerlichen krankhaften Auffälligkeiten zu verzeichnen war. Diese geringen Anteile an krankhaft veränderten Fischen wurden im Untersuchungsjahr 2016 im seitens des CPG beeinflussten Bereich nochmals unterschritten (oh.: 0,7 %; uh.: 0,4 %). Die Analyse der Ergebnisse in der Jahresreihe 2001 bis 2016 bzw. der vier Untersuchungszyklen 2001, 2006, 2011 und 2016 erbrachte zusammenfassend folgendes Ergebnis:

- Im unbeeinflussten Bereich (oberhalb CPG-Einleitung) ergaben sich in der untersuchten Periode keine bzw. nur geringfügige Änderungen/Schwankungen bei den krankhaften Erscheinungsbildern der Fische. Diese schwankten um einen Wert von ca. 1 % (Max. 1,3 %, Min. 0,7 %). Ein Trend war hier, im unbeeinflussten Bereich, nicht zu erkennen.
- Im durch die Einleitungen des CPG beeinflussten Bereich hingegen konnte ein deutlicher und kontinuierlich anhaltender Rückgang der allgemeinen krankhaften Veränderungen der Fische festgestellt werden. Ausgehend von einem Maximalwert von 4,9 % im Jahr 2001 wurde dort im Jahr 2016 nur noch ein sehr geringer Anteil von krankhaft veränderten Fischen nachgewiesen, der mit 0,4 % niedriger lag als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke (0,7 %).

### **Verletzungen durch fischfressende Vögel**

In Abb. 63 sind die prozentualen Anteile der durch fischfressende Vögel geschädigten Alzfische in Abhängigkeit der Befischungstrecken (oberhalb / unterhalb der Einleitung des CPG) dargestellt, die im Zuge der Bestandserhebungen 2001, 2006, 2011 und 2016 gefangen wurden.

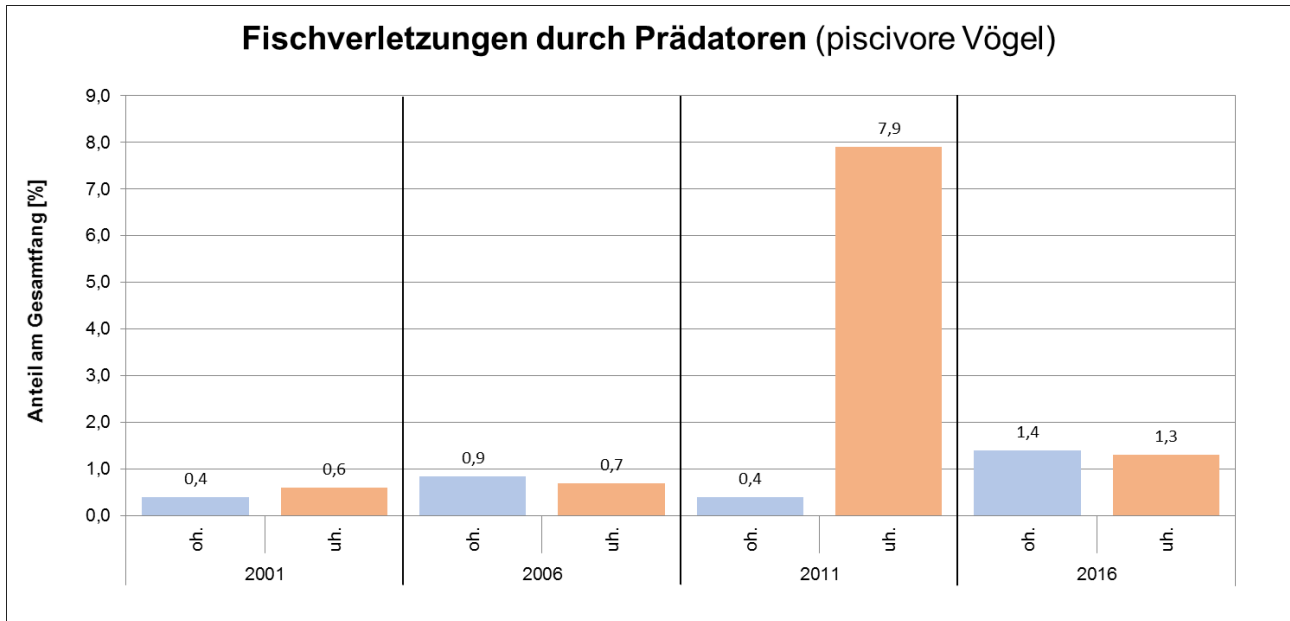


Abb. 63: Anteile der Fischverletzungen (piscivore Vögel) am Gesamtfang der Bestandserhebungen 2001, 2006, 2011 und 2016 (oh.: oberhalb des CPG; uh.: unterhalb des CPG)

Die Fischverletzungen durch piscivore Vögel lagen im Jahre 2001 auf dem bis heute niedrigsten Niveau (oh.: 0,4 %; uh.: 0,6 %). Im Jahre 2006 kam es zu einem unwesentlichen Anstieg der äußerlichen Verletzungen (oh.: 0,9 %; uh.: 0,7 %). Im Vergleich zu den ausgeglichenen Schadensbildern ober- und unterhalb des CPG in den Jahren 2001 und 2006, wurden im Jahre 2011 deutliche Unterschiede festgestellt. So lag der Anteil an verletzten Fischen im unbeeinflussten Bereich (Kontrollstrecke) mit 0,4 % auf einem sehr niedrigen Niveau, während unterhalb der Einleitung der höchste Anteil (7,9 %) an verletzten Fischen verzeichnet wurde. Die Fischverletzungen durch Vögel 2016 lagen mit 1,4 (oh. des CPG) und 1,3 (uh. des CPG) zwar über denen der Jahre 2001 und 2006, befanden sich jedoch weit unterhalb des Maximalwerts von 7,9 % (2011, uh. des CPG). Mit Ausnahme des einmalig stark erhöhten Schädigungsanteils (Fischverletzungen) unterhalb des CPG im Jahre 2011 waren keine Tendenzen einer höheren Schädigungsrate im beeinflussten Bereich durch fischfressende Vögel auffällig. Einflüsse der Einleitungen des CPG auf die Verletzungsrate durch fischfressende Vögel können ausgeschlossen werden. Diese ist alleine abhängig von der Anzahl an Gänsesägern und Kormoranen, die während oder vor der jeweiligen Untersuchungskampagne im betreffenden Bereich Fische gejagt haben.

## 6.8.6 Bewertung der Fischfauna nach WRRL (fiBS)

### 6.8.6.1 Vorbemerkungen zum Bewertungsverfahren nach fiBS

Für die Bewertung von Fließgewässern nach EU-WRRL werden die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos und Phytoplankton sowie die Fischfauna verwendet. Für die biologische Qualitätskomponente Fischfauna innerhalb von Fließgewässern ist nach OGewV, Anlage 5 das Bewertungsverfahren „fiBS“ (fischbasiertes Bewertungssystem; DÜLLING 2009) anzuwenden. Für die Auswertung der BNGF-Befischungsdaten wurde die fiBS-Version 8.1.1. verwendet.

---

Die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS beruht auf zwei Voraussetzungen:

- Der bereits a priori durchgeführten Rekonstruktion einer vergleichsweise individuellen und detaillierten Referenz- bzw. Potenzial-Zönose für den betrachteten Fließgewässerabschnitt.
- Der quantitativen Erhebung repräsentativer Fischbestandsdaten in den hierzu ausgewählten Probestrecken.

Zur Bewertung werden verschiedene fischökologisch relevante Parameter (sog. Metrics) des Probenahmeergebnisses mit den entsprechenden, durch die Referenz- bzw. Potenzial-Zönose vorgegebenen Werten verglichen. Abhängig vom Ausmaß der Abweichungen werden gemäß vorgegebener Kriterien 5, 3 oder 1 Punkt(e) vergeben (sog. Scoring). Hierbei gilt:

- 5 → die Abweichung reflektiert den sehr guten ökologischen Zustand;
- 3 → die Abweichung reflektiert den guten ökologischen Zustand;
- 1 → die Abweichung reflektiert einen mäßigen oder schlechteren ökologischen Zustand.

Den für das Scoring herangezogenen Metrics lassen sich die folgenden sechs fischökologischen Qualitätsmerkmale zuordnen:

- (1) Arten- und Gildeninventar
- (2) Artenabundanz und Gildenverteilung
- (3) Altersstruktur
- (4) Migration (indexbasiert)
- (5) Fischregion (indexbasiert)
- (6) Dominante Arten (indexbasiert)

Die Gildenzugehörigkeiten und die zur Berechnung mancher Indizes notwendigen ökologischen Charakteristika aller bewertungsrelevanten Fischarten wurden für das Verfahren deutschlandweit verbindlich festgelegt (DUßLING 2009). Sie sind als Tabelle auch in der Softwareanwendung von fiBS enthalten.

Zur Gesamtbewertung einer Probestrecke werden die im Rahmen des Scorings vergebenen Punkte zu einem gewichteten Gesamtmittel verrechnet. Dieses nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 an. Die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen sind unterschiedlichen Teilbereichen dieses Intervalls gemäß folgender Einteilung zugeordnet:

- > 3,75: Sehr guter ökologischer Zustand;
- > 2,50–3,75: Guter ökologischer Zustand;
- > 2,00–2,50: Mäßiger ökologischer Zustand;
- > 1,50–2,00: Unbefriedigender ökologischer Zustand;
- ≤ 1,50: Schlechter ökologischer Zustand.

Die hier vorgenommenen Auswertungen der Untersuchungsabschnitte mittels fiBS ist **nicht** mit der amtlichen Bewertung/Einstufung der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna im vorliegenden Oberflächenwasserkörper der Alz gleichzusetzen. Letztere basiert zum Teil auf Untersuchungsergebnissen aus anderen Abschnitten des gleichen Oberflächenwasserkörpers. Nur Hirten (B1) und Hohenwart (B4) sind Messstellen der WRRL, so dass für den Befischungsabschnitt Gendorf (B2+B3) des Monitoringprogramms „Gewässerschaden in der Alz, Werk Gendorf - Monitoring der Fischfauna“ keine amtlichen Ergebnisse zu Vergleichszwecken vorliegen.

Auch stehen die Untersuchungen nach dem Monitoringprogramm in einem anderen zeitlichen Kontext als die amtlichen Untersuchungen und Bewertungen zur Zustandsfeststellung und Bewertung nach WRRL. Die WRRL sieht hinsichtlich der Dokumentation des ökologischen Zustands von Oberflächenwasserkörpern einen Berichtszeitraum von 6 Jahren vor. In Anhang V der WRRL ist ferner festgelegt, dass Fischbestände zur überblicksweisen Überwachung der Fließgewässer alle 3 Jahre zu beproben sind (EUROPÄISCHE UNION 2000). Demnach wäre jede Probestrecke innerhalb des Berichtszeitraumes zweimal zu befischen. Untersuchungen haben ergeben, dass die Ergebnisse von Befischungen insbesondere in artenreichen Fließgewässern starken Varianzen unterliegen. Diese treten sowohl zwischen verschiedenen Jahren als auch rein zufällig bedingt auf. Für die fischbasierte Fließgewässerbewertung muss es von Interesse sein, diese Varianzen so gut wie möglich zu glätten. Aus fischereifachlicher Sicht ist somit nachdrücklich zu empfehlen, innerhalb des Berichtszeitraums von 6 Jahren mindestens drei Einzelbefischungen pro Probestrecke durchzuführen (DUBLING 2009).

Die fiBS-Auswertungen der BNGF-Befischungsdaten erfolgte nach den im Handbuch vorgegebenen Empfehlungen. Hierbei wurden die Befischungsdaten aus den Jahren 2012, 2013 und 2014 direkt nach dem Schadensfall und die aktuellen Daten aus den Jahren 2016, 2017 und 2018 für die Bereiche Hirten (B1), Gendorf (B2+B3) und Hohenwart (B4) einzeln sowie jeweils für drei Jahre „gepoolt“ betrachtet.

Es ist hervorzuheben, dass das Bewertungssystem fiBS kein geeignetes methodisches Instrumentarium ist, um die Auswirkungen stofflicher oder thermischer Einleitungen auf die Fischfauna abzubilden. Der ökologische Zustand der Fischfauna wird vielmehr maßgeblich bestimmt und limitiert von den hydromorphologischen Bedingungen sowie von der Funktionsfähigkeit und Verfügbarkeit der Schlüsselhabitate und Mesohabitate der Fischfauna bzw. von Defiziten in diesen Bereichen.

#### **6.8.6.2 Bewertung nach WRRL - amtliche Erhebungen**

##### **Flusswasserkörper F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“**

Im 1. Bewirtschaftungszeitraum (2010–2015) war der Zustand der Qualitätskomponente Fischfauna im Alz-Flusswasserkörper F586 bzw. im Untersuchungsgebiet in die Zustandsklasse „gut“ eingestuft worden. Der „gute“ ökologische Zustand ging dabei u.a. auf die amtlichen Untersuchungen vom Herbst 2011 zurück.

Bei dem Schadenfall vom März 2012 (Chemieunfall - Werk Gendorf) kam es flussabwärts der CPG Einleitung zu einem nahezu vollständigen Verlust des Fischbestandes. Hierdurch lag, obwohl eine Wiederbesiedlung und allmähliche grundsätzliche Bestandsregeneration stattfand, in den Folgejah-

ren ein stark veränderter Fischbestand im Vergleich zum Ausgangszustand 2011 vor. Die Artenanteile waren verschoben. Eine Wiederherstellung überwiegend durch Wiederbesiedlung von flussaufwärts, vom Inn her und durch Eigenreproduktion der Arten ist zwar hinsichtlich der Individuenzahlen und der Artenzahlen bereits wieder erfolgt. Da sich bestimmte Arten aber rascher entwickelt haben als andere, waren die Artenanteile gegenüber dem Vorzustand noch deutlich verschoben.

Die behördliche Einstufung des Alz-Flusswasserkörpers F586 erfolgte aufgrund dieser Defizite im 2. Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) in die Zustandsklasse „mäßig“. Hauptursächlich dafür dürfte der Schadensfall von März 2012 sein, da die übrigen fischbestandsbeeinflussenden Parameter wie u.a. hydromorphologische Defizite und stoffliche/thermische Frachten durch die Werkseinleitung des CPG/ISG keinerlei Änderung unterlagen.

### **6.8.6.3 Bewertung nach WRRL - eigene Erhebungen**

Die folgenden beiden Abbildungen (Abb. 64 und Abb. 65) zeigen die mit Hilfe von fiBS berechneten ökologischen Zustände der Fischfauna des von der CPG-Einleitung unbeeinflussten Untersuchungsbereich B1 (Hirten) sowie der beeinflussten Bereiche Gendorf (B2+B3) und Hohenwart (B4). Als Datengrundlage für die Berechnung dienen die Befischungsdaten des BNGF-Monitoringprogramms „Gewässerschaden in der Alz, Werk Gendorf – Monitoring der Fischfauna“. Im Zuge des Monitoringprogramms wurden die Untersuchungsbereiche B1 bis B4 seit 2012 bis 2018 jährlich nach WRRL-Vorgaben elektrisch befischt und der Fischbestand erfasst. Um eine mögliche Entwicklung des fiBS-Wertes innerhalb des Untersuchungsgebietes aufzuzeigen, wurden die Befischungsdaten der Jahre 2012, 2013 und 2014, also kurz nach dem Schadensfall und die Ergebnisse der aktuellen Befischungsjahre 2016, 2017 und 2018 nach WRRL-Vorgaben ausgewertet. Hierbei wurden nur die Daten der Herbstbefischungen herangezogen (Ausnahme 2016 und Befischungsstrecke B2+B3: hier liegen keine Herbstbefischungsdaten vor; es wurden daher die Sommerbefischungsdaten verwendet).

Als Grundlage für die fiBS-Auswertungen dient die 2017 aktualisierte, amtliche und für den Alz-Flusswasserkörper F586 gültige Referenzzönose Nr. 97 (siehe Anhang 20). Dargestellt sind die fiBS-Werte in der unbeeinflussten (B1) und in den zwei beeinflussten Probestellen (B2+B3; B4) sowohl für die drei unmittelbaren Schadenfolgejahre 2012 bis 2014 (Abb. 64) als auch für die jüngsten drei Untersuchungsjahre 2016 bis 2018 (Abb. 65) jeweils als Ergebnis der Einzel-Beprobungsjahre sowie als „gepooltes“ Ergebnis für die beiden betrachteten 3-Jahres-Zeiträume.

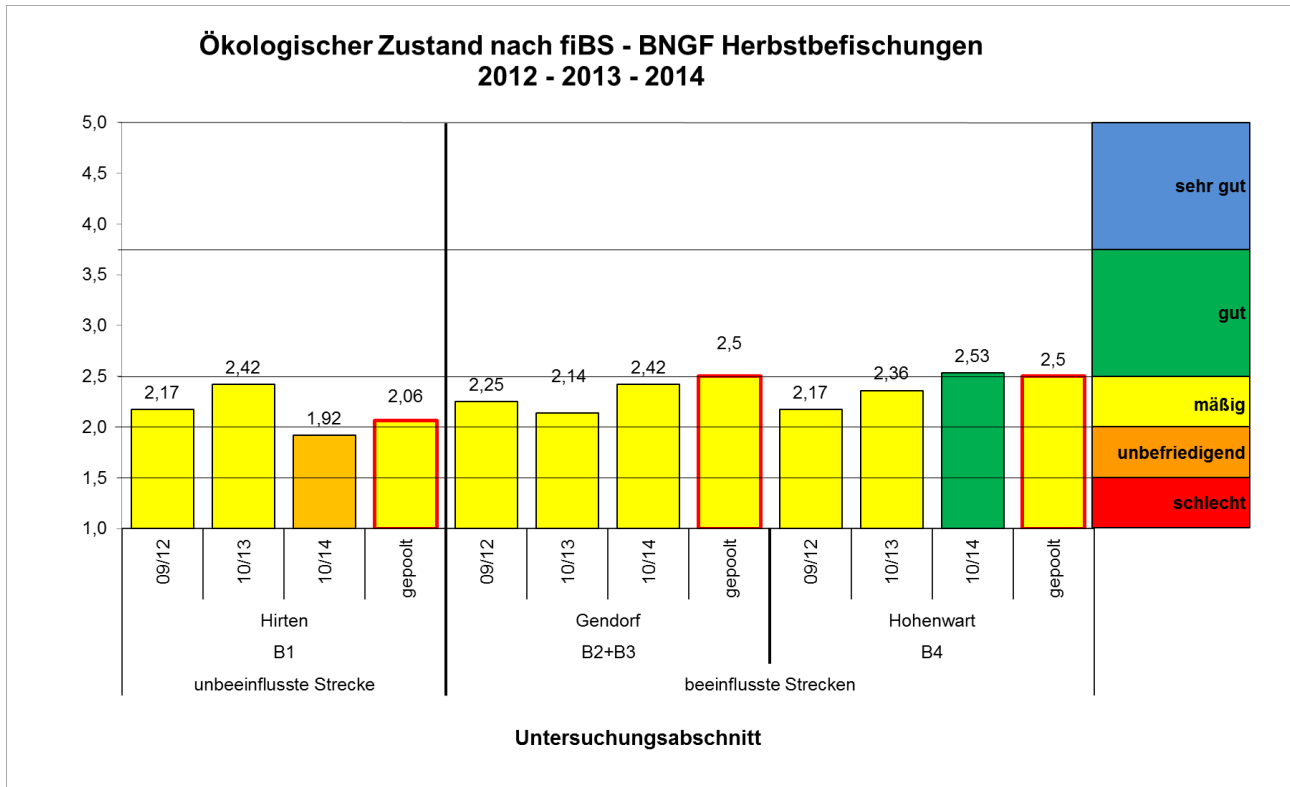


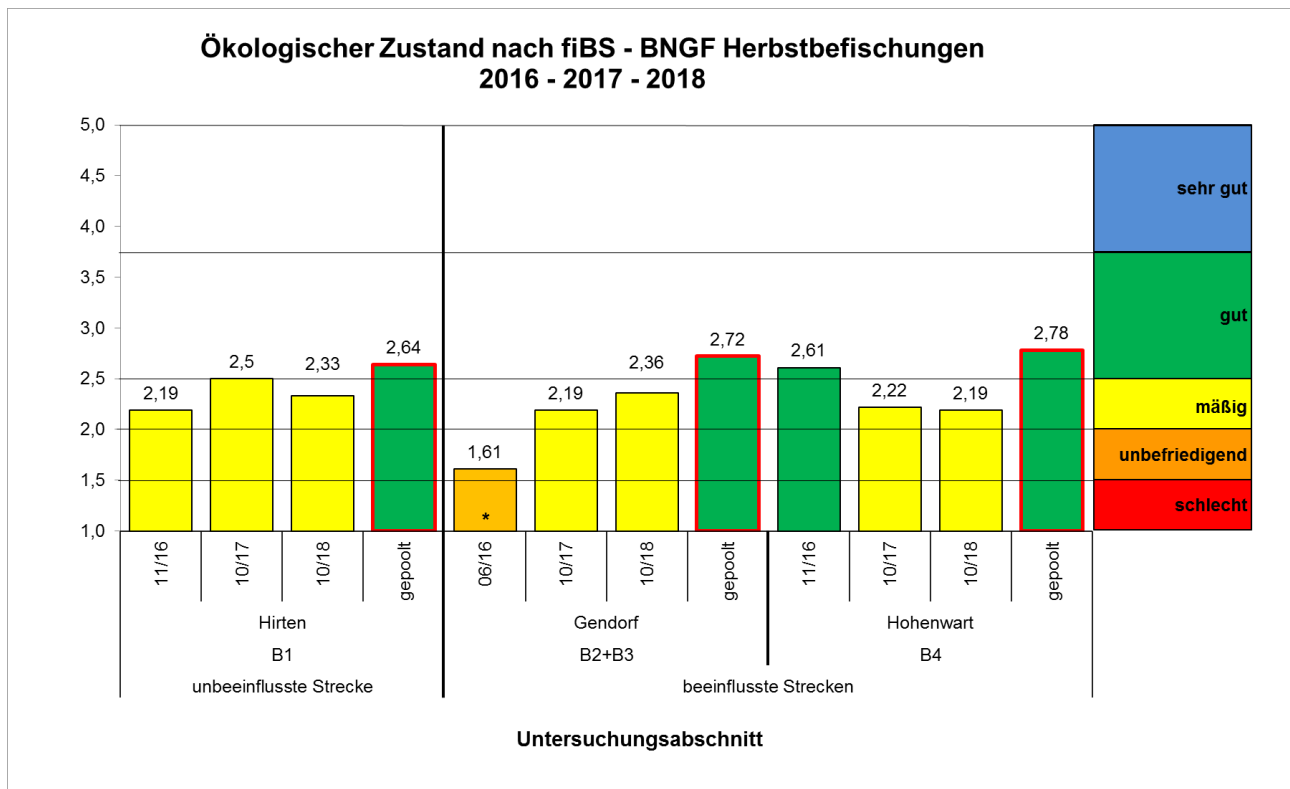
Abb. 64: Ökologischer Zustand der Fischfauna nach fiBS im Zeitraum 2012–2014 (unmittelbarer Schadenfolgezeitraum) in den einzelnen Bereichen und einzelnen Jahren sowie „gepoolt“ für drei Jahre (rot umrandet).

Bei Berücksichtigung der Einzeljahreswerte kurz nach dem Schadenfall im Zeitraum 2012 bis 2014 ergab sich dabei in allen Untersuchungsbereichen der mäßige, zum Teil sogar der unbefriedigende Zustand. Lediglich im Bereich B4 erzielte das Einzelergebnis der Herbstbefischung 2014 einen „guten“ ökologischen Zustand. Die „gepoolten“ Daten zeigen für diesen „schadennahen“ Zeitraum 2012 bis 2014 den „mäßigen“ ökologischen Zustand an (Abb. 64) und entsprechen damit der amtlichen Einstufung im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum.

Die Einzeljahreswerte im Zeitraum Herbst 2016 bis 2018 (Abb. 65) weisen für alle drei Befischungsbereiche grundsätzlich eine Erhöhung/Verbesserung der fiBS-Scores an. Die Werte bewegten sich in B1 im „mäßigen“ Zustand zum Teil nahe der Klassengrenze zum „guten“ ökologischen Zustand (2017), in B4 schwankten sie zwischen dem „guten“ und dem „mäßigen“ Zustand hin und her und in B2+B3 lagen sie zwischen dem unbefriedigenden und dem mäßigen Zustand. Die Auswertung der gepoolten jüngsten Befischungsdaten 2016 bis 2018, also etwa fünf bis sieben Jahre nach dem Chemieunfall vom März 2012, zeigt eine deutliche Verbesserung der fiBS-Werte.

Der berechnete ökologische Zustand der drei Untersuchungsbereiche hat sich vom „mäßigen“ Zustand kurz nach dem Schadensfall zum gegenwärtig „guten“ Zustand hin entwickelt und belegt damit eine Regeneration des Fischbestandes (Abb. 65).





**Erläuterung:**

\* im Herbst 2016 fanden keine Untersuchung des Untersuchungsabschnitts B2+B3 statt. Stattdessen basiert der fiBS-Wert auf den Daten der Sommerbefischung vom 30.06.2016.

Abb. 65: Ökologischer Zustand der Fischfauna nach fiBS im Zeitraum 2016–2018 (nach fortschreitender Bestandsregeneration) in den einzelnen Bereichen und einzelnen Jahren sowie „gepoolt“ für drei Jahre (rot umrandet).

**6.8.7 Naturschutzfachlich relevante Arten und Bewertungen**

**6.8.7.1 Autochthone Fischarten und Neozoen**

Im Rahmen der durchgeführten Bestandserhebungen (Herbst 2014–2018) konnten im Untersuchungsgebiet insgesamt 19 Fischarten nachgewiesen werden. Davon sind 16 Arten (ca. 84 %) als heimisch bzw. autochthon eingestuft. Bei den restlichen drei Fischarten handelt es sich um nicht heimische Arten, sog. Neozoen.

Neozoen sind “[...]Tierarten, die nach 1492 unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind und dort wild leben“ (GEBHARDT ET AL. 1998). Für Fische werden Besatz sowie spontane Arealausweitungen in geeignete neue Lebensräume als Ausbreitungsmechanismen diskutiert bzw. sind nachgewiesen (GOLLASCH ET AL. 1999).

Bei den drei nichtheimischen Arten (Neozoen) handelt es sich um Aal, Regenbogenforelle und Dreistacheliger Stichling (siehe Tab. 44 und Tab. 49). Diese Arten wurden innerhalb der Herbstuntersuchungen der Jahre 2014 bis 2018 lediglich in geringen Stückzahlen nachgewiesen. Die Fänge dieser drei Neozoen sind in Tab. 49, in Abhängigkeit des Befischungsdurchgangs und -abschnitts, aufgeführt.

Tab. 49: Im Zuge der Herbstbefischungen 2014–2018 nachgewiesene Neozoen innerhalb der unbeeinflussten Befischungsstrecke B1 und der beeinflussten Befischungsstrecken B2+B3 und B4

Fischart	Abschnitt	Herbstbefischung				
		2014	2015	2016	2017	2018
Aal	B1	-	-	-	-	-
	B2+B3	4	-	-*	-	-
	B4	1	-	-	-	-
Dreist. Stichling	B1	-	-	-	-	-
	B2+B3	-	5	-*	60	5
	B4	-	-	15	360	322
Regenbogenforelle	B1	13	31	-	12	37
	B2+B3	3	10	3*	5	1
	B4	12	87	4	2	12

**Erläuterung**

\* Ergebnis Sommerbefischung 2016

Der Aal wurde lediglich im Herbst 2014 mit fünf Individuen in den beeinflussten Abschnitten B2+B3 und B4 nachgewiesen. Der Dreistachlige Stichling wurde ebenso nur in den Befischungsstrecken unterhalb der Einleitung des CPG dokumentiert (2014–2018: 5–420 Ind.). Allein die Regenbogenforelle wurde sowohl ober- als auch unterhalb der Einleitung nachgewiesen (2014–2018: 3–128 Ind.). Die lokalen Bestände dieser drei Neozoen sind auf Besatz zurückzuführen.

Im Vergleich zu anderen größeren Fließgewässern Deutschlands ist der Anteil der Neozoen im untersuchten Alzabschnitt, auf Basis der nachgewiesenen Fischarten (rund 14 %) sowie der geringen Individuenzahlen (Tab. 49), als gering einzustufen (REY ET AL. 2013; BNGF 2015, 2016).

### 6.8.7.2 Arten der Roten Listen Deutschland und Bayern Süd

In Kap. 6.8.1 / Tab. 44 sind die Fischarten der Roten Listen (RL) Deutschland und Bayern Süd aufgeführt, die während der Herbstbefischungen (2014–2018) in der Alz, ober- bzw. unterhalb der Einleitung des CPG, nachgewiesen wurden.

Von den im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesenen 19 Arten sind drei (rund 16 %) in der RL-Deutschland (HAUPT ET AL. 2009) mit einer Gefährdungsstufe gelistet, bzw. stehen auf der Vorwarnliste (siehe Tab. 44). Dabei verteilen sich die Kategorien auf die Arten wie folgt: Zwei Arten stehen auf der Vorwarnliste (Nase, Schneider), die Äsche gilt als „stark gefährdet“.

In der RL-Bayern Süd (BOHL ET AL. 2003) werden von den insgesamt 19 im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Fischarten 13 Arten (ca. 68 %) mit einer Gefährdungsstufe aufgeführt (siehe Tab. 44). Davon stehen sieben Arten auf der Vorwarnliste (Bachforelle, Dreist. Stichling, Groppe, Gründling, Hasel, Schmerle und Wels), vier gelten als „gefährdet“ (Barbe, Elritze, Schied und Schneider) und zwei sind als „stark gefährdet“ (Äsche und Nase) eingestuft.

---

### **Verteilung der Rote Liste-Arten ober- und unterhalb der Einleitungen des CPG**

Aus den in Tab. 44 dargestellten Ergebnissen geht hervor, dass die in der RL-Bayern Süd gelisteten Arten Bachforelle, Barbe, Elritze, Groppe und Schmerle sowie die zusätzlich in der RL-Deutschland aufgeführten Arten Äsche und Schneider zu allen Befischungsdurchgängen ober- als auch unterhalb der Einleitungen des CPG festgestellt wurden. Die in beiden Roten Listen vorkommende Nase konnte zwar zu allen Befischungsterminen (Herbst 2014–2018) unterhalb des CPG dokumentiert werden, jedoch erfolgte im Herbst 2014, 2015 und 2017 kein Nachweis oberhalb der Betriebseinleitung. Die Kleinfischarten Dreist. Stichling und Gründling (beides Arten der RL-Bayern Süd) wurden ausschließlich unterhalb des CPG während der Herbstbefischungen 2015 bis 2018 festgestellt. Ein Nachweis des Hasels (gelistet in der RL-Bayern Süd) erfolgte lediglich im Herbst 2014 bis 2016 in dem, von den Einleitungen des CPG beeinflussten Alzabschnitt. Der ebenso in der RL-Bayern aufgeführte Schied wurde nur einmalig im Herbst 2014 unterhalb des CPG nachgewiesen. Der Wels, gelistet in der RL-Bayern Süd, wurde im Herbst 2016 oberhalb der Einleitung und im Herbst 2014 und 2015 unterhalb der Einleitung gefangen.

Insgesamt wurden unterhalb des CPG eine höhere Anzahl an RL-Arten nachgewiesen als oberhalb (siehe Tab. 44).

## **6.9 Stoffliche und thermische Einflüsse der CPG-Einleitungen auf den FWK F583: Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach**

### **6.9.1 Stoffliche Verhältnisse im Inn**

Wie in Kap. 6.3 dargestellt, wurden bei den Untersuchungen im beeinflussten Alz-Abschnitt in den verschiedenen Medien (Wasser, Sediment, Schwebstoff, Fische) bei Betrachtung der Einzelstoffe keine Konzentrationen bzw. Werte gemessenen, die eine nachhaltig beeinträchtigende oder schädigende Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften in der Alz ableiten lassen.

In Anbetracht der 45-fachen bzw. 108-fachen Verdünnung des Alzwassers bei der Einmischung der Alz in den Inn (vgl. Kap. 2.3.2) kann ausgeschlossen werden, dass es im Inn zu relevanten stofflichen Belastungen durch die Einleitung des CPG kommt. Somit ist von keinen nachteiligen Wirkungen der stofflichen Einleitungen des CPG im Inn FWK F583 auszugehen.

### **6.9.2 Thermische Verhältnisse im Inn**

Aufgrund der starken „Verdünnung“ bei Einmischung des Alzwassers im Inn ist eine rein rechnerische, durch die thermische Einleitung des CPG hervorgerufene maximale Aufwärmspanne des Inns von kleiner 0,05 K zu erwarten. Die Erwärmung ist damit so gering, dass es zu keinen gewässerökologisch wirksamen Veränderungen im Inn kommen kann.

---

### **6.9.3 Gesamtbewertung der Wirkungen der stofflichen und thermischen Einleitungen auf den Inn FWK F583**

Nachteilige Wirkungen auf die biologischen und chemischen Qualitätskomponenten des FWK F583 durch die stofflichen und thermischen Einleitungen des CPG im Sinne einer Verschlechterung nach § 27 WHG sind daher auszuschließen. Ebenfalls steht die Einleitung des CPG einer Verbesserung des chemischen und biologischen Potenzials des FWK F583 gemäß § 27 WHG nicht entgegen.

## 7. Maßnahmen zur Verbesserung/Vermeidung/Verminde- rung

### 7.1 Allgemeines

Der Chemiapark Gendorf ist als EMAS-Standort zertifiziert. EMAS (Community's eco-management and audit scheme – Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung) ist als Gütesiegel der Europäischen Union weltweit das anspruchsvollste System für ein nachhaltiges Umweltmanagement. EMAS unterstützt bei der Optimierung der Produktionsprozesse, bei der Verringerung der Umweltauswirkungen und bei einer effektiveren Ressourcennutzung. Über die gesteckten Umweltziele und deren Umsetzung wird in einer jährlichen EMAS-Umwelterklärung berichtet. Diese ist öffentlich zugänglich und wird von einem unabhängigen Umweltgutachter geprüft. Umweltziele, die sich der Chemiapark Gendorf gesetzt hat, sind beispielsweise die Reduzierung des Wasserverbrauchs, der bewusste Einsatz von Rohstoffen oder die Reduzierung des Werksenergieverbrauchs.

Zum Thema Abwasser enthält der Umweltbericht 2018 folgende Ziele:

Aspekt	Ziel/Maßnahme	Beteili- gung	Zieltermin	Erledigun- gs- Stand
<b>Abwasser</b>	<b>Verbesserung der Abwassersituation</b>			
	<b>A</b> Reduzierung der spezifischen Abwassermenge um 3% bis 2018 (Basisjahr 2015)	Archroma	2018	
	<b>B</b> Reduzierung des Verbrauchs von Dampf für Begleitheizungen in einem Tanklager um 15% (Basisjahr 2014) und damit Reduzierung des Wärmeeintrages in die Alz	Global Amines	2018	
	<b>C</b> Reduzierung des Wärmeeintrages in die Alz um 3.000 MWh/a (Basisjahr 2016) durch stoffliche und thermische Verwertung von Dampfkondensaten in der Wasserversorgung	ISG	2017	
	<b>D</b> Erarbeitung und Umsetzung von Maßnahmen zur Reduzierung der organischen Fracht in die biologische Kläranlage	Clariant	2018	
	<b>E</b> Senkung des AOX Wertes im Abwasser um mindestens 50%	Vinnolit	2019	
	<b>F</b> Reduzierung der spezifischen Abwasserfracht um 20% (kg TOC / t Bruttoproduktion) zum Basisjahr 2013	Global Amines	2025	
	<b>G</b> Reduzierung der spezifischen Abwassermenge um 40% (m³ / t Bruttoproduktion) zum Basisjahr 2013	Global Amines	2025	

Abb. 66: Auszug aus der Umwelterklärung<sup>35</sup> 2018 S. 35

## 7.2 Maßnahmen zur Reduktion der thermischen Fracht

### 7.2.1 Nutzung von Rückkühlwasser

Wie bereits in vorherigen Kapiteln angesprochen, besteht die stoffliche und thermische Einleitung des CPG bereits seit mehreren Jahrzehnten. Im Sinne einer Reduktion der thermischen Fracht des Brauchwassers des CPG wird seit Beginn der 2000er Jahre verstärkt Rückkühlwasser zur Anlagenkühlung genutzt (vgl. Abb. 67). Seit Etablierung des Systems ergibt sich ein kontinuierlicher Anstieg der Menge an genutztem Rückkühlwasser.

<sup>35</sup> Abrufbar unter <https://www.gendorf.de/Nachbarn/Umweltschutz/Industrie%20und%20Nachhaltigkeit>

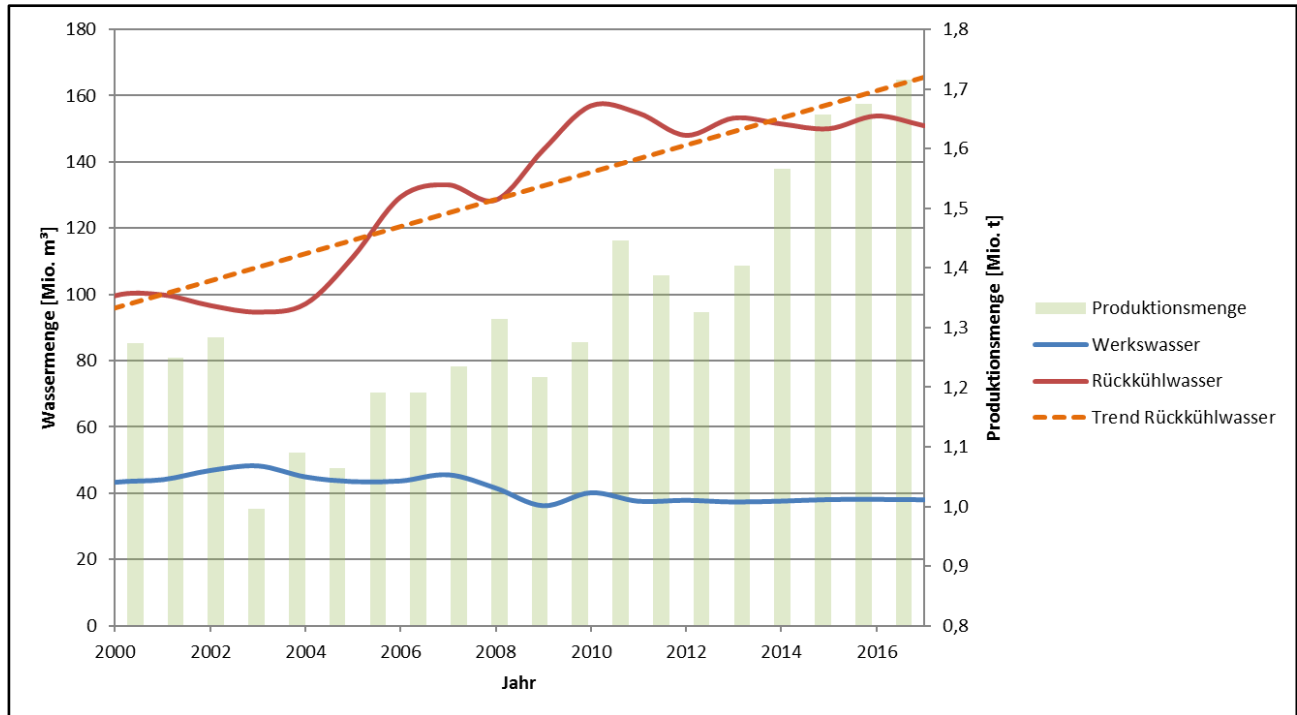


Abb. 67: Darstellung des Wasserverbrauchs, der Produktionsmenge und Nutzung von Rückkühlwasser des Chemieparks Gendorf seit dem Jahr 2000 (Quelle: Daten und Darstellung der ISG)

In diesem Zusammenhang ist die aus Abb. 67 ersichtliche, deutliche Produktionssteigerung des CPG zu erwähnen und zu berücksichtigen. Im betrachteten Zeitraum kann eine kontinuierliche Steigerung der Produktionsmenge von Minimum ca. 1 Mio. Tonnen im Jahr 2003 auf maximal ca. 1,7 Mio. Tonnen im Jahr 2017 festgestellt werden. Dies entspricht somit knapp einer Verdoppelung der Produktionsmenge innerhalb von 14 Jahren (Abb. 67). Durch den konsequenten Ausbau der Rückkühlwassernutzung konnte trotz der erheblichen Produktionssteigerung der Werkswasserverbrauch<sup>36</sup> seit 2003 nicht nur auf einem konstanten Niveau gehalten, sondern sogar leicht reduziert werden. Seit dem Jahr 2011 liegt somit der Werkswasserverbrauch bei knapp unter 40 Mio m<sup>3</sup> pro Jahr (Abb. 67).

## 7.2.2 Nutzung von Kondensat bei der VE Wassererzeugung

Bei der Verwendung von Dampf in den Betrieben fällt erwärmtes Kondensat an. Bis 2016 wurde das überschüssige Kondensat als, bis auf die Temperaturveränderung, unbelastetes Abwasser in die Alz eingeleitet. Durch eine Modifikation der Anlage zur Herstellung von vollentsalztem Wasser (VE Wasser) wird seit 2017 das thermisch belastete Kondensatwasser zur Rohwasservorwärmung bei der VE Wasser Erzeugung genutzt. Dadurch reduziert sich der Bedarf an sogenanntem „4 bar Dampf“, welcher für die Vorheizung des Wassers in der VE-Anlage benötigt wird von ca. 11,95 kg Dampf/m<sup>3</sup> VE Wasser im Kalenderjahr 2016 auf ca. 9,25 kg Dampf/m<sup>3</sup> VE Wasser im Kalenderjahr 2017. Dies entspricht einer Reduktion der benötigten Dampfmenge um 2,7 kg/m<sup>3</sup> Dampf, was bei einer jährlichen Dampferzeugung von 2,3 Mio m<sup>3</sup>/a einer Dampfeinsparung von 6.200 t ND Dampf/a entspricht. Dadurch reduziert sich der thermische Eintrag in die Alz um 4.500 MWh/a. Damit

<sup>36</sup> Als Werkswasser wird das der Alz (WVA) und dem Brunnen (WVB) entnommene Brauchwasser bezeichnet

wurde das angestrebte Ziel einer Reduktion des Wärmeeintrags in die Alz um 3.000 MWh/a (vgl. Abb. 66) deutlich übertroffen.

## **7.3 Maßnahmen zur Vermeidung und/oder Reduktion stofflicher Frachten**

### **7.3.1 Reduzierung der Einträge von Quecksilber**

Bis 2009 kam die Hauptfracht an Quecksilber aus einer früheren Amalgamelektrolyse-Anlage. Diese Anlage wurde 2009 stillgelegt.

Die Quecksilbereinträge in die Alz haben sich seitdem deutlich reduziert. Die derzeitige geringe Einleitung von Hg ist überwiegend auf Residualbestände zurückzuführen. Zur Reduzierung der Residualbestände wurden folgende Maßnahmen umgesetzt:

2013 fanden im Chemiapark Gendorf umfangreiche Untersuchungen bzgl. der räumlichen Erstreckung der Quecksilber-Belastung im Kühl- und Regenwasserkanal statt. In den Jahren 2014–2018 wurden intensive Kanalsanierungen im Kühl- und Regenwasserkanal durchgeführt. Im Rahmen der Kanalsanierungen wurden Quecksilber- und/oder Organozinn-belastete Kanäle gelinert<sup>37</sup> bzw. rück-/neugebaut. Dabei angefallenes Aushubmaterial wurde fachgerecht entsorgt. Seit 2015 werden Reinigungswässer aus Kanalreinigungen (bei Verdacht auf Hg- oder OZV-Belastung) über eine Abwasservorbehandlungsanlage (Aktivkohle) gereinigt. Dadurch werden Quecksilber und Organozinn-Verbindungen nachhaltig aus dem „Abwasserpfad“ des CPG entfernt.

Des Weiteren wurden z.B. Asphaltflächen, Gebäudefassaden und Dächer aufgrund vorliegender Quecksilberbelastungen erneuert. Dadurch konnte der Eintrag von Quecksilber in den Kühl- und Regenwasserkanal (Niederschlagswasser) verringert werden.

### **7.3.2 Reduzierung der Einträge von Phenylzinnverbindungen**

Die Produktion von Triphenylzinnverbindungen zur Herstellung von Pflanzenschutzmitteln am Standort wurde 2002 eingestellt und die Anlage 2003 stillgelegt. Im Zuge dessen wurden die Anlagenteile gereinigt, gespült und der betroffene Gebäudeteil (Geb. 117-Ost) entkernt und alles fachgerecht entsorgt. Die heute noch ermittelten Konzentrationen der Phenylzinnverbindungen in allen untersuchten Medien stammen aus sog. Altablagerungen oder aus Altlastflächen (im Produktionsbereich) und stellen keinen aktiven Eintrag durch Produktion dar. Maßnahmen zur Sicherung im ehem. Betriebsbereich sind durch Versiegelung der Fläche getroffen worden. Außerdem sind ein Großteil des Kühl- und Regenwasserkanals im Zuge der Sanierungs- und Instandsetzungsarbeiten von Ablagerungen, die auch OZV enthielten, befreit worden (siehe oben), was ein Sinken der Konzentrationen an den Einleitstellen bewirkt(e). Auch in den Messergebnissen anderer Medien, wie Alz und Biota ist ein Absinken der Konzentrationen zu verzeichnen.

---

<sup>37</sup> Man bezeichnet damit im Kanalbau ein Sanierungsverfahren von Kanälen, bei den Kunststoffbahnen (sog. Liner) in die bestehenden Kanalrohre eingebracht werden. Dabei wird das alte Kanalrohr abgedichtet und das Abwasser kommt nur noch in Kontakt mit dem neu entstandenen „Kanalrohr“.

### **7.3.3 Substitution ökotoxikologisch besonders kritischer Stoffe durch Stoffe mit geringerer ökotoxikologischer Relevanz**

Im Jahr 2008 wurde der Emulgator PFOA durch den Ersatzstoff DONA ersetzt.

### **7.3.4 Abtrennung/Vermeidung/Behandlung von Abwasserströmen mit Belastungen**

An vielen Stellen werden Abwasserströme, die früher der Kläranlage zugeleitet wurden, nun vermieden bzw. vorbehandelt oder als Abfall entsorgt (z.B. Betrieb Aktivkohlefilteranlage, Ausschleusung und Entsorgung hochbelasteter Ströme, verfahrenstechnische Optimierungen zur Reduzierung organischer Belastungen im Abwasser, Reduzierung von Abwassermengen).

### **7.3.5 Errichtung einer Abwasservorbehandlungsanlage**

Zur weitgehenden Eliminierung der partikulären AOX-Fracht im Zulauf der Vorklärung soll 2019 an einem Betriebsablauf eine Abwasservorbehandlungsanlage errichtet werden.



## 8. Prognose der Umweltauswirkungen des Vorhabens

### 8.1 Einleitung von erwärmten Kühlwasser in die Alz

#### 8.1.1 Ausgangssituation und Grundlagen für die Prognosen

Grundlage für die Prognose sind die beantragten Einleitwerte der InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG für den Chemiepark Gendorf, welche sich an den bisher genehmigten Einleittemperaturen und Einleitmengen orientieren und unverändert neu beantragt werden (Kap. 3.2). Künftig wie auch bisher soll für jede der beiden Einleitstellen eine Aufwärmspanne von 1,5 K gelten, wobei die gemittelte Einleittemperatur der beiden Kanäle 26 °C nicht überschreiten darf. Die mit den Behörden abgestimmte Formel zur Berechnung der Aufwärmspanne erlaubt keine getrennte Betrachtung der beiden Einleitstellen, weshalb für die Prognose, analog zur Darstellung des Ist-Zustandes, nur eine gemeinsame Aufwärmspanne für die Alz betrachtet werden kann (siehe Kap. 5.2).

Die Auswirkungen thermischer Einleitungen auf die maximale Gewässertemperatur, insbesondere jedoch auf die Aufwärmspanne, hängen maßgeblich von der unzureichenden Wasserführung aufgrund der Ausleitung in den Alzkanal im zu betrachtenden Fließgewässerabschnitt ab. Wie in Kap. 2.3.1 dargestellt, sind die hydrologischen Verhältnisse im Mutterbett der Alz (FWK F586) durch den bis 2032 gültigen Mindestwasserbescheid, mit einer behördlich festgesetzten Mindestwassermenge von 3 m<sup>3</sup>/s und einem MNQ von 3,57 m<sup>3</sup>/s, geprägt und stellen daher bereits im Ist-Zustand aus hydrologischer und ökologischer Sicht die Worst-Case-Bedingungen dar. Aufgrund der unveränderten Neubeantragung der thermischen Einleitmengen kann davon ausgegangen werden, dass die in der Vergangenheit erreichten, maximalen Einleitmengen auch künftig den Worst-Case der thermischen Belastung der Alz darstellen.

Als Grundlage für das erste von zwei betrachteten Prognoseszenarien für das beantragte Vorhaben wird daher die Ist-Situation (Szenario 1) herangezogen unter

- (1) dem bisherigen Mindestwasserregime im betrachteten Alzabschnitt und
- (2) den bisherigen und für die Zukunft in gleicher Weise beantragten thermischen Einleitungen.
- (3) Gleichermaßen ist der festgestellte Ist-Zustand der Gewässerökologie inklusive der biologischen Qualitätskomponenten, wie er sich unter den bestehenden thermischen und hydro-morphologischen Bedingungen eingestellt hat, Grundlage der Prognosen für das Szenario 1.

Szenario 2 berücksichtigt die Tatsache, dass

- (1) die thermische und sonstige Belastung der Alz flussabwärts des Wehres Hirten und die Wirkungen dieser Belastungen auf die biologischen Qualitätskomponenten insbesondere auf die Fischfauna unmittelbar und sehr stark von der Mindestwasserabgabe am Wehr Hirten abhängt,
- (2) die gegenwärtige Mindestwasserabgabe am Wehr Hirten von 3 m<sup>3</sup>/s bei weitem nicht mehr den Anforderungen gemäß §§ 27 und 33 WHG entspricht und somit alleine durch die zu geringe Mindestwassermenge das Erreichen der Bewirtschaftungsziele sowohl hinsichtlich des ökologischen als auch des chemischen Zustandes in der Ausleitungsstrecke bzw. im FWK F586 erschwert, verzögert oder behindert wird,

- (3) mittelfristig, spätestens aber ab dem Jahr 2032 eine ökologisch begründete und den o.g. Anforderungen entsprechende Mindestwasserabgabe am Wehr Hirten etabliert werden dürfte und
- (4) die zukünftige Mindestwassermenge am Wehr Hirten (Alz 4) mindestens so hoch zu erwarten ist wie die derzeit schon bestehenden „veralteten“ Regelungen an den Alz-Ausleitungswehren Alz 1 bis Alz 3 (7 bis 8 m<sup>3</sup>/s), eher aber in einem Bereich zwischen 9 und 10 m<sup>3</sup>/s liegen dürften, wie sie bereits in amtlichen Entwürfen aus dem Jahr 2008 vorgeschlagen worden sind.

Szenario 2 ist damit ein Prognose-Ansatz, der die Auswirkung der thermischen Einleitung des CPG auf die Alz und ihre aquatischen Biozönosen unter modellierten hydrologischen Bedingungen darstellt, wie sie mittelfristig, spätestens jedoch ab dem Jahr 2032 zu erwarten sind. Wie unter (1) bis (4) dargelegt, ist spätestens im Zuge des Endes bzw. der Erneuerung der Mindestwasserregelung am Wehr Hirten (2032) mit einer, den heutigen fachlichen und fachrechtlichen Anforderungen entsprechenden und damit erhöhten Mindestwasserregelung für die gegenständliche Ausleitungsstrecke zu rechnen. Das Szenario 2 berücksichtigt diese, mit hinreichender Sicherheit zu erwartende Situation. Basierend auf den im realen Betrieb ermittelten Daten aus den Jahren 2008 bis 2018 erfolgt eine Prognose der Aufwärmspanne unter fünf verschiedenen zukünftigen Mindestwasser-Abflüssen. Darüber hinaus wurden die Auswirkungen einer erhöhten Mindestwasserführung auf die zu erwartenden maximalen Wassertemperaturen der Alz modelliert.

### **8.1.2 Szenario 1: Prognose der Kühlwasser-Einleitung auf die Temperaturverhältnisse der Alz unter der aktuellen Mindestwassersituation**

Die Prognose der zu erwartenden Auswirkungen der thermischen Einleitung des CPG auf die Aufwärmspannen sowie die maximalen Mischtemperaturen der Alz unterhalb des CPG basiert auf den realen Betriebsszenarien der Jahre 2008 bis 2018. Dabei werden Betriebssituationen näher dargestellt und erläutert, an denen die Vorlauftemperaturen die Orientierungswerte gemäß OGeWV annähernd erreichten, die Ausleitungsstrecke der Alz einen wie in 2.3.1 dargestellten, repräsentativen Abfluss aufweist und die bisher genehmigte und künftig beantragte thermische Einleitmenge von 26 °C möglichst ausgeschöpft wurde (Tab. 50). Die beantragte Einleittemperatur wird als Mittelwert aus den beiden Einleitstellen Kühlwasserkanal Süd (KSA) und Kühlwasserkanal Ost (KOB) berechnet (siehe Kap. 5.2). Die Analyse der Betriebsdaten der Jahre 2008 bis 2018 zeigte, dass im Sommer höhere maximale Einleittemperaturen gemessen wurden als im Winter. Im „Extremsummer“ 2018 wurde die maximal beantragte Einleittemperatur von 26 °C an wenigen Stunden (nahezu) erreicht, weshalb zwei Augusttage aus dem Jahr 2018 für die nachfolgende Prognose ausgewählt wurden. In den Wintermonaten hingegen lag die maximal erreichte Einleittemperatur deutlich unter dem beantragten Höchstwert, zumeist sogar unter 20 °C. Nachfolgend werden zwei typische Januartage aus den Jahren 2015 bzw. 2016 beispielhaft angeführt und näher erläutert.

Tab. 50: Reale Betriebsszenarien des CPG unter möglichst maximaler Ausschöpfung der beantragten Aufwärmspanne im Sommer und Winter

	Datum	Lufttemp. [°C]	Abfluss [m³/s]	Vorlauftemp. [°C]	Einleittemp. CPG [°C]	Aufwärmspanne [K]	Temp. unterhalb CPG [°C]
Sommer	06.08.2018	31,5	4,4	23,00	25,70	0,90	23,90
	09.08.2018	34,1	4,4	22,70	26,00	1,22	23,92
Winter	16.01.2015	4,5	5	8,50	20,20	2,01	10,51
	02.01.2016	0,5	4,4	9,50	19,60	1,82	11,42

Die beiden in Tab. 50 dargestellten sommerlichen Betriebsszenarien beschreiben Tage mit maximalen Lufttemperaturen von jeweils deutlich über 30 °C bei charakteristischen Abflüssen für die Ausleitungsstrecke der Alz (vgl. Kap. 2.3.1). Die Vorlauftemperaturen der Alz lagen mit 23 °C am 06.08.2018 bzw. 22,7 °C am 09.08.2018 nahe am gemäß OGeWV für Cyp-R Gewässer gültigen Orientierungswert von 23 °C. Die Einleittemperaturen des Kühlwassers lagen mit 25,7 °C am 06.08.2018 bzw. 26 °C am 09.08.2018 nahe am beantragten Maximalwert der Einleittemperatur bzw. entsprachen diesem. In den beiden sommerlichen Worst-Case-Betriebsszenarien lagen trotz (annäherndem) Ausschöpfen der maximalen Einleittemperatur die Aufwärmspannen mit 0,9 K am 06.08.2018 bzw. 1,22 K am 09.08.2018 deutlich unterhalb des Orientierungswertes von 2 K gemäß OGeWV für die Aufwärmspanne (Tab. 50). Aufgrund der bereits sehr hohen Vorlauftemperaturen werden die sommerlichen Orientierungswerte für die Maximaltemperatur an beiden Tagesszenarien trotz der nur moderaten Aufwärmspannen überschritten. Bei solchen Vorlauftemperaturen nahe am Orientierungswert ist bei der geringen Abflussmenge von 4,4 m³/s unter den vorliegenden Rahmenbedingungen nahezu kein „Spielraum“ für eine thermische Einleitung ohne Überschreitung des Orientierungswertes gegeben.

Die beiden beispielhaft ausgewählten winterlichen Betriebsszenarien weisen mit 4,5 °C am 16.01.2015 bzw. 0,5 °C am 02.01.2016 relativ milde Lufttemperaturen auf. Die Abflüsse liegen mit 4,4 m³/s bzw. 5 m³/s in einer für die Ausleitungsstrecke typischen Dimension (vgl. Kap. 2.3.1). Die Vorlauftemperaturen von 8,5 °C am 16.01.2015 bzw. 9,5 °C am 02.01.2016 liegen relativ nahe am Orientierungswert für die winterliche Maximaltemperatur von 10 °C, überschreiten diesen jedoch nicht. Die winterlichen Einleittemperaturen des Kühlwassers lagen an den beiden in Tab. 50 dargestellten Betriebstagen mit 20,2 °C bzw. 19,6 °C deutlich unter der beantragten höchsten Einleittemperatur von 26 °C. Generell werden in den Wintermonaten jedoch kaum höhere Einleittemperaturen erreicht. Die Aufwärmspannen von 1,82 K am 02.01.2016 bzw. 2,01 K am 16.01.2015 liegen nahe am bzw. knapp über dem entsprechenden Orientierungswert von 2 K. Die hohen Aufwärmspannen ergeben zusammen mit den relativ hohen Vorlauftemperaturen an den beiden dargestellten Januartagen maximale Mischtemperaturen der Alz unterhalb des CPG von 10,51 °C am 16.01.2015 bzw. 11,42 °C am 02.01.2016. Damit liegen die Mischtemperaturen an beiden dargestellten Betriebsszenarien knapp über dem winterlichen Orientierungswert von 10 °C.

Die in Tab. 50 dargestellten und näher erläuterten vier Betriebsbeispiele zeigen die Auswirkungen der derzeitigen Mindestwasserregelung in Kombination mit den derzeitigen und zukünftigen thermischen Einleitungen des CPG auf das Temperaturregime der Alz, wie sie regelmäßig auftreten, in charakteristischer Weise. Sie spiegeln dabei gleichzeitig regelmäßig auftretende Worst-Case-Zustände wider, welche den Zustand der Gewässerökologie und der aquatischen Lebensgemeinschaften

ten prägen und limitieren. Die gezeigten Betriebsfälle sind charakterisiert durch hohe Vorlauftemperaturen nahe der Orientierungswerte und hohen Einleittemperaturen. Zusammen mit den für die Ausleitungsstrecke typischen, niedrigen Abflüssen ergeben sich hohe Aufwärmspannen und als Folge Mischtemperaturen der Alz unterhalb des CPG, die über den Orientierungswerten der OGewV an die Temperatur in der hier vorliegenden Fischregion liegen.

### **8.1.3 Szenario 2: Prognose der Kühlwasser-Einleitung auf die Temperaturverhältnisse der Alz bei ökologisch begründeten, angepassten Mindestwasser-Abflüssen**

Wie in Kap. 6.2.3 dargestellt, besteht ein starker, direkter Zusammenhang der Wassertemperatur bzw. Aufwärmspanne und der Abflussmenge. Die Abflusscharakteristik der betrachteten Ausleitungsstrecke ist durch die per Bescheid bis 2032 festgelegte Mindestwasserführung von lediglich 3 m<sup>3</sup>/s geprägt. Orientiert man sich an Mindestwasserabgaben, wie sie an den oberhalb gelegenen Alzstufen 1 bis 3 festgelegt sind, kann man größenordnungsweise auf die nach dem Jahr 2032 an der Alzstufe 4, Wehr Hirten, zu erwartenden Mindestwasserabflüsse schließen. Diese dürften aller Voraussicht nach deutlich über den bisher genehmigten durchschnittlichen 3 m<sup>3</sup>/s liegen (vgl. 2.3.1). Ausgehend von der aktuellen und der mittelfristig, voraussichtlich spätestens ab 2032 zu erwartenden Mindestwasserregelung erfolgt eine Modellierung der Aufwärmspanne und maximalen Wassertemperatur auf Basis der Betriebsdaten der Jahre 2008 bis 2018 unter Berücksichtigung verschiedener, künftig möglicher Mindestwasserregelungen am Wehr Hirten.

#### **8.1.3.1 Prognose der Auswirkung modellierter Abflüsse auf die Aufwärmspanne der Alz**

Für die Abschätzung, unter welchen Abflussbedingungen eine deutliche Reduktion der Auswirkungen der thermischen Einleitungen des CPG auf das Temperaturregime der Alz zu erwarten ist, erfolgte eine Voranalyse mittels potenzieller Regression. Die berechnete potenzielle Regression aus täglicher, maximaler Aufwärmspanne, auf Basis des fließenden 6-Stundenmittels und des mittleren, täglichen Abflusses ergab einen statistisch höchst signifikanten Zusammenhang ( $p < 0.000$ ,  $R^2 = 0,788$ ) zwischen dem im Alz Mutterbett gemessenen Abfluss und der durch die thermischen Einleitungen des CPG hervorgerufenen täglichen, maximalen Aufwärmspannen der Alz (Abb. 68).

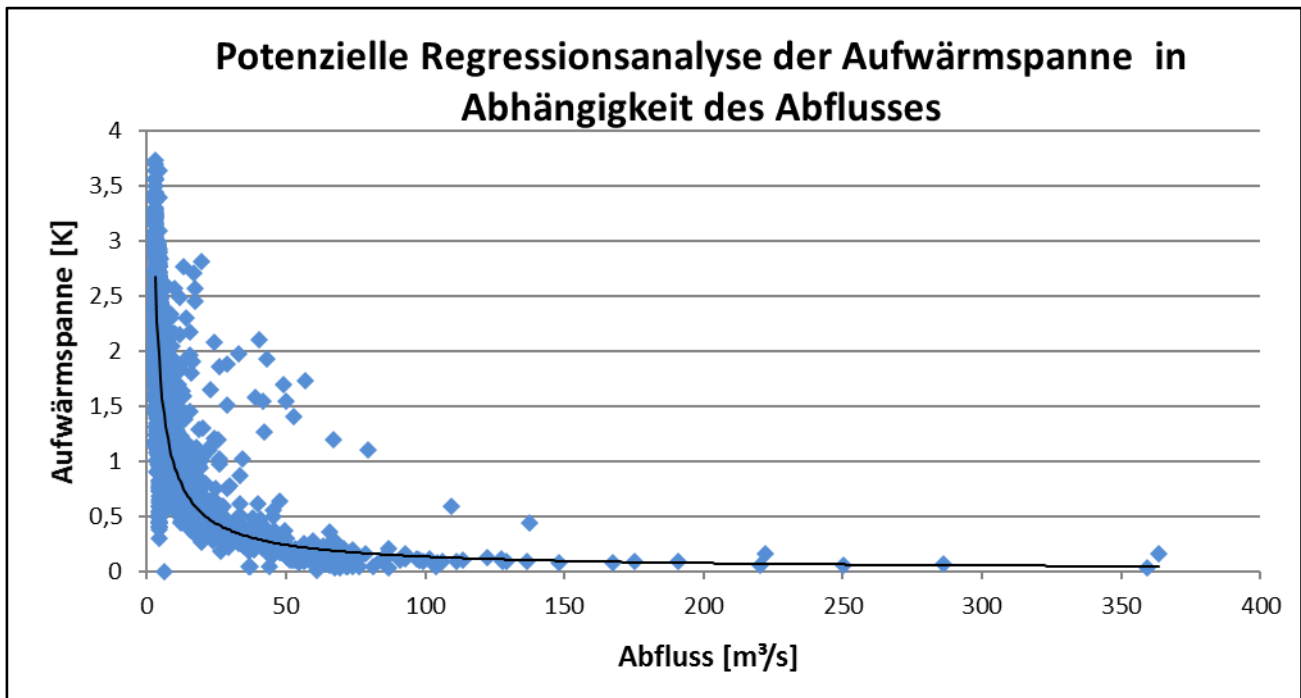


Abb. 68: Potenzielle Regressionsanalyse der täglichen, maximalen Aufwärmspanne [K] in Abhängigkeit des mittleren, täglichen Abflusses [m³/s] mit eingezeichneter potenzieller Funktion (schwarze Linie)

Die Gleichung (Formel 1) der in Abb. 68 gezeigten potenziellen Regressionsgeraden erlaubt die Berechnung der mittleren Aufwärmspanne in Abhängigkeit vom Abfluss.

Formel 1: Gleichung der in Abb. 68 dargestellten potentiellen Regressionsgeraden

$$y = 6,8706 \times \text{Abfluss}(\text{m}^3/\text{s})^{-0,859}$$

Wie aus Abb. 68 ersichtlich und bereits unter Kap. 6.2.3.1 angesprochen, sinkt die unter Realbedingungen gemessene Aufwärmspanne mit zunehmendem Abfluss rasch ab. Die stärkste errechnete Reduktion der Aufwärmspanne, ausgedrückt durch die höchste Steigung der potenziellen Regressionsgeraden, ergibt sich im Bereich zwischen der derzeitigen Mindestwasserführung von 3 m³/s und einem Abfluss von ca. 15 m³/s (vgl. Abb. 68). Zur Überprüfung dieser Annahme erfolgte die Berechnung der Aufwärmspanne mittels Geradengleichung (Formel 1) bei verschiedenen Abflussszenarien.

Tab. 51: Mittels unter Formel 1 dargestellter Gleichung errechnete Aufwärmspannen bei verschiedenen Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss)

Szenario	Abfluss [m³/s]	Errechnete Aufwärmspanne [K]
QM <sub>mod4</sub>	4	2,1
QM <sub>mod5</sub>	5	1,7
QM <sub>mod6</sub>	6	1,5
QM <sub>mod8</sub>	8	1,2
QM <sub>mod10</sub>	10	1,0
QM <sub>mod12</sub>	12	0,8

Die Berechnung der Aufwärmspanne mittels potenzieller Regression bestätigt die deutliche Abnahme der Aufwärmspanne bei nur vergleichsweise geringfügig erhöhter Mindestwasserführung (Tab. 51). Eine Erhöhung der Mindestwassermenge auf 4 m<sup>3</sup>/s (QM<sub>mod-4</sub>) würde durch die erste Abschätzung eine nicht ausreichende Absenkung der Aufwärmspanne im Hinblick auf den gemäß OGewV für Cyp-R gültigen Orientierungswert von 2 K bringen (Tab. 51). Rein rechnerisch läge die ermittelte Aufwärmspanne erstmalig bei Szenario QM<sub>mod-5</sub> mit einem Abfluss von 5 m<sup>3</sup>/s mit 1,7 K im Mittel unter dem gültigen Orientierungswert (Tab. 51). Bei Abflüssen von 10 m<sup>3</sup>/s und mehr sinkt die errechnete Aufwärmspanne im Mittel auf 1 K und weniger und würde somit zu einer, rein rechnerisch deutlichen Absenkung der Aufwärmspannen der Alz führen.

Ausgehend von den in Tab. 51 berechneten Abflussmengen und den gemäß in Kap. 2.3.1 dargestellten, künftig möglichen bzw. zu erwartenden Mindestwassermengen ab dem Jahr 2032 erfolgt die Modellierung der in den vergangenen zehn Jahren unter Realbedingungen ermittelten Aufwärmspannen unter fünf künftig denkbaren Mindestwasserszenarien mit Abflüssen zwischen 5 und 12 m<sup>3</sup>/s (QM<sub>mod5</sub> bis QM<sub>mod12</sub>).

Wie aus Abb. 69 ersichtlich, kommt es unter einem modellierten Mindestabfluss von 5 m<sup>3</sup>/s auf Basis der realen Betriebsdaten zu einer gewissen Reduktion der Aufwärmspanne, bei einem modellierten Abfluss von 6 m<sup>3</sup>/s bzw. 8 m<sup>3</sup>/s zu einer deutlichen Reduktion der täglichen, maximalen Aufwärmspanne. Bei einer weiteren Zunahme des modellierten Abflusses auf 10 und 12 m<sup>3</sup>/s nimmt die Aufwärmspanne weiter ab, die Reduktion der Temperatur fällt jedoch im Vergleich zu den anderen modellierten Szenarien erwartungsgemäß kleiner aus (Abb. 69, Tab. 51). Dies zeigen auch die modellierten, im betrachteten Zeitraum erreichten maximalen Aufwärmspannen der einzelnen Szenarien. Während unter aktuellen Abflussverhältnissen die höchste, im gesamten Untersuchungszeitraum gemessene Aufwärmspanne bei 3,73 K lag (01.02.2009), nimmt sie beim Szenario QM<sub>mod5</sub> auf 3,44 K bzw. 2,94 K beim Szenario QM<sub>mod6</sub> ab (jeweils am 10.06.2011). Bei einem modellierten Abfluss von Minimum 8 m<sup>3</sup>/s (QM<sub>mod8</sub>) reduziert sich die maximal errechnete Aufwärmspanne auf 2,28 K (10.06.2011). Bei den Abflussszenarien QM<sub>mod10</sub> und QM<sub>mod12</sub> liegen die modellierten, maximal erreichten Aufwärmspannen dann bereits unter dem gemäß OGewV gültigen Orientierungswert von 2 K für Cyp-R Gewässer.

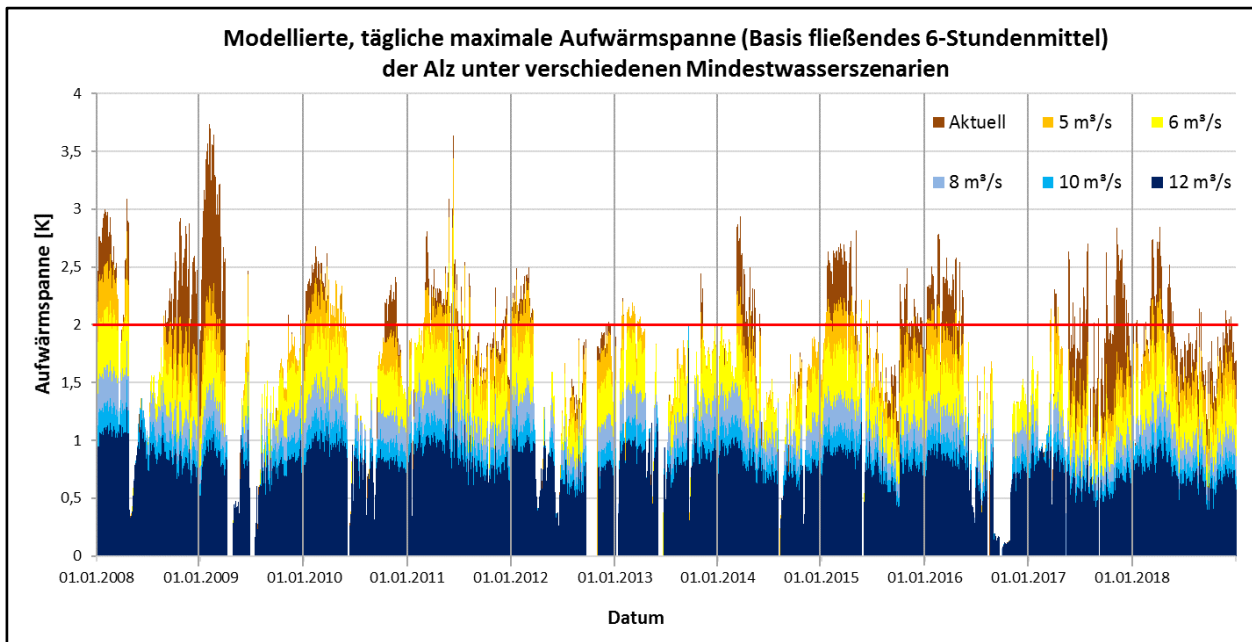


Abb. 69: Maximale, tägliche Aufwärmspanne der Alz im untersuchten Zeitraum, basierend auf realen Betriebsbedingungen unter aktuellen Abflussverhältnissen (rote Balken) und den fünf Mindest-Abflussszenarien (5, 6, 8, 10 und 12 m<sup>3</sup>/s) sowie der gemäß OGewV gültige Orientierungswert für die Aufwärmspanne in einem Cyp-R Gewässer von 2 K (rote Linie)

Auf Basis der Modellierungen kann nachfolgend die Anzahl an Überschreitungstagen des gemäß OGewV gültigen Orientierungswertes der Aufwärmspanne von 2 K bei den verschiedenen Abflussszenarien ermittelt werden. Dabei gilt ein Tag als überschritten, wenn die Aufwärmspanne, als fließendes 6-Stundenmittel berechnet, einmal am Tag über dem Orientierungswert von 2 K lag.

Wie Tab. 52 zu entnehmen ist und in Kap. 6.2.3.1 bereits behandelt wurde, kommt es unter den aktuellen Abflussverhältnissen zu häufigen (insgesamt 1103) Tagen mit Überschreitung des Orientierungswertes der Aufwärmspanne im gesamten betrachteten Zeitraum zwischen 2008 und 2018.

Bei einem modellierten Mindestabfluss von 5 m<sup>3</sup>/s (QM<sub>mod5</sub>) hätte sich mit 583 Überschreitungstagen nahezu zu eine Halbierung der Überschreitungstage verglichen mit der aktuellen Mindestwasserregelung ergeben.

Bei einem fiktiven Abfluss von mindestens 6 m<sup>3</sup>/s (QM<sub>mod6</sub>) errechnen sich im gesamten betrachteten Zeitraum nur mehr 75 Überschreitungstage, wobei 50 auf das Jahr 2008 entfallen. In den Jahren 2013 bis 2018 hätten die errechneten maximalen Aufwärmspannen bei diesem Szenario nur an einem Tag (im Jahr 2015) den Orientierungswert von 2 K überschritten.

Unter dem Abflussszenario QM<sub>mod8</sub>, mit einer modellierten Mindestwassermenge von 8 m<sup>3</sup>/s, wäre es im gesamten betrachteten Zeitraum zu nur mehr einem Überschreitungstag gekommen (Jahr 2011). Bei fiktiven Abflüssen von 10 bzw. 12 m<sup>3</sup>/s (QM<sub>mod10</sub> bzw. QM<sub>mod12</sub>) hätte es unter Berücksichtigung der realen Betriebsdaten seit 2008 keine Überschreitung des 2 K Orientierungswertes mehr gegeben (Tab. 52).

Tab. 52: Überschreitungstage des gemäß OGewV für Cyp-R gültigen Orientierungswertes der Aufwärmspanne von 2 K unter aktuellen ( $QM_{\text{aktuell}}$ ) und den fünf modellierten Abflussszenarien ( $QM$  = Mindestwasserabfluss)

Jahr	Abflussszenario					
	$QM_{\text{aktuell}}$	$QM_{\text{mod5}}$	$QM_{\text{mod6}}$	$QM_{\text{mod8}}$	$QM_{\text{mod10}}$	$QM_{\text{mod12}}$
2008	184	97	50	0	0	0
2009	85	40	2	0	0	0
2010	158	114	11	0	0	0
2011	114	78	9	1	0	0
2012	68	60	2	0	0	0
2013	47	40	0	0	0	0
2014	56	20	0	0	0	0
2015	136	75	1	0	0	0
2016	98	28	0	0	0	0
2017	78	7	0	0	0	0
2018	79	24	0	0	0	0
Gesamt	1103	583	75	1	0	0

Die gezeigten Analysen und Prognosen der Auswirkungen der beantragten thermischen Einleitung des CPG, basierend auf den realen Betriebsdaten der letzten 10 Jahre unter Einbezug verschiedener Abflussszenarien, verdeutlichen den starken Zusammenhang der Aufwärmspanne des FWK F586 mit dem dort vorherrschenden Abflussgeschehen in der Ausleitungsstrecke nach dem Wehr Hirten. Die aktuelle Mindestwasserregelung mit einem behördlich festgelegten, minimalen Abfluss von 3 m<sup>3</sup>/s ab dem Wehr Hirten stellt einen erheblichen Eingriff in die ökologische Funktionsfähigkeit der Alz dar. Neben den durch die Ausleitung bedingten hydrologischen und hydromorphologischen Einschränkungen wirkt sich die Mindestwasserführung maßgeblich auf die durch die thermische Einleitung des CPG hervorgerufene Aufwärmspanne aus. Wie die vorangegangenen Analysen zeigen, bewirkt bereits eine relativ kleine Erhöhung der Mindestwassermenge am Wehr Hirten von aktuell 3 m<sup>3</sup>/s auf 5 bzw. 6 m<sup>3</sup>/s eine deutliche Reduktion der Aufwärmpannen. Bei Mindestabflüssen von >8 m<sup>3</sup>/s wäre es in den vergangenen 10 Jahren zu praktisch keiner Überschreitung des Orientierungswertes gemäß OGewV gekommen. Aufgrund der unveränderten Wiederbeantragung der thermischen Einleitmengen kann davon ausgegangen werden, dass es unter Mindestabflüssen in einer Größenordnung von ca. 8 m<sup>3</sup>/s auch bei Weiterbetrieb keine ökologisch nachteiligen Überschreitungen des Orientierungswertes der Aufwärmspanne gemäß OGewV von 2 K geben würde. Wie Kap. 2.3.1 entnommen werden kann, ist eine Mindestwassermenge von 8 m<sup>3</sup>/s in Anbetracht der Regelungen der oberstrom liegenden Wehrausleitungen ein realistischer Minimalwert für eine zukünftige Mindestwasserregelung am Wehr Hirten.

### 8.1.3.2 Prognose der Auswirkung modellierter Abflüsse auf die Maximaltemperaturen der Alz

Analog zu der Betrachtung der Aufwärmspanne unter verschiedenen, fiktiven Abflussszenarien wird nachfolgend eine Prognose der maximalen Gewässertemperaturen unter denen in Kap. 8.1.3.1 dar-



gestellten Szenarien durchgeführt. Die Modellierung der Auswirkungen möglicher künftiger Mindestwassermengen auf die maximale Wassertemperatur der Alz basieren auf Auswertungen des gesamten, seitens des AG zur Verfügung gestellten Datensatzes. Als Basis der Analysen diente hierbei die im Entnahmebauwerk des CPG gemessene Vorlauftemperatur der Alz sowie die durch den amtlichen Pegel Burgkirchen gemessenen und seitens des AG qualitätsgesicherten Abflussdaten unmittelbar vor dem Chemiapark Gendorf. In einem ersten Schritt erfolgte die Berechnung des mittleren, täglichen Abflusses (gerundet auf 1 m<sup>3</sup>/s) sowie die Ermittlung der täglichen, maximalen Vorlauftemperatur der Alz. Da die Temperatur eines Oberflächengewässers neben anderer Faktoren wie Beschattung, Meereshöhe, Sonneneinstrahlung und Windbeeinflussung maßgeblich von der Lufttemperatur abhängt (LfULG Sachsen 2011), wurden die tägliche, maximale Lufttemperatur der nächst gelegenen Wetterstation (Mühldorf) über das Portal [www.wetterkontor.de](http://www.wetterkontor.de) abgerufen und dem Datensatz hinzugefügt. Anschließend erfolgte eine Trennung der Datensätze in Winter- (Dezember bis März) und Sommermonate (April bis November), um die Auswirkungen verschiedener Abflussszenarien auf die maximale Sommer- und Wintertemperatur abschätzen zu können.

Um den Zusammenhang der Luft- und Wassertemperatur in Abhängigkeit des Abflussgeschehens darzustellen, erfolgte eine lineare Regressionsanalyse der maximalen, täglichen Wassertemperatur in Abhängigkeit von der täglichen, maximalen Lufttemperatur je Abflusssituation. Aufgrund der umfangreichen Datengrundlage erfolgte die lineare Regressionsanalyse bei Abflüssen zwischen 3 und 12 m<sup>3</sup>/s für jede Abflusssituation gesondert. Um bei größeren, gemessenen Abflussmengen eine ausreichende Datengrundlage zu erreichen, erfolgte die Auswertung der Abflusssituation über 12 m<sup>3</sup>/s in Gruppen von 13–15 m<sup>3</sup>/s, 16–20 m<sup>3</sup>/s, 21–30 m<sup>3</sup>/s und 31–100 m<sup>3</sup>/s. Die wenigen Hochwasserereignisse mit täglichen, mittleren Abflüssen von mehr als 100 m<sup>3</sup>/s wurden in der nachfolgenden Modellierung nicht berücksichtigt.

Nachfolgend sei die Methodik anhand eines Beispiels erklärt. Die vollständige Herangehensweise der Modellierung der maximalen Wassertemperatur in Abhängigkeit des Abflusses kann Anhang 6 entnommen werden.

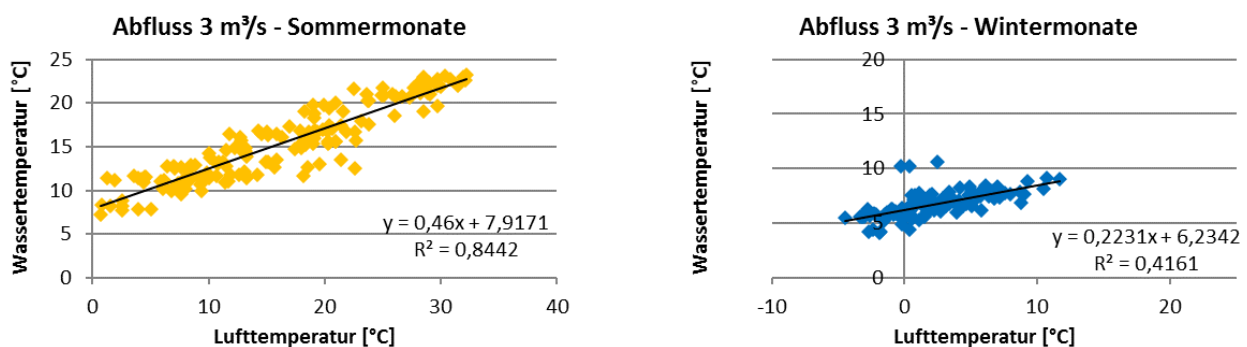


Abb. 70: Lineare Regression der täglichen, maximalen Lufttemperatur (x-Achse) und maximalen, täglichen Wassertemperatur (y-Achse) bei mittleren Abflüssen von 3 m<sup>3</sup>/s in den Sommermonaten (linke Grafik) und Wintermonaten (rechte Grafik). Die Graphen enthalten die Regressionsgerade sowie das jeweilige Bestimmtheitsmaß (R<sup>2</sup>)

Die mit Hilfe der linearen Regressionen ermittelte Geradengleichung erlaubt über die Analyse der Geradensteigung eine Abschätzung des Zusammenhanges der beiden einbezogenen Variablen.

Für den Abfluss von 3 m<sup>3</sup>/s in den Sommermonaten (Abb. 70, linke Grafik) hat die Regressionsgerade eine Steigung von 0,46. Das bedeutet, dass bei dieser Abflusssituation die Zunahme der maximalen, täglichen Lufttemperatur um 1 K eine Zunahme der maximalen Wassertemperatur um 0,46 K bedingt. Um einen Zusammenhang zwischen den einzelnen Abflusssituationen und deren Auswirkungen auf die maximale Wassertemperatur im Zusammenspiel mit der Lufttemperatur zu erhalten, erfolgt in einem zweiten Analyseschritt die Modellierung der maximalen Wassertemperatur unter Berücksichtigung der verschiedenen Abflussbedingungen (die detaillierte Auswertung ist Anhang 6 zu entnehmen).

Als Basis für die Modellierung werden mit Hilfe der für jede Abflusssituation berechneten Geradengleichung Wassertemperaturen unter Vorgaben bestimmter Lufttemperaturen berechnet. Für die Sommer- und Wintermonate werden hierfür jeweils drei Lufttemperaturszenarien berücksichtigt (Tab. 53).

Tab. 53: Für die Modellierung der maximalen Wassertemperatur herangezogenen Lufttemperaturen der drei Berechnungsszenarios für die Sommer- (S1 bis S3) und Wintermonate (W1 bis W3) sowie die Steigung der linearen Regressionsgerade der Modellierungen der maximalen Wassertemperaturen der Alz

Szenario		Lufttemperatur (°C)	Steigung der linearen Regressionsgeraden
Sommer	S1	25	-0,0243
	S2	30	-0,0307
	S3	35	-0,0372
Winter	W1	-5	-0,0552
	W2	0	-0,0462
	W3	5	-0,0372

Unter Berücksichtigung der drei Lufttemperaturszenarien für Sommer und Winter wurden so für jede Abflusskategorie die hypothetischen täglichen, maximalen Wassertemperaturen mittels jeweiliger linearer Geradengleichungen (vgl. Anhang 6) getrennt für Sommer- (Tab. 54) und Wintermonate berechnet.

Tab. 54: Berechnungsszenarien der maximalen Wassertemperatur in den Sommer- und Wintermonaten, basierend auf den Geradengleichungen der in Anhang 6 gezeigten linearen Regressionen

Gemessene Abflüsse (m³/s)	Gemittelte Abflüsse für Darstellung (m³/s)	Berechnungsszenarien - Sommer			Berechnungsszenarien - Winter		
		S1 (25 °C)	S2 (30 °C)	S3 (35 °C)	W1 (-5 °C)	W2 (0 °C)	W3 (5 °C)
3	3	19,42	21,72	24,02	5,12	6,23	7,35
4	4	19,09	21,44	23,79	6,66	7,83	8,99
5	5	18,43	20,75	23,07	6,13	7,15	8,17
6	6	19,04	21,24	23,45	6,60	7,43	8,26
7	7	18,46	20,50	22,55	5,45	6,56	7,68
8	8	18,91	21,38	23,85	5,47	6,82	8,18
9	9	19,31	21,60	23,89	5,59	6,47	7,35
10	10	18,56	20,72	22,89	6,21	7,06	7,92
11	11	17,44	19,39	21,34	4,62	5,99	7,36
12	12	18,38	20,56	22,73	7,26	7,87	8,48
13–15	14	17,74	19,30	20,87	4,10	5,47	6,83
16–20	18	17,81	20,02	22,23	4,15	5,43	6,70
21–30	25	17,73	19,90	22,07	3,30	4,84	6,39
31–100	65,2	17,62	19,48	21,34	3,05	4,56	6,08

Im nächsten Schritt erfolgten weitere lineare Regressionsanalysen zur Abschätzung des Einflusses des Abflussgeschehens auf den Wirkzusammenhang Luft- und Wassertemperatur, welche die in Tab. 54 gezeigten maximalen Wassertemperaturen der jeweiligen Berechnungsszenarien gegen den gemittelten Abfluss getrennt für Sommer (Abb. 71) und Winter (Abb. 72) in Beziehung setzen. Die dabei erhaltenen Gleichungen bzw. Geradensteigungen der linearen Regressionsgeraden erlauben nun die Abschätzung des Einflusses des Abflusses auf die zu erwartenden, täglichen Wassertemperaturen der Alz (Tab. 53, Abb. 71, Abb. 72).

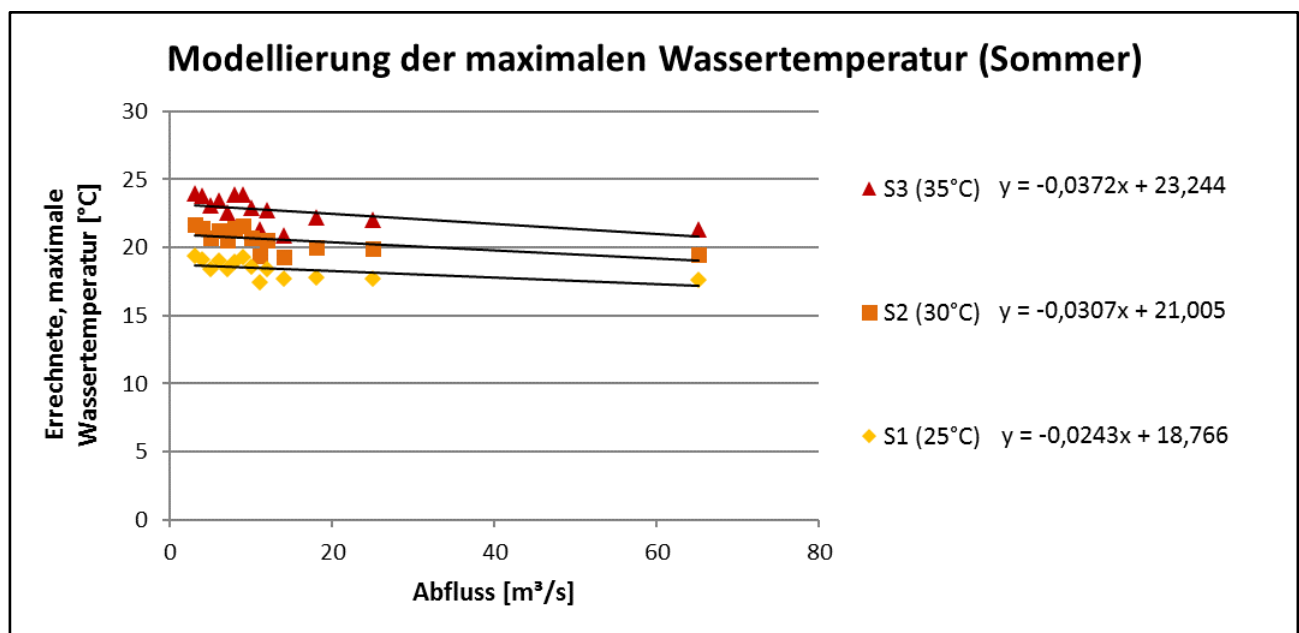


Abb. 71: Modellierung der maximalen Wassertemperaturen der Alz in den Sommermonaten unter Berücksichtigung von drei Lufttemperaturszenarien (S1 bis S3)

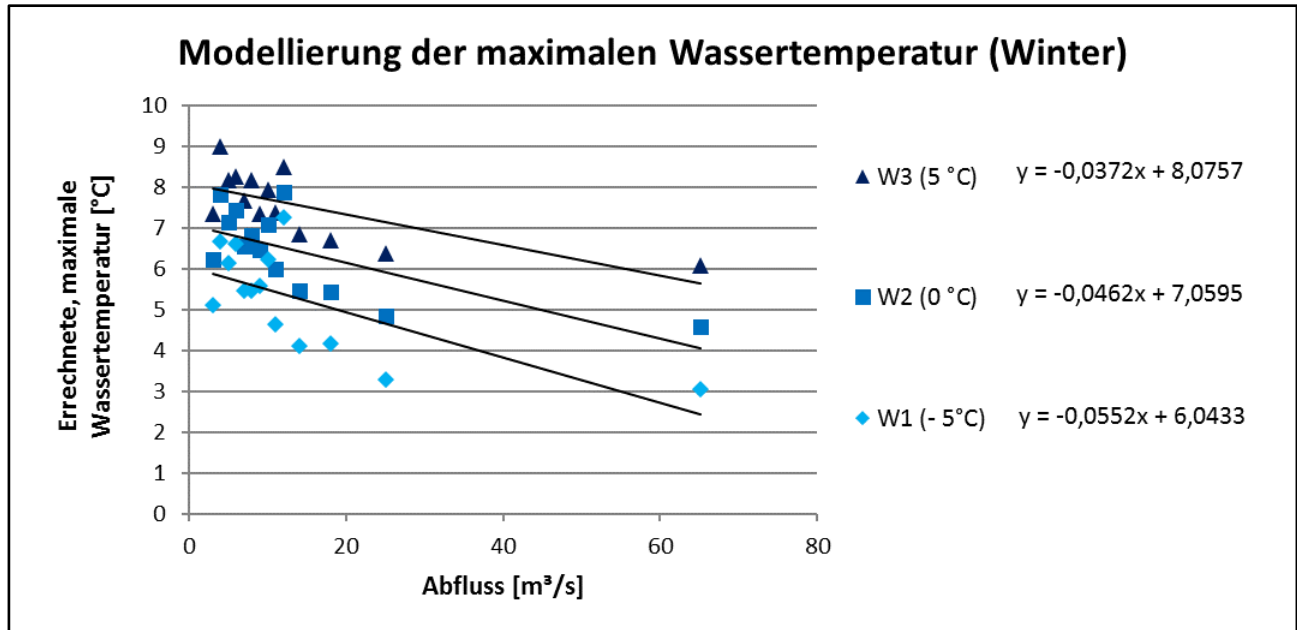


Abb. 72: Modellierung der maximalen Wassertemperaturen der Alz in den Wintermonaten unter Berücksichtigung von drei Lufttemperaturszenarien (W1 bis W3)

Wie aus Tab. 55 ersichtlich, hat die Abflusssituation bei den beiden extremsten Lufttemperaturszenarien S3 (35 °C) im Sommer bzw. W1 (-5 °C) im Winter den höchsten Einfluss auf die zu erwartende maximale Wassertemperatur der Alz. Unter der Annahme einer Lufttemperatur von 35 °C im Sommer würde jeder zusätzliche Kubikmeter pro Sekunde Abfluss, im Vergleich zur jetzigen Mindestwasserregelung, im Alz Mutterbett eine Reduktion der maximalen Wassertemperatur von ca. 0,037 K bedeuten. In den Wintermonaten, bei einer angenommenen Tiefsttemperatur von -5 °C würde jeder zusätzliche Kubikmeter pro Sekunde Abfluss, im Vergleich zur jetzigen Mindestwasserregelung, eine Temperaturreduktion von ca. 0,055 K ausmachen. Bei den jeweils beiden anderen, berechneten Temperaturszenarien (S1, S2 im Sommer und W2, W3 im Winter) kommt es erwartungsgemäß zu einer etwas geringeren Reduktion der zu erwartenden, maximalen Wassertemperatur, ausgedrückt durch etwas weniger negative Geradensteigungen (Tab. 55).

Der so ermittelte „Abkühleffekt“ eines jeden zusätzlichen Kubikmeters Abfluss pro Sekunde, im Vergleich zur aktuell gültigen Mindestwasserregelung, kann nun in einem Prognoseverfahren für die bereits bei der Modellierung der Aufwärmspanne herangezogenen Abflussszenarien von 5 m³/s bis 12 m³/s (QM<sub>mod5</sub> bis QM<sub>mod12</sub>, Kap.8.1.3.1) berechnet werden. Die dabei ermittelten Werte geben einen Anhaltspunkt über die zu erwartende Abkühlung der Vorlauftemperatur des CPG durch eine zukünftig mögliche bzw. zu erwartende Erhöhung der Mindestwassermenge am Wehr Hirten.

Wie aus Tab. 55 ersichtlich, sind die höchsten Temperaturreduktionen bei den höchsten modellierten Abflüssen zu erwarten. Geht man im Sommer von einer maximalen Lufttemperatur von 35 °C aus, so reduziert sich die maximale Alztemperatur bei einem Abfluss von 12 m³/s in der Ausleitungsstrecke um ca. 0,45 K (Tab. 55). Bei Lufttemperaturen von 25 °C ergibt sich immerhin eine Temperaturreduktion um ca. 0,29 K. Bei winterlichen Tiefsttemperaturen von -5 °C und einem Abfluss von 12 m³/s wäre mit einem Temperaturrückgang von ca. 0,66 K zu rechnen. Bei milden 5 °C Lufttemperatur im Winter reduziert sich die Maximaltemperatur der Alz bei einem Abfluss von 12 m³/s um ca. 0,45 K (Tab. 55). Selbst bei einem Mindestwasser von 8 m³/s, welches für die Wintermonate

eine realistische, künftige Mindestwassermenge darstellt, reduziert sich die Alztemperatur bei sehr kalten Lufttemperaturen von -5 °C um ca. 0,28 K. Bei Lufttemperaturen von 5 °C wäre mit einer Wassertemperaturreduktion von ca. 0,19 K zu rechnen (Tab. 55).

Tab. 55: Abnahme der maximalen Wassertemperaturen unter den bei der Aufwärmspanne definierten, potentiellen Abflussszenarien (QM<sub>mod5</sub> bis QM<sub>mod12</sub>) ausgehend von den in Tab. 53 genannten Geradensteigungen im Vergleich zur aktuellen Mindestwassermenge (QM = Mindestwasserabfluss)

Szenario		Lufttemperatur (°C)	Abnahme der maximalen Wassertemperatur [K] bei modellierten Abflussszenarien				
			QM <sub>mod5</sub>	QM <sub>mod6</sub>	QM <sub>mod8</sub>	QM <sub>mod10</sub>	QM <sub>mod12</sub>
Sommer	S1	25	-0,05	-0,07	-0,12	-0,24	-0,29
	S2	30	-0,06	-0,09	-0,15	-0,31	-0,37
	S3	35	-0,07	-0,11	-0,19	-0,37	-0,45
Winter	W1	-5	-0,11	-0,17	-0,28	-0,55	-0,66
	W2	0	-0,09	-0,14	-0,23	-0,46	-0,55
	W3	5	-0,07	-0,11	-0,19	-0,37	-0,45

### 8.1.3.3 Auswirkungen der modellierten Abflusssituation auf reale Betriebssituationen

Nachfolgend werden die in Kap. 8.1.2 näher dargestellten Betriebsszenarien unter Berücksichtigung der in 8.1.3 berechneten Modellierungen der Aufwärmspanne und maximalen Alztemperatur unterhalb der Einleitung des CPG hinsichtlich der Auswirkungen einer Erhöhung der Mindestwassermenge bezogen auf vier tatsächliche Betriebsszenarien beispielhaft prognostiziert. In einem ersten Schritt erfolgte die Berechnung der Abflusserhöhung in den modellierten Szenarien im Vergleich zu den realen Betriebsszenarien (Tab. 56). Basierend auf den errechneten Abflussdifferenzen und den gerundeten Lufttemperaturen für die Modellierung (gemäß Kap. 8.1.3.2, Tab. 53) wurde die zu erwartende Reduktion der Vorlauftemperaturen unter den verschiedenen modellierten Abflussszenarien berechnet (Tab. 57). Die Berechnung erfolgte dabei wie in Kap. 8.1.3.2 erläutert.

Tab. 56: Ausgangsparameter für die Prognose der zu erwartenden Temperaturverhältnisse unter modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss)

Saison	Datum	Lufttemp. [°C]	Gerundete Lufttemp. für Modellierung [°C]	Abfluss akt. [m³/s]	Abflussdifferenz modelliertes Abflussszenario - Abfluss aktuell [m³/s]				
					QM <sub>mod5</sub>	QM <sub>mod6</sub>	QM <sub>mod8</sub>	QM <sub>mod10</sub>	QM <sub>mod12</sub>
Sommer	06.08.2018	31,5	30,0	4,4	+0,6	+1,6	+3,6	+5,6	+7,6
	09.08.2018	34,1	35,0	4,4	+0,6	+1,6	+3,6	+5,6	+7,6
Winter	16.01.2015	4,5	5,0	5,0	0,0	+1,0	+3,0	+5,0	+7,0
	2.01.2016	0,5	0,0	4,4	+0,6	+1,6	+3,6	+5,6	+7,6

Das Ausmaß der zu erwartenden Temperaturreduktion durch Erhöhung des Abflusses bewegt sich bei den vier betrachteten Betriebstagen in einem vergleichbaren Bereich (Tab. 57). Erwartungsgemäß nimmt die Reduktion der Vorlauftemperatur mit steigenden Abflüssen zu, von 0,02 bis 0,03 K bei modellierten 5 m³/s bis hin zu 0,23 bis 0,35 K bei modellierten 12 m³/s.

Tab. 57: Errechnete Reduktion der Vorlauftemperatur während den betrachteten Betriebstagen unter modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss)

Saison	Datum	Reduktion Vorlauftemperatur gemäß Modellierung [K]				
		QM <sub>mod5</sub>	QM <sub>mod6</sub>	QM <sub>mod8</sub>	QM <sub>mod10</sub>	QM <sub>mod12</sub>
Sommer	06.08.2018	-0,02	-0,05	-0,11	-0,17	-0,23
	09.08.2018	-0,02	-0,06	-0,13	-0,21	-0,28
Winter	16.01.2015	0,00*	-0,04	-0,11	-0,19	-0,26
	02.01.2016	-0,03	-0,07	-0,17	-0,26	-0,35

**Erläuterung**

\* der unter realen Bedingungen gemessene Abfluss lag bei 5 m<sup>3</sup>/s, daher keine Temperaturreduktion unter QM<sub>mod5</sub>

Die im ersten Schritt errechneten Temperaturreduktionen bei modellierten Abflüssen können von den unter Realbedingungen ermittelten Vorlauftemperaturen der Alz in der Ausleitungsstrecke auf Höhe Burgkirchen abgezogen werden. Entsprechend den Temperaturreduktionen (dargestellt in Tab. 57) ergeben sich in Abhängigkeit des modellierten Abflusses reduzierte Vorlauftemperaturen (Tab. 58).

Tab. 58: Vorlauftemperaturen der Alz an den beispielhaft dargestellten Betriebstagen unter realen Abflüssen (QM<sub>aktuell</sub>) und unter den fünf modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss)

	Datum	Vorlauftemperatur der Alz [°C]					
		QM <sub>aktuell</sub>	QM <sub>mod5</sub>	QM <sub>mod6</sub>	QM <sub>mod8</sub>	QM <sub>mod10</sub>	QM <sub>mod12</sub>
Sommer	06.08.2018	23,00	22,98	22,95	22,89	22,83	22,77
	09.08.2018	22,70	22,68	22,64	22,57	22,49	22,42
Winter	16.01.2015	8,50	8,50	8,46	8,39	8,31	8,24
	02.01.2016	9,50	9,47	9,43	9,33	9,24	9,15

Wie bereits erläutert, wird die Aufwärmspanne in deutlich stärkerem Umfang vom Abfluss beeinflusst als die Wassertemperatur. In einem weiteren Schritt wurde daher die durch die thermische Einleitung des CPG hervorgerufene Aufwärmspanne der vier diskutierten realen Sommer/Winter-Betriebsszenarien und für die fünf Abflussszenarien modelliert. Dabei zeigte sich eine deutliche Reduktion der Aufwärmspanne mit Erhöhung des Abflusses (Tab. 59). Während es unter realen Abflussverhältnissen am 16.01.2015 mit 2,01 K noch zu einer Überschreitung des Orientierungswertes für die Aufwärmspanne gemäß OGewV kam, lägen bereits bei einem modellierten Abfluss von 6m<sup>3</sup>/s (QM<sub>mod6</sub>) alle errechneten Aufwärmspannen deutlich unterhalb des Orientierungswertes. Bei einer Erhöhung des Abflusses auf 12 m<sup>3</sup>/s hätten sich die Aufwärmspannen der vier Betriebsszenarien erheblich reduziert. Im Vergleich zu den realen Abflussbedingungen wäre es bei den sommerlichen Betriebs-szenarien zu einer Abnahme von 0,9 K auf 0,35 K am 06.08.2018 bzw. von 1,22 K auf 0,49 K am 09.08.2018 gekommen (Tab. 59). Obwohl an beiden Tagen die maximal beantragte Einleitmenge (nahezu) ausgeschöpft wurde, hätten die Aufwärmspannen bei Erhöhung des Abflusses weit unterhalb des gemäß OGewV gültigen Orientierungswertes gelegen. Im Winter hätte sich die Aufwärmspanne am 16.01.2015 von 2,01 K auf 0,91 K, am 02.01.2016 von 1,82 K auf 0,71 K reduziert (Tab. 59) und hätte damit auch deutlich unterhalb des Orientierungswertes gelegen.

Tab. 59: Aufwärmspannen der Alz an den beispielhaft dargestellten Betriebstagen unter realen Abflüssen (QM<sub>aktuell</sub>) und unter den fünf modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss)

	Datum	Einleittemp. CPG [°C]	Aufwärmspanne der Alz [K]					
			QM <sub>aktuell</sub>	QM <sub>mod5</sub>	QM <sub>mod6</sub>	QM <sub>mod8</sub>	QM <sub>mod10</sub>	QM <sub>mod12</sub>
Sommer	06.08.2018	25,7	0,90	0,80	0,68	0,52	0,42	0,35
	09.08.2018	26,0	1,22	1,10	0,93	0,72	0,58	0,49
Winter	16.01.2015	20,2	2,01	2,01	1,72	1,32	1,08	0,91
	02.01.2016	19,6	1,82	1,62	1,37	1,04	0,84	0,71

Ausgehend von den modellierten Vorlauftemperaturen und Aufwärmspannen kann nun die Mischtemperatur der Alz unterhalb der CPG an den vier diskutierten Betriebstagen unter modellierten Abflussszenarien berechnet und prognostiziert werden. Unter den tatsächlichen Abflussverhältnissen wurden an allen vier Betriebsszenarien die Orientierungswerte gemäß OGewV überschritten. Mit einer modellierten Erhöhung des Abflusses reduziert sich die Mischtemperatur der Alz unterhalb des CPG deutlich (Tab. 60).

Tab. 60: Mischtemperatur der Alz unterhalb des CPG an den beispielhaft dargestellten Betriebstagen unter realen Abflüssen (QM<sub>aktuell</sub>) und unter den fünf modellierten Abflussszenarien (QM = Mindestwasserabfluss)

	Datum	Einleittemp. CPG [°C]	Mischtemperatur der Alz unterhalb CPG [°C]					
			QM <sub>aktuell</sub>	QM <sub>mod5</sub>	QM <sub>mod6</sub>	QM <sub>mod8</sub>	QM <sub>mod10</sub>	QM <sub>mod12</sub>
Sommer	06.08.2018	25,7	23,90	23,78	23,63	23,41	23,25	23,12
	09.08.2018	26,0	23,92	23,78	23,57	23,29	23,07	22,91
Winter	16.01.2015	20,2	10,51	10,51	10,18	9,71	9,39	9,15
	02.01.2016	19,6	11,42	11,09	10,80	10,37	10,08	9,86

Wie Tab. 60 entnommen werden kann, hätte die Mischtemperatur beim ersten sommerlichen Betriebsfall am 06.08.2018 – bei einer Erhöhung des Abflusses auf 12 m<sup>3</sup>/s – mit 23,12 °C noch knapp über dem Orientierungswert gemäß OGewV gelegen. Dies begründet sich vor allem in der sehr hohen Vorlauftemperatur an diesem Tag, welche auch unter modellierten Abflüssen den Orientierungswert nur knapp unterschritten hätte. Mit einer Einleittemperatur von 25,7 °C stellt der 06.08.2018 betrieblich gesehen einen Worst-Case-Fall hinsichtlich der thermischen Einleitung dar. Bei einer Erhöhung der Mindestwasserführung auf 8 m<sup>3</sup>/s hätte sich die Aufwärmspanne auf 0,42 K reduziert und wäre damit trotz annäherndem Ausschöpfen der beantragten Einleitmenge auf einem sehr niedrigen Niveau gelegen, welches nur noch ca. 20 % des Orientierungswertes von 2 K ausgemacht hätte. Überschreitungen des Orientierungswertes für die Maximaltemperatur sind bei den sehr hohen Vorlauftemperaturen in warmen Sommern im Bereich des Orientierungswertes von 23 °C auch bei erhöhtem Mindestwasserabfluss praktisch nicht zu vermeiden. Bei einem Mindestwasserabfluss von 8 m<sup>3</sup>/s lägen die Überschreitungsintensitäten (prozentuale Überschreitung des Orientierungswertes der Maximaltemperatur) der Maximaltemperatur bei nur 1,8 % (23,41 °C anstelle von 23,0 °C). Überschreitungsintensitäten in einer Größenordnung von 2–5 % des Orientierungswertes dürften aber auch bei längerer Einwirkungsdauer der Überschreitungstemperaturen oder bei mehrfacher Überschreitung während sommerlicher Hitzeperioden nicht zu nachteiligen Wir-

kungen bei den aquatischen Lebensgemeinschaften führen. Die Erhöhung der sommerlichen Mindestwassermenge auf 8 m<sup>3</sup>/s würde unter diesen Gesichtspunkten bereits zu einer maßgeblichen Verbesserung der thermischen Verhältnisse führen.

Das zweite sommerliche Betriebsszenario vom 09.08.2018 stellt aus betrieblicher Sicht einen weiteren Worst-Case-Fall unter Ausnutzung der beantragten Einleittemperatur von 26,0 °C dar. Die Vorlauftemperatur war zum Zeitpunkt der Einleitung mit 22,7 °C relativ nahe am Orientierungswert der OGV. Unter realen Abflussverhältnissen kam es zu einer errechneten Mischtemperatur von 23,92 °C und damit zu einer Überschreitung des Orientierungswertes. Unter modellierten Abflussszenarien nimmt die Mischtemperatur der Alz unterhalb des CPG deutlich ab, sodass es bei einer Mindestwassermenge von 8 m<sup>3</sup>/s zu einer Reduktion der Mischtemperatur der Alz unterhalb des CPG auf 23,21 °C gekommen wäre. Damit wäre die modellierte Mischtemperatur der Alz um 0,09 % über dem sommerlichen Orientierungswert gelegen. Obwohl die beantragte Einleittemperatur voll ausgeschöpft wurde, wäre die errechnete Aufwärmspanne unter den modellierten Abflüssen auf bis zu 0,49 K (QM<sub>mod12</sub>) abgesunken.

Die Modellierungen der beiden winterlichen Betriebsszenarien zeigen ebenfalls den starken Einfluss des Abflusses auf das Temperaturregime der Alz unterhalb der Einleitung des CPG. Die Aufwärmspannen und Vorlauftemperaturen beider dargestellten Wintertage hätten sich durch die modellierte Mindestwassererhöhung deutlich reduziert. Damit einhergehend wäre an beiden Tagen die prognostizierte Mischtemperatur der Alz deutlich abgesunken. Während sowohl am 16.01.2015 als auch am 02.01.2016 unter aktuellen Abflussverhältnissen mit 10,51 bzw. 11,42 °C der winterliche Orientierungswert deutlich überschritten wurde, wäre die Mischtemperatur der Alz an beiden Betriebstagen bei einem modellierten Abfluss von 8 m<sup>3</sup>/s am 16.01.2015 mit 9,71 deutlich unter 10 °C gelegen, während am 02.01.2016 mit 10,37 °C eine geringe (3,7 %), aber ökologisch unmaßgebliche Überschreitung vorgelegen hätte.

### **Zusammenfassung zur Prognose des Temperaturregimes der Alz unterhalb CPG**

Die Erkenntnisse der Prognose der Einleitung von thermisch belastetem Abwasser in die Alz lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Aufgrund der unveränderten Antragswerte für die thermische Einleitung analog zum bisherigen Bescheid stellt der Ist-Zustand die künftig zu erwartende maximale thermische Belastung der Alz dar. Höhere Aufwärmspannen oder Mischtemperaturen aufgrund der thermischen Einleitung des CPG sind im Vergleich zur analysierten Datenreihe von 2008 bis 2018 nicht zu erwarten.
- Unter den bis 2032 gegebenen Mindestwassermengen der Alz ab dem Wehr Hirten kann der Ist-Zustand als Worst-Case-Szenario hinsichtlich der hydrologischen und hydraulischen Bedingungen angesehen werden. Die geringe behördlich festgelegte Mindestwassermenge von 3 m<sup>3</sup>/s bedingt und limitiert in großem Maße das Temperaturregime der Alz.
- Bei Beibehaltung der aktuellen Mindestwasserregelung am Wehr Hirten wird es auch künftig zu Überschreitungen der sommerlichen und winterlichen Orientierungswerte der Maximaltemperatur sowohl ober- als auch unterhalb des CPG sowie zu Überschreitungen des Orientierungswertes der Aufwärmspanne durch die thermische Einleitung des CPG kommen.



- Die Modellierungen der Aufwärmspanne unter fünf Abflussszenarien von 5 bis 12 m<sup>3</sup>/s, basierend auf den realen Betriebsdaten der Jahre 2008 bis 2018, zeigten die deutliche Reduktion der Aufwärmspanne unter erhöhten Abflüssen bzw. bei einer ökologisch den heutigen Anforderungen entsprechenden Mindestwasserregelung. Bei einer Mindestwasserführung ab 8 m<sup>3</sup>/s wäre es in den Jahren 2008 bis 2018 zu praktisch keiner Überschreitung des Orientierungswertes der Aufwärmspanne gekommen.
- Die Modellierung der maximalen sommerlichen und winterlichen Alztemperatur auf Basis der in den Jahren 2008 bis 2018 tatsächlich ermittelten Abfluss- und Vorlauftemperaturdaten zeigte eine starke Abhängigkeit der maximalen Wassertemperaturen von der Lufttemperatur. Dennoch ergab die Modellierung eine gewisse Reduktion der Alztemperatur mit steigenden Abflüssen. Unter der Annahme von sehr heißen sommerlichen Lufttemperaturen (35 °C) liegt die ermittelte Abkühlung der Alz mit Zunahme der Mindestwassermenge je 1 m<sup>3</sup>/s Wasser bei ca. 0,037 K. Unter winterlichen Verhältnissen (Lufttemperatur -5 °C) reduziert sich die Alztemperatur pro 1 m<sup>3</sup>/s mehr Wasser in der Ausleitungsstrecke um ca. 0,055 K.
- Die Prognose der Auswirkungen modellierter Abflüsse auf reale Betriebssituationen zeigte, dass die Erhöhung der sommerlichen Mindestwassermenge auf 8 m<sup>3</sup>/s bereits zu einer maßgeblichen Verbesserung der thermischen Verhältnisse im Alzwasser führen würde. Überschreitungen des Orientierungswertes der Aufwärmspanne wären praktisch auszuschließen. Selbst unter Ausnützung der maximal beantragten Einleittemperatur würden sich die daraus resultierenden Aufwärmspannen sehr stark reduzieren. Die Modellierungen ergaben, dass es aufgrund hoher Vorlauftemperaturen auch bei erhöhten Mindest-Abflüssen einhergehend mit einer deutlichen Reduktion der Aufwärmspannen zu Überschreitungen der Orientierungswerte der Maximaltemperatur kommen wird.

In Zusammenhang mit den ökologisch unzureichenden Restwassermengen der Alz führen die thermischen Einleitungen aus dem CPG meist bei ungünstigen sonstigen Rahmenbedingungen (hohe Vorlauftemperaturen) zu Überschreitungen der Orientierungswerte der Aufwärmspanne und der Maximaltemperatur der Alz. Zu Überschreitungen in vergleichbarem Ausmaß und vergleichbaren Häufigkeiten wird es auch beim Weiterbetrieb der CPG-Einleitungen und bei unveränderter Mindestwasserregelung kommen.

Diese Überschreitungen führen jedoch, wie die Untersuchungen und Bewertungen zu den biologischen Qualitätskomponenten und zu sonstigen gewässerökologischen Parametern gezeigt haben, zu keinen nachteiligen Auswirkungen auf die Gewässerökologie (Kap. 6). Insbesondere die Untersuchungen/Feststellungen zu thermosensiblen Arten beim Makrozoobenthos und zur Fischfauna im seitens CPG beeinflussten Bereich im Vergleich zum unbeeinflussten Bereich der Alz oberhalb der CPG-Einleitung belegen dieses Ergebnis nachdrücklich (Kap. 6.6 und 6.8).

Die auf die thermische Einleitung des CPG zurückzuführenden Überschreitungen der Orientierungswerte würden sich, wie gezeigt, bei Erhöhung der Mindestwassermenge an der Alzstufe 4 maßgeblich reduzieren. In diesem Kontext ist darauf hinzuweisen, dass bereits eine geringfügige Erhöhung der Mindestwassermenge zu einer deutlichen Verbesserung des Temperaturregimes der Alz führen würde.

### 8.1.4 Auswirkungen der Kühlwasser-Einleitung auf die Sauerstoffverhältnisse der Alz

Die Auswirkungen der thermischen Einleitungen des CPG auf die Sauerstoffgehalte im Alzwasser wurden im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung beispielhaft an vier Tagen mit besonders hohen Temperaturen im Vorlauf und in der Mischtemperatur nach Einleitung CPG und bei unterschiedlichen Sättigungs-Konzentrationen durchgeführt.

Unter der Annahme, dass die in der Vergangenheit maximal ermittelten Temperaturen unterhalb der Einleitung des CPG auch den zukünftig maximal zu erwartenden Temperaturen entsprechen, errechnen sich für die Annahme einer nur 80%-igen O<sub>2</sub>-Sättigung Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff im Alzwasser zwischen 6,5 und 6,4 mg/l (Tab. 61). In diesem Fall ergeben sich bereits im Vorlauf des CPG Sauerstoffkonzentrationen von nur mehr 6,5 bzw. 6,6 mg/l (Tab. 62). Auch bei einer fiktiven Annahme eines gesteigerten Worst-Case-Ansatzes einer nur mehr 75%-igen Sättigung würden sich keine Sauerstoffgehalte unter 6 mg/l ergeben.

Tab. 61: Sauerstoffgehalte der Alz unterhalb des CPG bei unterschiedlichen angenommenen Sättigungskonzentrationen (Quelle: Eigene Berechnung der Sauerstoffgehalte in Anlehnung an HÖLL (1979) auf Basis der Temperaturdaten der ISG)

stündliche maximale Sommertemperatur der Alz unterhalb des CPG 2015 und 2018		Sauerstoffgehalt [mg/l] in der Alz bei angenommener Sättigung von				
Tag	Temperatur [°C]	100%	90%	85%	80%	75%
16. Jul 15	25,4	8,1	7,3	6,9	6,4	6,0
30. Jul 18	24,8	8,1	7,3	6,9	6,5	6,1
09. Aug 15	24,7	8,2	7,3	6,9	6,5	6,1
02. Aug 18	25,2	8,1	7,3	6,9	6,5	6,1

Die Tab. 62 stellt die errechneten Sauerstoffgehalte im thermisch unbeeinflussten Vorlauf des CPG bei unterschiedlichen Sättigungsgraden dar - analog zu Tab. 61. Im Vergleich zum Vorlauf ergeben sich bei Erwärmung durch den CPG minimale Reduktionen der Sauerstoffgehalte zwischen 0,1 bis 0,2 mg/l.

Tab. 62: Sauerstoffgehalte der Alz im Vorlauf des CPG bei unterschiedlichen angenommenen Sättigungskonzentrationen (Quelle: Eigene Berechnung der Sauerstoffgehalte in Anlehnung an HÖLL (1979) auf Basis der Temperaturdaten der ISG)

stündliche maximale Sommertemperatur der Alz im Vorlauf des CPG 2015 und 2018		Sauerstoffgehalt [mg/l] in der Alz bei angenommener Sättigung von				
Tag	Temperatur [°C]	100%	90%	85%	80%	75%
05. Jul 15	24,7	8,2	7,3	6,9	6,5	6,1
31. Jul 18	23,8	8,3	7,4	7,0	6,6	6,2
09. Aug 15	23,8	8,3	7,4	7,0	6,6	6,2
01. Aug 18	23,7	8,3	7,5	7,0	6,6	6,2

Aus ökologischer Sicht, insbesondere unter Berücksichtigung des Sauerstoffbedarfs von sensiblen Fischarten (Bachforelle, Äsche), sind minimale O<sub>2</sub>-Konzentrationen größer 5 mg/l als tolerabel anzusehen. Die oben beschriebenen Worst-Case-Ansätze weisen selbst unter ungünstigsten Voraussetzungen in dem thermisch beeinflussten Alzwasser nur sehr geringe Reduzierungen des O<sub>2</sub>-Gehaltes und minimale O<sub>2</sub>-Konzentrationen von  $\geq 6$  mg/l aus. Insofern lassen sich keine Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften aus der thermischen Beeinflussung der Sauerstoffverhältnisse ableiten.

### 8.1.5 Auswirkungen der Kühlwasser-Einleitung auf die Fischfauna der Alz

Für die Beurteilung möglicher Auswirkungen der Kühlwasser-Einleitung des CPG auf die Fischfauna der Alz sind in erster Linie die Populationen der temperatursensiblen (oligo-stenothermen) rhithralen Arten zu betrachten. Im Rahmen der Untersuchungen (Herbst 2014–2018) wurden insgesamt vier rhithrale Arten dokumentiert. Bei den nachgewiesenen temperatursensiblen Arten handelt es sich um die Äsche, die Bachforelle sowie die beiden Kleinfischarten Elritze und Groppe. In früheren Jahren wurde als Einzelfunde auch die Art Rutte nachgewiesen. Die Temperaturansprüche dieser Fischarten sind in Tab. 63 dargestellt.

Tab. 63: Nachgewiesene oligo-stenotherme Fischarten der Alz und deren Temperaturansprüche (sofern in der Literatur verfügbar)

Fischart	Fortpflanzung			Eier			Juvenile		Adulte	
	Zeit- raum	oberes Limit	Optimal- bereich	Zeit- raum	oberes Limit	Optimal- bereich	oberes Limit	Optimal- bereich	oberes Limit	Optimal- bereich
	[Monate]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	[Monate]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]	Temp. [°C]
Äsche	III–IV	15	7–10	III–V	13	7–14	26	9–18	26	4–18
Bachforelle	XI–I	13	6–8	XI–III	12	5–9	27	7–14	27	4–18
Elritze	IV–VI	---	---	---	---	---	---	---	31	13–25
Groppe	III–VI	---	7–14	---	---	---	28	---	28	---
Rutte	IX–III	6	0–3	XII–I–II	12	0–3	28	14–18	28	14–18

**Erläuterungen:**

Die Zusammenstellung stützt sich auf zahlreiche Veröffentlichungen zum Thema Temperaturoptima und –limits (**JUNGWIRTH & WINKLER 1984; LAWA 1991; TEROFAL & WENDLER 1991; WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995; ZAUNER 1996; GERSTMEIER & ROMIG 1998; FAO 1998; DUBLING & BERG 2001; KÜTTEL ET AL. 2002; HOFMANN & FISCHER 2003; KOTTELAT & FREYHOF 2007; HANFLAND ET AL. 2015**) sowie auf eigene Erhebungen und Beobachtungen an der bayerischen Donau.

Im Hinblick auf die sommerlichen Höchsttemperaturen ist die Äsche mit einem oberen Limit von 26,0°C (Juvenile / Adulte) die sensibelste Art (Tab. 63). Wie in Kap. 6.2 beschrieben werden derart hohe Temperaturen auch unterhalb der Einleitung des CPG, selbst unter absoluten Worst-Case-Bedingungen (hohe Vorlauftemperaturen, Mindestwasserdotation, maximale Wärmeeinleitungen) nicht erreicht. Die höhere Präsenz der Äsche im thermisch beeinflussten Bereich unterhalb der CPG Einleitung im Vergleich zur unbeeinflussten Kontrollstrecke belegt, dass hier augenscheinlich keine nachteilige Auswirkung seitens der thermischen Einleitung gegeben ist (siehe Kap. 6.8.4). Die Bachforelle, die während der Fortpflanzung, der Eientwicklung und im Jugendstadium (Juvenile) noch höhere Ansprüche an die Wassertemperatur stellt wie die Äsche (Tab. 63, siehe „Optimalbereich“), wurde in den beeinflussten Befischungsstrecken (Fänge aus B2+B3 und B4 zusammengefasst) in

vergleichbaren Zahlen nachgewiesen wie in der unbeeinflussten Kontrollstrecke B1 (siehe Kap. 6.8.4). Auch die rhithralen Kleinfischarten Elritze und Groppe wurden sowohl ober- als auch unterhalb der Einleitung des CPG festgestellt. Dabei waren die Elritzen im thermisch beeinflussten Bereich in weitaus höheren Dichten und gut strukturierten Populationen vertreten als im thermisch unbeeinflussten Kontrollbereich (siehe Kap. 6.8.4). Die sporadischen Nachweise der rhithralen Art Rutte erfolgten sowohl in der Kontrollstrecke (1 Exemplar, 2012) als auch im beeinflussten Bereich (wenige Exemplare, 2008). Auch bei dieser Art ist somit kein nachteiliger Effekt der thermischen Einleitung zu erkennen.

Bei allen nachgewiesenen Fischarten, seien es die temperaturempfindlichen rhithralen Arten oder die temperaturtoleranten rheophilen Arten, wurde zusammengefasst dargestellt festgestellt, dass in der thermisch beeinflussten Strecken unterhalb des CPG gleich hohe oder sogar höhere Präsenzen in den langjährigen Untersuchungen vorlagen. Ausgenommen hiervon ist die Fischart Groppe, die aber im unmittelbar unterhalb der Einleitungen des CPG angrenzenden am stärksten thermisch beeinflussten Bereich B2+B3 in ähnlich hohen Dichten nachgewiesen wurde als in der Kontrollstrecke B1 (siehe Kap. 6.8.4 - Abb. 60 u. Abb. 61). In den thermisch beeinflussten Strecken wurden zudem mehr bedrohte und geschützte Arten der Roten Liste nachgewiesen als in den unbeeinflussten Strecken (siehe Kap. 6.8.1 - Tab. 44). Gleichermaßen fand auch die Fortpflanzung im thermisch beeinflussten Bereich unterhalb der CPG Einleitung mindestens in gleicher Art und Intensität bei vielen Arten aber in besserem Ausmaß statt als in der Kontrollstrecke:

- Der prozentuale Anteil an 0<sup>+</sup>-Fischen (Reproduktion) war in den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 mit 59 % höher als in der Kontrollstrecke B1 mit 45 % (Mittelwerte 2014–2018, vgl. Anhang 19).
- Dies zeigt, dass die besonders sensiblen Reproduktionsvorgänge bzw. die entsprechenden Früh-Stadien der Fischentwicklung (Eier, Larven, Brut, einsömmrige Fische (0<sup>+</sup>-Generation)) im thermisch beeinflussten Bereich nicht gestört oder beeinträchtigt waren/sind.

Insgesamt sind die Individuendichten und die Bestandsgrößen pro Strecken- oder Flächeneinheit in der thermisch und stofflich beeinflussten Strecke unterhalb CPG eher größer als im unbeeinflussten Kontrollbereich (siehe Kap. 6.8.3.1 - Abb. 52 u. Abb. 53 sowie Anhang 19).

### **Zusammenfassend ist festzustellen**

Die Ergebnisse der langjährigen regelmäßigen Untersuchungen der Fischfauna und deren Entwicklung vor und nach dem Schadenfall belegen, dass keine negativen Auswirkungen der thermischen Einleitungen des CPG auf die alztypische Fischfauna erkennbar sind. Dies gilt sowohl für die temperaturempfindlichen rhithralen Leitarten Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe sowie für die typspezifische Art Rutte als auch für die eher temperaturtoleranten Leitarten Aitel, Barbe, Hasel, Nase Schneider) sowie für die typspezifischen Arten (Barsch, Gründling, Laube, Rotaugen, Schmerle) und die Begleitarten. Gleichermaßen sind auch keine nachteiligen Auswirkungen auf die nachgewiesenen naturschutzfachlich relevanten Arten der Roten Listen Deutschland (3 Arten) und Bayern Süd (13 Arten) sowie des Anhangs II der FFH-Richtlinie (Groppe, Schied) festzustellen (siehe Kap. 6.8.1 - Tab. 44 u. Kap. 6.8.7.2). Sowohl die Artenzahlen der naturschutzfachlich relevanten Fischarten als auch die Individuenzahlen/-dichten waren im thermisch beeinflussten Bereich sogar überwiegend höher als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke.

---

## 8.2 Stoffliche Einleitungen in die Alz

### 8.2.1 Nach AbwV geregelte Stoffe

#### 8.2.1.1 Ausgangssituation und Grundlagen für die Prognose

Die Grundlagen für die Prognose bilden zum einen rechnerisch ermittelte Mischkonzentrationen in der Alz für drei verschiedene Berechnungs-Szenarien und zum anderen die Mess-Ergebnisse aus der Eigenüberwachung der Alz bzw. den Rückstandsuntersuchungen durch den CPG.

Hinsichtlich der Abflussverhältnisse stellt die Alz als Ausleitungsstrecke bereits im Ist-Zustand ein generelles Worst-Case-Szenario mit ungünstigen (geringen) Abflüssen dar. Insofern spiegeln die Mess-Ergebnisse der unterschiedlichen Untersuchungen in der Alz bereits maximal zu erwartende Mischkonzentrationen in der Alz wider.

Auch die Berechnungsszenarien orientieren sich deshalb am Ist-Zustand. Das Szenario 1 errechnet maximal zu erwartende Konzentrationen im Jahresmittel. Berechnungsgrundlage ist der Jahresabfluss der Alz im Jahr 2015 als überdurchschnittlich abflussarmes Jahr. Das Szenario 2 errechnet maximal zu erwartende Konzentrationen im Tagesmittel bei Stoßbelastung. Berechnungsgrundlage ist der MNQ-Abfluss am Pegel Burgkirchen. Die Berechnungen erfolgen jeweils unter der Annahme einer vollständigen Durchmischung in der Alz.

Hinsichtlich der Abwassermengen aus den einzelnen Pfaden wird mit maximal zu erwartenden Einleitmengen gerechnet in m<sup>3</sup> im Jahr (Szenario 1) bzw. m<sup>3</sup> am Tag (Szenario 2). Nähere Erläuterungen zur Berechnungsformel finden sich in Anhang 21. Die Einleitungen aus den unterschiedlichen Pfaden des CPG in die Alz setzen sich zusammen aus dem entnommenen Alzwasser (WVA) zzgl. dem entnommenen Brunnenwasser (WVB) sowie Niederschlagswasser, das aus den Flächen des CPG abgeleitet wird.

Im langjährigen Mittel führen die Einleitungen aus dem CPG bedingt durch die Einleitung aus der Brunnenwasserentnahme (WVB) (Uferfiltrat) zu einer Erhöhung des Abflusses in der Alz um etwa 0,6 m<sup>3</sup>/s im Vergleich zum Abfluss oberhalb des CPG.

Für Szenario 1 und 2 wird davon ausgegangen, dass die beantragten stofflichen Überwachungswerte nach AbwV vollständig ausgeschöpft werden. Im tatsächlichen Betrieb der Vergangenheit lagen die Abgabe-Konzentrationen der einzelnen Stoffe mit Überwachungswert in der Regel deutlich unter den beantragten Überwachungswerten nach AbwV (vgl. Kap. 6.3 sowie Anhang 4).

Aus diesem Grund werden die Berechnungsszenarien 1 und 2 ergänzt durch das Berechnungsszenario 3. Das Berechnungsszenario 3 hat dieselben Eingangsparameter wie Szenario 1 bzgl. Abflussmengen in der Alz sowie Abwasser-Einleitmengen aus den einzelnen Pfaden. Allerdings werden anstelle der beantragten Überwachungswerte tatsächlich gemessene Stoffkonzentrationen im Ablauf der zu betrachtenden Pfade eingesetzt. Für das Szenario 3 wurde auf die Messwerte im Ablauf der Abwasserpfade der Jahre 2016 und 2017 zurückgegriffen und das jeweils höhere Jahresmittel aus diesen beiden Jahren der Berechnung zugrunde gelegt. Weitere Erläuterungen zu den Eingangsparametern des Szenarios 3 finden sich im Anhang 22.

Die nachfolgende Tabelle fasst die Ausgangsparameter der Szenarien zusammen:

Tab. 64: Ausgangsparameter der Berechnungsszenarien

	<b>Szenario 1 (analog zu Szenario 3) Mischkonzentration im Jahresmittel</b>	<b>Szenario 2 Mischkonzentration bei Stoßbelastung im Tagesmittel</b>
<b>Durchmischungswirksamer Abfluss in der Alz (oberhalb Einleitung CPG)</b>	Geringster Jahresabfluss (2011–2017) am Pegel Burgkirchen; entsprechend dem Jahr 2015 mit 192,9 Mio m <sup>3</sup> abzgl. der tatsächlich entnommenen Wassermenge aus der Alz (2015) mit 21,50 Mio m <sup>3</sup> : 192,9 Mio m <sup>3</sup> – 21,50 Mio m <sup>3</sup> = <b>171,4 Mio m<sup>3</sup></b>	MNQ am Pegel Burgkirchen mit 3,57 m <sup>3</sup> /s abzgl. der maximal genehmigten Entnahmemenge aus der Alz von 3.500 m <sup>3</sup> /h (jeweils umgerechnet auf einen Tag): 308.448 m <sup>3</sup> /d – 84.000 m <sup>3</sup> /d = <b>224.448 m<sup>3</sup>/d</b>
<b>Einleitungsmenge aus der Kläranlage</b>	Tatsächliche Einleitungsmenge Jahr 2015 <sup>**</sup> : <b>2.759 Mio m<sup>3</sup></b>	Höchster 90-Perzentilwert* (2011–2017); entsprechend dem Jahr 2015 mit <b>8.958 m<sup>3</sup>/d</b>
<b>Einleitungsmenge aller weiteren Pfade</b>	Tatsächliche Einleitungsmengen Jahr 2015 <sup>**</sup> :  KSA: <b>24.215 Mio m<sup>3</sup></b> KOB: <b>11.102 Mio m<sup>3</sup></b> Dampferzeugung: <b>6.364 m<sup>3</sup></b> Rückkühlwerke: <b>556.550 m<sup>3</sup></b> <small>R618, R621, R322, R325, RVC, RLZ</small> Rückkühlwerke: <b>120.020 m<sup>3</sup></b> <small>R359, R680</small> FKW-Verwertung: <b>107.710 m<sup>3</sup></b>	Tatsächliche monatsgemittelte Tagesabgabe Jul <sup>***</sup> 2015:  KSA: <b>77.481 m<sup>3</sup>/d</b> KOB: <b>34.729 m<sup>3</sup>/d</b> Dampferzeugung: <b>19 m<sup>3</sup>/d</b> Rückkühlwerke: <b>2.374 m<sup>3</sup>/d</b> <small>R618, R621, R322, R325, RVC, RLZ</small> Rückkühlwerke: <b>428 m<sup>3</sup>/d</b> <small>R359, R680</small> FKW-Verwertung: <b>257 m<sup>3</sup>/d****</b>

**Erläuterung:**

\* Es wurde der 90-Perzentilwert gewählt, da die absoluten Maximalwerte einmalige Extremereignisse im Zusammenhang mit Überschwemmungen darstellen. Der 90-Perzentilwert versteht sich damit als überdurchschnittlich hohe Tagesabgabe aus der Kläranlage, die bei Mindestwasserabfluss in der Alz noch realistisch erscheint.

\*\* Es wurden die Einleitungsmengen aus dem Jahr 2015 gewählt, da 2015 im Betrachtungszeitraum 2011–2017 die höchste Jahres-Einleitmenge aus den Rückkühlwerken verzeichnet war (Pfad, der mit mehr Stoffen befrachtet ist als das Kühlwasser) und auch die Jahres-Abgabemengen aus der Kläranlage sowie der FKW-Verwertung (Pfad, der mit mehr Stoffen befrachtet ist, als das Kühlwasser) überdurchschnittlich hoch waren (bezogen auf den Betrachtungszeitraum 2011–2017).

\*\*\* Es wurden die Einleitungsmengen vom Juli 2015 gewählt, da in diesem Monat die höchste monatsgemittelte Tagesabgabe aus den Rückkühlwerken verzeichnet war (Pfad, der mit mehr Stoffen befrachtet ist, als das Kühlwasser).

\*\*\*\* Höchste monatsgemittelte Tagesabgabe aus der FKW-Verwertung (Pfad, der mit mehr Stoffen befrachtet ist als das Kühlwasser) im Betrachtungszeitraum 2011–2017, erfasst für Februar 2015.

### 8.2.1.2 Ergebnisse der rechnerisch ermittelten Mischkonzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Annahmen

Im Anhang 22 ist der Berechnungsvorgang zur Ermittlung der Mischkonzentrationen im Einzelnen erläutert.

Nachfolgend werden die Berechnungsergebnisse für die Szenarien 1–3 in zwei Tabellen zusammenfassend dargestellt. Die Ergebnisse in Tab. 65 zeigen die Mischkonzentrationen in der Alz, die sich bei isolierter Betrachtung der Abgaben aus dem CPG errechnen, ohne Berücksichtigung der jeweiligen Vorbelastungskonzentration im Alzwasser oberhalb des CPG.

Die Tab. 67 zeigt die Vorbelastungskonzentration im Alzwasser oberhalb des CPG sowie die errechneten Mischkonzentrationen in der Alz, wenn die Abgaben aus dem CPG mit den Vorbelastungskonzentrationen aufsummiert werden.

Tab. 65: Errechnete Mischkonzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Annahmen (Szenario 1 und 2: Überwachungswerte zu 100% ausgeschöpft) sowie auf Basis tatsächlicher Messwerte (Szenario 3) ohne Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser

Stoff/Parameter	Überwachungswert [mg/l]							Mischkonzentration in der Alz exkl. Vorbelastung [mg/l] (sofern nicht anders angegeben)		
	Kühlwasser Kanal Süd (KSA)	Dampfzerzeugung	Kühlwasser Kanal Ost (KOB)	FKW-Verwertung	Rückkühlwerke (R618, R621, R322, R325, RVC, RLZ)	Rückkühlwerke (R359, R680)	ZARA (ANK)	Berechnung mit:		
								Überwachungswert	Messwert 2016/2017*	
<b>Flussgebietspezifische Schadstoffe nach Anlage 6 OGewV</b>										
Kupfer (Cu)							0,1	1,31 µg/l	2,57 µg/l	0,0003 µg/l
Zink (Zn)					4		0,2	13,21µg/l	32,37µg/l	1,36 µg/l
<b>Prioritäre Stoffe nach Anlage 8 OGewV</b>										
Quecksilber (Hg)							0,001	0,01 µg/l	0,03 µg/l	0,0001 µg/l
Nickel (Ni)							0,05	0,66 µg/l	1,28 µg/l	0,04 µg/l
<b>Weitere Stoffe/Summenparameter/chemisch-physikalische Parameter</b>										
abfiltrierbare Stoffe bei Trockenwetter	30		30	30			35	5,51	10,58	–
abfiltrierbare Stoffe bei Mischwasserabfluss	100		100	30			35	17,27	33,10	–
CSB	20	20	20	40	20	40	250	6,74	13,07	1,88
BSB <sub>7</sub>	6		6				35	1,47	2,83	0,27
Stickstoff gesamt							30	0,39	0,77	0,07
Phosphor gesamt					3	3	1,5	0,03	0,06	0,01
AOX				1	0,15	0,10	1,5	0,02	0,04	0,01
nach Stoßbehandlung** mit mikrobiziden Wirkstoffen: AOX					0,5	0,5			0,04	
nach Stoßbehandlung** mit mikrobiziden Wirkstoffen: Chlor (Chlordioxid, Chlor und Brom, angegeben als Chlor)					0,3	0,3			2,41 µg/l	
Zinn (Sn)							0,2	2,62 µg/l	5,14 µg/l	0,05 µg/l
Fluorid				30				0,02	2,21***	0,43****

**Erläuterung**

Blau: Einleitungen in die Alz über den KSA

Gelb: Einleitungen in die Alz über den KOB

– Stoff wird im Ablauf nicht regelmäßig überwacht, deshalb erfolgt keine Berechnung des Szenario 3

\*Es wurde aus den Jahren 2016/2017 jeweils der höhere Jahresmittelwert herangezogen

\*\*Konzentrationsberechnungen für Stoffe nach Behandlung mit mikrobiziden Wirkstoffen hat nur Relevanz für Szenario 2 (Stoßbelastung).

\*\*\* inkl. Konzentration im Ablauf der ANK von angenommen 85 mg/l (siehe Erläuterung unten).

\*\*\*\* inkl. Konzentration im Ablauf der ANK von angenommen 32 mg/l (siehe Erläuterung unten).

Für Fluorid wird zwar ein Überwachungswert im Ablauf der FKW-Verwertung beantragt, nicht aber für den Ablauf der Kläranlage. Fluorid wird jedoch auch im Ablauf der Kläranlage regelmäßig nachgewiesen. Von Oktober bis Dezember 2016 betragen die erfassten Konzentrationen (Stichproben) zwischen 12 und 85 mg/l. Setzt man in Szenario 2 (Stoßbelastung) ergänzend eine Ablaufkonzentration von 85 mg/l in der ZARA an, errechnet sich eine Mischkonzentration in der Alz von 2,21 mg/l. Unter Berücksichtigung der Vorlaufkonzentration (Messstelle ALB) von 0,2 mg/l ergibt sich eine Mischkonzentration in der Alz von 2,41 mg/l.

Setzt man in Szenario 3 (Jahresmittel) ergänzend eine Ablaufkonzentration von 32 mg/l in der ZARA an (Mittelwert der Stichproben Oktober bis Dezember 2016), errechnet sich eine Mischkonzentration in der Alz von 0,43 mg/l. Unter Berücksichtigung der Vorlaufkonzentration (Messstelle ALB) von 0,2 mg/l ergibt sich eine Mischkonzentration in der Alz von 0,63 mg/l.

Tab. 66: Errechnete Mischkonzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Annahmen (Szenario 1 und 2: Überwachungswerte zu 100% ausgeschöpft) sowie auf Basis tatsächlicher Messwerte (Szenario 3) mit Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser

Stoff/Parameter	Vorbelastungskonzentration* in der Alz [mg/l] (sofern nicht anders angegeben)	Mischkonzentration in der Alz inkl. Vorbelastung [mg/l] (sofern nicht anders angegeben)		
	Vorbelastungskonzentration im Alzwasser oberhalb der Einleitung des CPG  (Es wird das jeweils höhere Jahresmittel der Jahre 2016/2017 an der Messstelle ALB herangezogen siehe Anhang 1, 5 und 15)	SZENARIO 1 Jahresmittel	SZENARIO 2 Stoßbelastung im Tagesmittel	SZENARIO 3 Jahresmittel
<b>Flussgebietspezifische Schadstoffe nach Anlage 6 OGewV</b>				
Kupfer (Cu)	0,7 µg/l	2,01 µg/l	3,27 µg/l	0,7003 µg/l
Zink (Zn)	5,5 µg/l	18,71 µg/l	37,87 µg/l	6,86 µg/l
<b>Prioritäre Stoffe nach Anlage 8 OGewV</b>				
Quecksilber (Hg)	0* µg/l	0,01 µg/l	0,03 µg/l	0,0001 µg/l
Nickel (Ni)	0* µg/l	0,66 µg/l	1,28 µg/l	0,04 µg/l
<b>Weitere Stoffe/Summenparameter/chemisch-physikalische Parameter</b>				
abfiltrierbare Stoffe bei Trockenwetter	k.D.	5,51	10,58	-
abfiltrierbare Stoffe bei Mischwasserabfluss	k.D.	17,27	33,10	-
CSB	k.D.	6,74	13,07	1,88
BSB <sub>7</sub>	0,8 (BSB <sub>5</sub> )	2,27	3,63	0,97
Stickstoff gesamt	k.D.	0,39	0,77	0,07
Phosphor gesamt	0,04	0,07	0,10	0,05
AOX	0*	0,02	0,04	0,01
nach Stoßbehandlung** mit mikrobiziden Wirkstoffen: AOX	0		0,043	



Stoff/Parameter	Vorbelastungskonzentration* in der Alz [mg/l] (sofern nicht anders angegeben)	Mischkonzentration in der Alz inkl. Vorbelastung [mg/l] (sofern nicht anders angegeben)		
	Vorbelastungskonzentration im Alzwasser oberhalb der Einleitung des CPG  (Es wird das jeweils höhere Jahresmittel der Jahre 2016/2017 an der Messstelle ALB herangezogen siehe Anhang 1, 5 und 15)	SZENARIO 1 Jahresmittel	SZENARIO 2 Stoßbelastung im Tagesmittel	SZENARIO 3 Jahresmittel
nach Stoßbehandlung** mit mikrobiziden Wirkstoffen: Chlor (Chlordioxid, Chlor und Brom, angegeben als Chlor)	k.D.		2,41 µg/l	-
Zinn (Sn)	0*	2,62 µg/l	5,14 µg/l	0,05 µg/l
Fluorid	0,2	0,22	2,41**	0,63***

\*Wenn alle Messwerte 2016/2017 < BG waren, wird als Vorbelastungswert 0 gesetzt

\*\*inkl. Konzentration im Ablauf der ANK von angenommen 85 mg/l – Maximum (siehe Erläuterung oben)

\*\*\* inkl. Konzentration im Ablauf der ANK von angenommen 32 mg/l – Jahresdurchschnittswert (siehe Erläuterung oben)

k.D. keine Daten

### 8.2.1.3 Kupfer (Stoff nach Anlage 6 OGewV)

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert im Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für Kupfer in der Alz von 2,01 µg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 3,27 µg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung). Diese Konzentrationen liegen unter dem PNEC von 7,8 µg/l (vgl. Kap. 4.2.1.1). Im tatsächlichen Betrieb waren die Konzentrationen bereits im Kläranlagenablauf (ANK) geringer als der PNEC von 7,8 µg/l (siehe Anhang 4). In Szenario 3, das die tatsächlichen Ablaufkonzentrationen berücksichtigt, errechnet sich eine Mischkonzentration für Kupfer im Alzwasser von 0,7003 µg/l. Die erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) betragen 2016/2017 im Mittel 0,8 µg/l; die Maxima 2 und 3 µg/l. Diese Werte sind nahezu identisch zu den erfassten Konzentrationen oberhalb der Einleitung (siehe Anhang 1 – Tab. 1.1).

In der Rückstandsanalytik 2016 wurden in Sediment und Schwebstoffen unterhalb der Einleitung des CPG jeweils etwas höhere Werte erfasst als oberhalb. Die gemessenen Kupfer-Konzentrationen lagen in beiden Medien jedoch jeweils um ein Vielfaches unter der UQN (siehe Anhang 1 – Tab. 1.2 und 1.3). Auch bei der Untersuchung 2018 von Schwebstoffen und Sediment wurde die UQN 160 mg/kg nicht überschritten. Im Sediment wurde kein Belastungsanstieg unterhalb der Einleitung des CPG festgestellt. In den Schwebstoffen hingegen wurden bei PSA2 (unterhalb CPG) mit 52 mg/kg deutlich höhere Konzentrationen erfasst als bei PSA1 mit 24 mg/kg (oberhalb CPG) (siehe Anhang 7).

Vorhabenbedingte Einleitungen an Kupfer mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften können vor diesem Hintergrund ausgeschlossen werden.

#### 8.2.1.4 Zink (Stoff nach Anlage 6 OGewV)

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert im Kläranlagenablauf (ANK) sowie den Rückkühlwerken vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für Zink in der Alz von 18,71 µg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 37,87 µg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung).

Im tatsächlichen Betrieb liegen die Konzentrationen an Zink im Kläranlagenablauf (ANK) sowie im KOB und KOS ein Vielfaches unter dem beantragten Überwachungswert (siehe Anhang 4).

In Szenario 3 (Jahresmittel) errechnet sich auf Basis der tatsächlich gemessenen Ablaufwerte eine Mischkonzentration im Alzwasser für Zink von 6,86 µg/l. Die tatsächlich erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) betragen 2016/2017 im Mittel 3,7 bzw. 5,3 µg/l; die Maxima 8 und 14 µg/l. Diese Konzentrationen liegen unter der in der Literatur diskutierten UQN von 10,9 µg/l JD-UQN (Jahresmittel) bzw. 33 µg/l ZHK-UQN (Stoßbelastung) (vgl. Kap. 4.2.1.2). Im Vorlauf des CPG (ALO) belaufen sich die Zink-Konzentrationen im Alzwasser im Mittel auf Werte zwischen 2,6 und 5,5 µg/l; die Maxima auf 6 und 28 µg/l (siehe Anhang 1 – Tab. 1.1).

In der Rückstandsanalytik 2016 zeichnete sich bei den Schwebstoffen unterhalb der Einleitung des CPG ein deutlicher Belastungsanstieg an im Vergleich zu oberhalb. Die erfassten Werte im Sediment und bei den Schwebstoffen lagen aber jeweils um ein Vielfaches unter der UQN (siehe Anhang 1 – Tab. 1.2 und 1.3). Auch bei der Untersuchung 2018 von Schwebstoffen und Sediment wurde die UQN von 800 mg/kg nicht überschritten. Im Sediment wurde kein Belastungsanstieg unterhalb der Einleitung des CPG festgestellt. In den Schwebstoffen hingegen wurden bei PSA2 (unterhalb CPG) mit 630 mg/kg deutlich höhere Konzentrationen erfasst als bei PSA1 mit 77 mg/kg (oberhalb CPG) (siehe Anhang 7).

Vorhabenbedingte Einleitungen von Zink mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften können vor diesem Hintergrund ausgeschlossen werden.

#### 8.2.1.5 Quecksilber (Stoff nach Anlage 8 OGewV)

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert im Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser für Quecksilber in der Alz theoretisch maximale Konzentrationen von 0,01 µg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 0,03 µg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung). Diese rechnerischen Mischkonzentrationen liegen unter der ZHK-UQN von 0,07 µg/l.

Im tatsächlichen Betrieb lagen die Konzentrationen im Kläranlagenablauf (ANK) von Quecksilber jeweils weit unter dem Überwachungswert (siehe Anhang 2). Zudem haben sich die Quecksilberfrachten aus dem CPG in der Vergangenheit um rd. 95% reduziert (vgl. Kap. 7.3.1 und 6.3.2.1). Im Jahr 2017 betrug die Jahresfracht an Quecksilber 6 g. Die maximale Tagesfracht 2017 belief sich auf 0,586 g. Mit dieser Tagesfracht ergibt sich bei einem MNQ von 3,57 m<sup>3</sup>/s eine rechnerische Stoßbelastung von 0,002 µg/l. In Szenario 3 errechnet sich auf Basis der Ablaufwerte 2017/2016 eine Mischkonzentration im Alzwasser im Jahresmittel für Quecksilber von 0,0001 µg/l. Diese Kon-

zentrationen liegen weit unter den Werten, die in der Literatur als fischtoxisch unter Laborbedingungen angegeben werden (zwischen 0,6 und 2,0 µg/l) und unterschreiten den NOEC-Wert für aquatische Lebensgemeinschaften (<0,23 µg/l anorganisch bzw. <0,04 µg/l organisch) (vgl. Kap. 4.2.1.3).

Vorhabenbedingte Einleitungen von Quecksilber mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften können vor diesem Hintergrund ausgeschlossen werden.

#### **8.2.1.6 Nickel (Stoff nach Anlage 8 OGewV)**

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert im Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für Nickel in der Alz von 0,66 µg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 1,28 µg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung). Im tatsächlichen Betrieb ist Nickel (neben Zink) das Schwermetall mit den höchsten Konzentrationen im Kläranlagenablauf (ANK). Diese Konzentrationen liegen jedoch noch um ein Vielfaches unter dem beantragten Überwachungswert nach AbwV (siehe Anhang 4). In Szenario 3, das die tatsächlichen Ablaufkonzentrationen berücksichtigt, errechnet sich eine Mischkonzentration im Alzwasser für Nickel von 0,04 µg/l.

Die erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) lagen allesamt unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l und damit unter der JD-UQN von 4 µg/l bzw. der ZHK-UQN von 34 µg/l (siehe Anhang 1 – Tab. 2.1).

Vorhabenbedingte Einleitungen an Nickel mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften können vor diesem Hintergrund ausgeschlossen werden.

#### **8.2.1.7 Abfiltrierbare Stoffe (AFS)**

Unter der Annahme, dass die beantragten Überwachungswerte im KSA, KOB und FKW-Verwertung sowie im Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft werden, errechnen sich theoretisch maximale Konzentrationen für abfiltrierbare Stoffe von 5,51 mg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 10,58 mg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung). Bei Mischwasserabfluss ergeben sich rechnerische Konzentrationen von 17,27 mg/l (Szenario 1) und 33,10 mg/l (Szenario 2). Unter diesen Bedingungen herrschen bereits vorhabenunabhängig erhöhte Schwebstoffkonzentrationen im Alzwasser vor, durch regenwasserbedingte Einträge aus dem Einzugsgebiet. Bei den abfiltrierbaren Stoffen handelt es sich in der Regel um eingedickte, bereits im Entnahmewasser enthaltene Feststoffe. Die Alz ist ein Gewässer, das sich durch die Wirkung des Chiemsees als Sedimentationsbecken durch vergleichsweise geringe Trübstofffrachten charakterisiert.

Die in der Alz gemessenen Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen an der amtlichen Messstelle des LfU Bayern, Brücke Hohenwart (unterhalb der Einleitung des CPG), lagen in den Jahren 2014–2016 mehrheitlich unter der Bestimmungsgrenze. Konzentrationsspitzen mit 20 und 15 mg/l wurden im August und September 2016 gemessen – während der Sanierung des Alzkanals als der gesamte Abfluss im Mutterbett der Alz belassen wurde. Insofern wird der Trübstoffhaushalt der Alz in erster

Linie vom Abflussgeschehen und nicht von den Einleitungen aus dem CPG geprägt. Es liegen keinerlei Hinweise vor für einleitungsbedingt schädigende/beeinträchtigende Wirkungen von AFS (vgl. auch 6.5.1 Qualität Laichsubstrate).

Vorhabenbedingte Einleitungen von abfiltrierbaren Stoffen mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften können vor diesem Hintergrund auch für die Zukunft ausgeschlossen werden.

#### 8.2.1.8 BSB<sub>7</sub> bzw. BSB<sub>5</sub>

Unter der Annahme, dass die beantragten Überwachungswerte im KSA, KOB und Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft werden, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für den BSB<sub>7</sub> von 2,27 mg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 3,63 mg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung).

Bewertungsrelevant nach Anlage 7 OGewV ist nicht der BSB<sub>7</sub>, sondern der BSB<sub>5</sub>. Grundsätzlich summiert der BSB<sub>n</sub> den Sauerstoffverbrauch innerhalb eines Zeitraumes n auf. Folglich ist der BSB<sub>5</sub> im unmittelbaren Vergleich zu einem ermittelten BSB<sub>7</sub> geringer. Im Alzwasser wird in der Eigenüberwachung regulär die BSB<sub>5</sub>-Konzentration untersucht. Die erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) lagen im Mittel zwischen 0,9 und 1,0 mg/l; die Maxima zwischen 1,3 und 2,1 mg/l. An der Messstelle ALO (vor Mündung Inn) nahmen die BSB<sub>5</sub>-Konzentrationen im Vergleich zu ALH jeweils zu. Die BSB<sub>5</sub>-Werte bei ALO betragen im Mittel zwischen 0,9 und 1,2 mg/l; die Maxima zwischen 1,4 und 2,7 mg/l (siehe Anhang 5).

Der Orientierungswert nach Anlage 7 OGewV für Fließgewässer des Typs 4 von <3 mg/l BSB<sub>5</sub> MW/a<sup>38</sup> ist in der Vergangenheit nicht überschritten worden. Gleichfalls ergeben sich auch rechnerisch in der Alz keine BSB<sub>7</sub>-Konzentrationen im Jahresmittel >3mg/l. In der Folge wird der BSB<sub>5</sub> in der Alz auch zukünftig den Orientierungswert von 3 mg/l vorhabenbedingt nicht überschreiten.

Vorhabenbedingte Sauerstoffzehrungen in der Alz mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften bzw. die Funktionsfähigkeit des Ökosystems (kritische Sauerstoffgehalte) können ausgeschlossen werden.

#### 8.2.1.9 Stickstoff gesamt

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert für den Gesamt-Stickstoff im Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für den Gesamtstickstoff in der Alz von 0,39 mg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 0,77 mg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung). Dies entspricht gemäß Gewässergüteklassifikation nach LAWA 1996 der Gewässergüte I.

<sup>38</sup> Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

### **Ammonium-Stickstoff und Ammoniak-Stickstoff**

Ammonium-Stickstoff wird im Ablauf der Kläranlage regelmäßig gemessen. Setzt man in das Szenario 1 (Jahresmittel) die mittlere gemessene Ablaufkonzentration 2016–2017 der Kläranlage von 3,5 mg/l Ammonium-Stickstoff ein (vgl. Anhang 22), errechnet sich in der Alz eine Mischkonzentration von 0,05 mg/l im Jahresmittel. Im Vorlauf des CPG lagen die gemessenen Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen 2015–2017 mit Ausnahme eines einzigen Messwertes<sup>39</sup> unter der Bestimmungsgrenze von 0,08 mg/l (siehe Anhang 5). Setzt man als Vorlaufkonzentration die Hälfte der Bestimmungsgrenze von 0,04 mg/l an, ergibt sich eine rechnerische Mischkonzentration in der Alz von 0,09 mg/l. Dieser Wert liegt unter dem Orientierungswert nach OGewV von 0,1 mg/l Ammonium-Stickstoff MW/a<sup>40</sup>.

Unter der Voraussetzung von Szenario 1 mit der errechneten Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 0,09 mg/l, ergeben sich bei einem mittleren pH-Wert von 8,3 bei Temperaturen zwischen 10 °C und 25 °C rechnerische<sup>41</sup> Konzentrationen an Ammoniak-Stickstoff zwischen 0,003 und 0,009 mg/l. Zeitweise sind somit Überschreitungen des Orientierungswertes für Ammoniak-Stickstoff von 0,002 mg/l unter Worst-Case-Bedingungen möglich. Chronisch fischtoxisch wirksame Konzentrationen (> 0,06 -0,08 mg/l NH<sub>3</sub>-N entsps. >0,075 -0,1 mg/l NH<sub>3</sub>) werden jedoch keinesfalls erreicht (vgl. Kap. 6.3.1.2).

### **Nitrit**

Nitrit und Nitrit-Stickstoff wird im Ablauf der Kläranlage regelmäßig gemessen. Setzt man in das Szenario 1 (Jahresmittel) die mittlere gemessene Ablaufkonzentration 2016–2017 an Nitrit der Kläranlage von 0,8 mg/l ein (siehe Anhang 22), errechnet sich in der Alz eine Mischkonzentration von 0,01 mg/l im Jahresmittel bei ungünstigen Abflussverhältnisse. Unter Berücksichtigung einer mittleren Vorbelastungskonzentration von 0,02 mg/l Nitrit, ergibt sich eine Mischkonzentration unterhalb des CPG von 0,03 mg/l. Dieser Wert liegt unter dem Orientierungswert von 0,1 mg/l<sup>42</sup> Nitrit MW/a<sup>43</sup>.

### **Gemessene Konzentrationen in der Alz**

Durch die ISG werden regelmäßig Ammonium-Stickstoff und Nitrit in der Alz erfasst. Alle tatsächlich gemessenen Werte 2015–2017 lagen unter dem jeweiligen Orientierungswert für den guten Zustand nach OGewV (siehe oben und Anhang 5).

Gleichfalls wird Nitrat im Eigenüberwachungsprogramm der Alz gemessen. Die erfassten Konzentrationen liegen um ein Vielfaches unter der UQN nach Anlage 8 OGewV (siehe Anhang 1 – Tab. 2.1).

Vorhabenbedingte Abgaben an Stickstoffverbindungen mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Lebewesen bzw. die Funktionsfähigkeit des Ökosystems (Eutrophierung) können zusammenfassend ausgeschlossen werden.

<sup>39</sup> 0,17 mg/l – erfasst am 01.02.2017

<sup>40</sup> Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

<sup>41</sup> Berechnung nach (UMWELTBUNDESAMT 1996)

<sup>42</sup> Orientierungswert nach OGewV von 30 µg/l Nitrit-Stickstoff umgerechnet auf Nitrit.

<sup>43</sup> Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

### 8.2.1.10 Phosphor

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert im Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für Phosphor in der Alz von 0,07 mg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 0,10 mg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung). Diese Werte liegen unter dem Orientierungswert nach Anlage 7 OGewV für Phosphor von 1 mg/l Phosphor MW/a<sup>44</sup> (MW = Mittelwert).

Im tatsächlichen Betrieb liegen die Konzentrationen an Phosphor (P) im Ablauf der Kläranlage in der Regel unter dem beantragten Überwachungswert (siehe Anhang 4).

Die erfassten Konzentrationen an Phosphor im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) variierten 2015–2017 im Jahresmittel zwischen 0,04 mg/l und 0,14 mg/l; das Maximum betrug 1,6 mg/l. An der Messstelle ALH sind die Vorbelastungswerte an Phosphor oberhalb der Einleitung enthalten. Diese schwankten 2015–2017 im Mittel zwischen 0,01 und <0,05 mg/l. Der MW/a an der Messstelle ALH für die Phosphorkonzentrationen berechnet sich auf 0,08 mg/l und liegt damit unter dem Orientierungswert nach OGewV von 0,1 mg/l MW/a.

Vorhabenbedingte Einleitungen von Phosphor mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften bzw. die Funktionsfähigkeit des Ökosystems (übermäßige Eutrophierung) können ausgeschlossen werden.

### 8.2.1.11 AOX

Unter der Annahme, dass die beantragten Überwachungswerte im Kläranlagenablauf (ANK) und der anderen Pfade (Rückkühlwerke und FKW-Verwertung) vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich theoretisch maximale Konzentrationen für AOX in der Alz zwischen 0,02 mg/l (Szenario 1 - Jahresmittel) und 0,04 mg/l (Szenario 2 - Stoßbelastung). Die errechnete Mischkonzentration an AOX in der Alz unter Berücksichtigung der Stoßbehandlung mit mikrobiziden Wirkstoffen in den Rückkühlwerken ändert sich gegenüber dem Szenario 2 nur unwesentlich in der dritten Nachkomastelle - 0,043 mg/l.

Im tatsächlichen Betrieb wurde der Überwachungswert für AOX im Ablauf der Kläranlage vereinzelt überschritten. Die Überschreitungen waren auf eine Einleitung eines bestimmten Abwasserteilstroms der ZARA zurückzuführen. Insofern entspricht die Ist-Situation in der Alz dem Worst-Case-Ansatz. Die erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) lagen 2015–2017 mehrheitlich unter der Bestimmungsgrenze von 0,01 mg/l; die Maxima betragen zwischen 0,02 und 0,03 mg/l (siehe Anhang 15).

Im Jahr 2019 ist die Errichtung einer betrieblichen Abwasservorbehandlungsanlage zur Entfernung von partikulärem AOX vorgesehen (geplante Aufnahme des Testbetriebs 2020), dass zukünftig der Überwachungswert eingehalten werden kann.

Nach der Gewässergüteklassifikation von LAWA sind AOX-Konzentrationen  $\leq 0,025$  mg/l ( $\leq 25$  µg/l) der Güteklasse II zugeordnet. Höhere Konzentrationen ergeben sich nur kurzzeitig unter Worst-

<sup>44</sup> Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

Case-Bedingungen und bewegen sich maximal im Bereich der Gewässergüteklasse II–III ( $\leq 0,05$  mg/l). Generell ist davon auszugehen, dass sich die zukünftige Belastung der Alz durch AOX-Emissionen aus dem CPG im Vergleich zum Ist-Zustand reduzieren wird.

Aus diesen Gründen wird auch die zukünftige Einleitung von AOX aus dem CPG in die Alz aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften nicht nachhaltig beeinträchtigen oder schädigen.

#### 8.2.1.12 Chlor/Brom/Chlordioxid

Die rechnerisch ermittelte theoretisch maximale Konzentration an Chlor (Chlordioxid, Chlor, Brom und andere Oxidantien – angegeben als Chlor) nach Stoßbehandlung mit mikrobiziden Wirkstoffen in der Alz beläuft sich auf  $2,41 \mu\text{g/l} = 0,002 \text{ mg/l}$ . Diese Mischkonzentration unter Worst-Case-Bedingungen liegen unterhalb bekannter Toxizitäten für aquatische Organismen (vgl. Kap.4.2.1.10).

Zudem treten die Wirkungen aufgrund der hohen Reaktivität von Chlor zeitlich und räumlich nur stark begrenzt ein, dass nachhaltig, erhebliche Beeinträchtigungen auf die Gewässerökologie der Alz ausgeschlossen werden können.

#### 8.2.1.13 Zinn

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert im Kläranlagenablauf (ANK) vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für Zinn in der Alz von  $2,62 \mu\text{g/l}$  (Szenario 1 - Jahresmittel) und  $5,14 \mu\text{g/l}$  (Szenario 2 - Stoßbelastung). Im tatsächlichen Betrieb liegen die Konzentrationen an Zinn im Ablauf der Kläranlage jedoch um ein Vielfaches unter dem beantragten Überwachungswert (siehe Anhang 4). In Szenario 3 errechnet sich auf Basis der Ablaufwerte 2017/2016 eine Mischkonzentration im Alzwasser für Zinn von  $0,05 \mu\text{g/l}$ .

Die erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) lagen nahezu durchgehend unter der Bestimmungsgrenze von  $1 \mu\text{g/l}$  (siehe Anhang 15).

Die in Szenario 1 und 3 errechneten Mischkonzentrationen liegen unter den in der Literatur angegebenen Konzentrationen für chronische Toxizitäten gegenüber Wasserorganismen ( $20\text{--}7.800 \mu\text{g/l}$  - vgl. Kap.4.2.1.10). Akut toxische Wirkungen kurzzeitig, potentiell eintretender, höherer Werte an Zinn können gleichfalls ausgeschlossen werden. Die rechnerische Mischkonzentration von  $5,14 \mu\text{g/l}$  (Szenario 2 – Stoßbelastung) liegt ebenfalls um ein Vielfaches unter den in der Literatur bekannten akut toxischen Konzentrationen für Gewässerorganismen ( $\geq 2.140 \mu\text{g/l}$  - vgl. Kap. 4.2.1.11).

Vorhabenbedingte Einleitungen von Zinn mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften können vor diesem Hintergrund ausgeschlossen werden.

### 8.2.1.14 Fluorid

Unter der Annahme, dass der beantragte Überwachungswert im Ablauf der FKW-Verwertung vollständig ausgeschöpft wird, errechnen sich unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser theoretisch maximale Konzentrationen für Fluorid in der Alz von 0,22 mg/l (Szenario 1 – Jahresmittel) bzw. 0,63 mg/l (Szenario 3 – Jahresmittel). Diese Konzentration liegt unter dem ehemaligen Qualitätskriterium nach EG-Richtlinie 76/464 von 1 mg/l im Jahresmittel.

Unter Berücksichtigung der maximal erfassten Fluoridkonzentration im Ablauf der Kläranlage (Zeitraum Okt – Dez 2016, vgl. Kapl.8.2.1.1) errechnen sich kurzzeitig auftretende Mischkonzentrationen in der Alz von bis zu 2,41 mg/l. Diese kurzzeitig, potentiell eintretende, Maximalkonzentration an Fluorid bei Stoßbelastung bewegt sich in einem Rahmen weit unter akut toxisch wirkenden Konzentrationen (vgl. Tab. 11 in Kap. 4.2.1.12).

Die erfassten Konzentrationen im Alzwasser unterhalb der Einleitung (ALH) lagen im Mittel zwischen 0,6 und 0,3 mg/l, die Maxima zwischen 0,5 und 1,1 mg/l. Auf Höhe ALO (kurz vor Mündung in den Inn) lagen die mittleren Konzentrationen zwischen 0,2 und 0,5 mg/l; die Maxima zwischen 0,3 und 0,8 mg/l (siehe Anhang 15).

Nachhaltig erhebliche Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften durch Fluorid-Einträge aus dem CPG in die Alz können somit auch zukünftig ausgeschlossen werden.

## 8.2.2 Nicht nach AbwV geregelte Stoffe

### 8.2.2.1 Ausgangssituation und Grundlagen für die Prognose

Analog zu den Stoffen, die nach AbwV geregelt sind, bilden die Grundlage für die Prognose zum einen rechnerisch ermittelte Mischkonzentrationen in der Alz und zum anderen die Mess-Ergebnisse aus der Eigenüberwachung der Alz bzw. den behördlichen Untersuchungen. Die Berechnung der Mischkonzentration erfolgt auf Basis von ermittelten Tages- und/oder Jahresfrachten, eingemischt in den MNQ von 3,57 m<sup>3</sup>/s bzw. in den Jahresabfluss des Jahres 2015 mit 192,9 Mio m<sup>3</sup>.

### 8.2.2.2 Iodid

Bei geringen Abflussverhältnissen wie beispielsweise im Jahr 2015 mit 192,9 Mio m<sup>3</sup>, errechnet sich bei einer jährlichen Fracht von 2 t Iodid aus dem CPG eine mittlere Konzentration im Alzwasser von rd. 0,01 mg/l= 10 µg/l. Die aus den Abgabefrachten 2016/2017 resultierenden Iodid-Konzentrationen im Alzwasser lagen mit Werten <=10 µg/l weit unter dem PNEC für aquatische Lebensgemeinschaften von 100 µg/l. Die ISG stellt durch Regelungen im Abwasservertrag mit den Standortgesellschaften im CPG sicher, dass durch die in der Alz eingeleitete Fracht an Iodid der PNEC von 0,1 mg/l=100 µg/l Iodid in der Alz sicher unterschritten wird. Die für die Iodidemissionen aus dem CPG relevanten Firmen suchen zudem nach Reduzierungsmöglichkeiten (insb. von Frachtspitzen).



Erhebliche Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften durch Iodideinleitungen aus dem CPG in die Alz können somit auch zukünftig ausgeschlossen werden.

### 8.2.2.3 1,4-Dioxan

Auf Basis der ermittelten Frachten (110 kg/d, 198 kg/d, 231 kg/d – vgl. Kap.6.3.3.2) errechnen sich für einen Abfluss von MNQ von 3,57 m<sup>3</sup>/s als Worst-Case-Betrachtung Konzentrationen von 1,4-Dioxan zwischen 0,4 und 0,7 mg/l. Auch unter Worst-Case-Annahme ermitteln sich damit Mischkonzentrationen in der Alz, die um ein Vielfaches unter dem PNEC für aquatische Lebensgemeinschaften von 57,5 mg/l liegen.

Erhebliche Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften durch 1,4-Dioxan-Einleitungen aus dem CPG in die Alz können somit auch zukünftig ausgeschlossen werden.

### 8.2.2.4 Trifluoressigsäure (TFA)

Auf Basis der ermittelten Frachten (5,1 bis 7,7 kg/d – vgl. Kap. 6.3.3.3) errechnen sich für einen Abfluss von MNQ von 3,57 m<sup>3</sup>/s als Worst-Case-Betrachtung Konzentrationen in der Alz zwischen 16,5 und 25 µg/l. Die 25 µg/l liegen unter dem vom LANUV-NRW ermittelten PNEC<sub>aquat</sub> von 70 µg/l, überschreiten jedoch leicht den vom LfU Bayern ermittelten PNEC<sub>aquat</sub> von 20 µg/l. Vom LfU Bayern werden jedoch auch Konzentrationen bis 100 µg/l als ausreichend schützend für aquatische Organismen diskutiert (vgl. Kap. 4.2.2.3).

Vor dem Hintergrund, dass der PNEC als vorsorglicher Wert unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors auf den niedrigsten Wert der im Testergebnis empfindlichsten Art errechnet wird (vorliegend Süßwasseralge mit 1 mg/l), kann mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die vorhabenbedingte Einleitung von TFA zu keiner nachhaltig beeinträchtigenden oder schädigenden Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften führen wird.

### 8.2.2.5 Perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C10), PFOA-Ersatzstoff (DONA) und zugehöriges Umwandlungsprodukt (OPA)

#### PFOA-Ersatzstoff (DONA)

Die DONA-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage (2011–2017) lagen mit mittleren Werten zwischen 210 µg/l und 370 µg/l bzw. Maximalwerten zwischen 410 bis 1.000 µg/l (siehe Anhang 4) bereits unter dem PNEC<sub>aquat</sub> von 2.000 µg/l. Auch zukünftig wird durch Überwachung sichergestellt sein, dass die DONA-Konzentration bereits im Ablauf der Kläranlage geringer sein wird als der PNEC<sub>aquat</sub>. Bei geringen Abflussverhältnissen wie beispielsweise im Jahr 2015 mit 192,9 Mio m<sup>3</sup> errechnet sich bei einer jährlichen Fracht von beispielsweise 592 kg wie im Jahr 2018 aus dem CPG eine mittlere Konzentration im Alzwasser von 3,1 µg/l.

Nachhaltig erhebliche Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften durch DONA-Einträge aus dem CPG in die Alz können somit auch zukünftig ausgeschlossen werden.

### **PFOA**

Zukünftige PFOA-Frachten isoliert betrachtet aus dem CPG können nicht genau prognostiziert werden, da die Einträge u.a. aus Oberflächen- und Sickerwasser der Deponien erfolgen. Unter der berechtigten Annahme, dass die zukünftigen Einträge im Vergleich zur Vergangenheit nicht zunehmen bzw. tendenziell abnehmen, sind im Alzabschnitt oberhalb der Mündung des Brunnbaches keine Mischkonzentrationen zu erwarten, die über dem  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  von 570 µg/l bzw. 30<sup>45</sup> µg/l liegen: Legt man die Verhältnisse des Jahres 2015 als Worst-Case zu Grunde (vergleichsweise abflussarmes Jahr 2015 mit 192,9 Mio. m<sup>3</sup>/a – vergleichsweise hohe Jahresfracht PFOA von 20 kg), errechnet sich eine mittlere Mischkonzentration von 0,1 µg/l im Alzwasser. Die maximal gemessene Konzentration 2015 im Alzwasser an der Messstelle ALH (unterhalb CPG) betrug 0,26 µg/l (erfasst am 05.11.2015).

Nachhaltig erhebliche Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften durch PFOA-Einträge aus dem Kläranlagenablauf (ANK) in die Alz können somit zukünftig ausgeschlossen werden.

Auch im Abschnitt der Alz unterhalb des Brunnbaches (Messstelle ALO) wurden in den Jahren 2014–2017 keine Konzentrationen oberhalb der aktuell in Diskussion befindlichen  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  von 30 µg/l gemessen. Die höchste gemessene Konzentration betrug 0,48 µg/l (08.05.2014).

### **Perfluorierte Carbonsäuren (Homologe C3 bis C10) und OPA**

Auf Basis der mittleren Abgabefrachten der Jahre 2017/2018 errechnen sich bei geringen Abflussverhältnissen wie beispielsweise im Jahr 2015 mit 192,9 Mio m<sup>3</sup> nachfolgend aufgeführte Mischkonzentrationen an PFC in der Alz:

Tab. 67: Rechnerische Mischkonzentration Homologe C3 bis C10 und OPA in der Alz im Jahresmittel (Jahresabfluss 2015 192,9 Mio m<sup>3</sup>)

<b>Rechnerische Mischkonzentration in µg/l auf Basis der Jahresfracht</b>	<b>OPA</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>C5</b>	<b>C6</b>	<b>C7</b>	<b>C8</b>	<b>C9</b>	<b>C10</b>
2017	1,02	1,61	0,21	0,63	0,14	0,02	0,02	0,00	0,00
2018	0,79	1,39	0,17	0,46	0,11	0,02	0,02	0,01	0,01

Setzt man die mittleren Tagesfrachten an, und mischt diese in den MNQ von 3,57 m<sup>3</sup>/s ergeben sich die nachfolgend aufgeführten Mischkonzentrationen.

<sup>45</sup> Der bisher angewendete  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  von 570 µg/l wird aktuell in der Fachwelt in Frage gestellt und ein  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  von 30 µg/l diskutiert (vgl. Kap. 4.2.2.4)

Tab. 68: Rechnerische Mischkonzentration Homologe C3 bis C10 und OPA in der Alz im Tagesmittel (MNQ 3,57 m³/s)

Rechnerische Mischkonzentration in µg/l auf Basis der mittleren Tagesfracht	OPA	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
2017	1,8	2,8	0,4	1,1	0,2	0,04	0,03	0,01	0,01
2018	1,4	2,4	0,3	0,8	0,2	0,04	0,03	0,01	0,01

Die vom LfU Bayern genannten  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  für C4, C5, C6 sowie C8, C9 und C10 werden auf Basis der Tagesfrachten der Vergangenheit unter der Annahme ungünstiger, geringer Abflussverhältnisse um ein Vielfaches unterschritten. Für die weiteren perfluorierten Carbonsäuren bzw. OPA existieren keine Orientierungswerte zur Bewertung der gewässerökologischen Auswirkungen.

Die erhobenen Daten zur Fischfauna geben keine Hinweise auf bisher beeinträchtigende Wirkungen der Einträge auf die Fortpflanzungsfähigkeit oder die Überlebensraten von Larvenstadien: Der prozentuale Anteil an 0+-Fischen der Herbst-Befischungen 2016 in den Strecken unterhalb der Einleitung des CPG war mit insgesamt 87 % hoch und lag über dem prozentualen Anteil der Strecken oberhalb der Einleitung des CPG mit insgesamt 63 %.

Bei den Untersuchungen der Fischfauna im Jahr 2016 (Ergebnisbericht Umweltwirkungen Werk Gendorf – Fischereiliche Bestandsaufnahme und Erfassung der wirbellosen Kleintiere – BNGF) wurde hinsichtlich krankhafter Erscheinungen an Fischen zwischen Ober- und Unterwasserbereich der Abwassereinleitung aus dem CPG kein Unterschied mehr festgestellt. Vielmehr zeigten oberhalb der Einleitung des CPG 0,7 % der erfassten Individuen gesundheitliche Beeinträchtigungen, während unterhalb nur 0,4 % Auffälligkeiten zeigten (vgl. Abb. 62 in Kap. 6.8.5).

Im Jahr 2001 wiesen noch 4,9 % der erfassten Individuen gesundheitliche Beeinträchtigungen unterhalb des CPG auf, während es bei den untersuchten Individuen oberhalb nur 1,0 % waren. In den Folgeuntersuchungen 2006, 2011 und 2016 wurde eine stete Abnahme von Erkrankungen und Fehlbildungen in der Fischfauna unterhalb der Einleitung des CPG festgestellt. Die gesundheitlichen Beeinträchtigungen der erfassten Individuen oberhalb der Einleitung des CPG war in diesem Zeitraum vergleichsweise konstant (vgl. Abb. 62 in Kap. 6.8.5). Damit spiegelt sich die Reduktion der stofflichen Emissionen unmittelbar im Gesundheitszustand der Fischfauna wieder.

Für die Einleitungen von perfluorierten Carbonsäuren aus dem CPG können auch zukünftig erhebliche Beeinträchtigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften ausgeschlossen werden, denn

- im Vergleich zur Vergangenheit haben sich die Abgabefrachten v.a. des besonders toxischen PFOAs deutlich reduziert,
- zugleich haben von 2001 bis 2016 die festgestellten krankhaften Veränderungen von Fischen unterhalb des CPG stetig abgenommen, dass mittlerweile keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen oberhalb und unterhalb der Einleitung feststellbar sind (vgl. Abb. 62 in Kap. 6.8.5 sowie Kap. 8.3 zu den Kombinationswirkungen) und
- es sind keine Beeinträchtigungen des Reproduktionserfolges der Fischfauna unterhalb des CPG festgestellt worden.

### 8.2.2.6 OZV

Belastbare Angaben zu zukünftig zu erwartenden Abgabefrachten und Mischkonzentrationen im Alzwasser sind aufgrund der Unsicherheit der Analysedaten nicht möglich. Generell kann festgehalten werden, dass die zukünftigen Einleitungen im Vergleich zur Belastungssituation der Vergangenheit eine Verbesserung darstellen. Eine aktive Einleitung aquatisch besonders toxisch wirkender Triorganozinnverbindungen erfolgt nicht. Die Abgabe von OZV durch Mobilisierung aus Rückständen/Altlasten hat sich nach Angabe der ISG seit der Kanalsanierung reduziert.

Die aktiven Einleitungen umfassen Di- und Mono-Organozinnverbindungen, deren akute Toxizität vergleichsweise geringer ist als von Triorganozinnverbindungen (UBA 2018). Die vom LfU Bayern in der Literatur recherchierten Angaben zu PNECs von nicht geregelten OZV (vgl. Tab. 13 in Kap. 4.2.2.5 und Anhang 15) sind bisher in der Alz nicht überschritten worden - vorbehaltlich der mit der Analytik verbundenen Unsicherheiten.

Für die Einleitungen von OZV aus dem CPG können - wie bereits im vorangegangenen Kapitel bei den perfluorierten Carbonsäuren erläutert - auch zukünftig erhebliche Beeinträchtigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften ausgeschlossen werden, denn

- im Vergleich zur Vergangenheit haben sich die Abgabefrachten v.a. besonders toxischer Triorganozinnverbindungen deutlich reduziert,
- zugleich haben von 2001 bis 2016 die festgestellten krankhaften Veränderungen von Fischen unterhalb des CPG stetig abgenommen, dass mittlerweile keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen oberhalb und unterhalb der Einleitung feststellbar sind (vgl. Abb. 62 in Kap. 6.8.5 sowie Kap. 8.3 zu den Kombinationswirkungen) und
- es sind keine Beeinträchtigungen des Reproduktionserfolges der Fischfauna unterhalb des CPG festgestellt worden.

Bei den Methylzinnverbindungen ist darauf hinzuweisen, dass diese erst seit 2016 in die Alz eingeleitet werden. Auf Basis der vorliegenden Daten existieren keine Hinweise auf nachhaltig schädigende Wirkungen.

### 8.2.2.7 Emulgator der Firma Gore

Aus der Vergangenheit lassen sich keine Belastungsanstiege des Emulgators der Firma Gore in Schwebstoffen, Sediment und Fischen der Alz ableiten. Nach Angaben der ISG liegen die Werte des Emulgators bislang bereits im Ablauf der Fa. Gore (nach innerbetrieblicher Abwasservorbehandlung, vor Übergabe in Kanalisation CPG) unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l. Bislang ist am Ablauf der innerbetrieblichen Abwasservorbehandlung der Anlage G01 eine Konzentration von 50 mg/l (250 kg/a) genehmigt. Zukünftig soll am Ablauf der innerbetrieblichen Abwasservorbehandlung der Anlage G01 eine Konzentration von 8 mg/l und eine Fracht von 60 kg/a eingehalten werden.

Daraus folgernd ist auch für die Zukunft gesichert davon auszugehen, dass der Emulgator der Firma Gore zu keinen nachweisbaren Belastungsanstiegen in der Alz führen wird. Erhebliche Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften können somit auch zukünftig ausgeschlossen werden.

### 8.2.2.8 Chlorid (Stoff nach Anlage 7 OGeWV)

Basierend auf den Ablaufkonzentrationen der Jahre 2017/2016 (siehe Anhang 22) errechnen sich im Jahresmittel (Szenario 3) unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser Mischkonzentrationen in der Alz von 57 mg/l Chlorid.

Die Chlorid-Konzentrationen des Alzwassers im Vorlauf des CPG lagen 2015–2017 im Mittel zwischen 13,2 und 15,6 mg/l; die Maxima zwischen 17,0 und 48,0 mg/l (siehe Anhang 5). Unterhalb der Einleitung (ALH) wurden 2015–2017 im Jahresmittel zwischen 33,8 mg/l und 47,6 mg/l gemessen. Die Maxima betragen zwischen 61 mg/l und 70 mg/l. An der Messstelle ALH sind die Vorbelastungswerte an Chlorid oberhalb der Einleitung enthalten. Der Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand nach Anlage 7 OGeWV von 200 mg/l wird somit nicht annähernd erreicht.

Vorhabenbedingte Einleitungen von Chlorid mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften bzw. auf die Funktionsfähigkeit des Ökosystems können ausgeschlossen werden.

### 8.2.2.9 Sulfat (Stoff nach Anlage 7 OGeWV)

Basierend auf den Ablaufkonzentrationen der Jahre 2017/2016 (siehe Anhang 22) errechnen sich im Jahresmittel (Szenario 3) unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Alzwasser Mischkonzentrationen in der Alz von 30,96 mg/l Sulfat.

Die Sulfat-Konzentrationen des Alzwassers im Vorlauf des CPG lagen 2015–2017 im Mittel zwischen 17,8 und 18,3 mg/l; die Maxima zwischen 22,0 und 25,0 mg/l (siehe Anhang 5). Unterhalb der Einleitung (ALH) wurden 2015–2017 im Jahresmittel zwischen 24,3 mg/l und 27,6 mg/l gemessen. Die Maxima betragen zwischen 29,0 mg/l und 37,0 mg/l.

An der Messstelle ALH sind die Vorbelastungswerte an Sulfat oberhalb der Einleitung enthalten. Für die Fließgewässertypen der Alpen und des Alpenvorlandes (Typ 1–Typ 4) existiert kein Orientierungswert für Sulfat. Für die weiteren Fließgewässertypen liegt der Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand zwischen  $\leq 75$  mg/l und  $\leq 220$  mg/l.

Vorhabenbedingte Einleitungen von Sulfat mit nachhaltig beeinträchtigender oder schädigender Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften bzw. die Funktionsfähigkeit des Ökosystems können ausgeschlossen werden.

### 8.2.2.10 Bromid

Vom LfU Bayern wurde basierend auf den Daten des Jahresberichtes 2015 und einem MNQ der Alz von ca. 3 m<sup>3</sup>/s eine rechnerische Mischkonzentration zwischen 0,04–0,15 mg/l in der Alz errechnet (Protokoll vom 09.08.2016).

Bei geringen Abflussverhältnissen wie beispielsweise im Jahr 2015 mit 192,9 Mio m<sup>3</sup> ergibt sich vereinfacht bei einer jährlichen Fracht von ca. 10 t Bromid (vgl. 6.3.3.9) aus dem CPG eine mittlere Konzentration im Alzwasser von rd. 0,05 mg/l. Setzt man die von der ISG genannte maximale Konzentration im Ablauf der ZARA von 7 mg/l in das Berechnungsszenario 2 (Spitzenbelastung) ein,

ergibt sich unter ungünstigen Abflussverhältnissen in der Alz eine Spitzenkonzentration von 0,18 mg/l. Auf Basis dieser Berechnungen sind keine akut oder chronisch toxischen Konzentrationen für aquatische Lebewesen in der Alz zu erwarten (vgl. Kap. 4.2.2.8).

Die Untersuchung 2016–2018 der Alz an den Messstellen ALB-ALH-ALO lagen bei ALH und ALO allesamt unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l (siehe Anhang 15).

Im Protokoll-Entwurf zur Abstimmung mit den Behörden im Umgang mit Bromid ist vermerkt, dass eine weitere Überwachung des Parameters Bromid als nicht erforderlich angesehen wird.

### **8.2.3 Stoffe, die in der Vergangenheit eingeleitet wurden mit UQN-Überschreitung**

#### **8.2.3.1 Triphenylzinn (flussgebietsspezifischer Schadstoff nach Anlage 6 OGewV)**

Triphenylzinn wird nicht mehr aktiv eingeleitet. Welche Frachten aus dem CPG aus Rückständen/Altlasten in die Alz gelangen ist nicht prognostizierbar. Generell handelt es sich jedoch um Einträge im Spurenbereich. Entsprechend können keine zukünftig zu erwartenden Konzentrationen in der Alz berechnet werden, die auf unmittelbare Einträge aus dem CPG zurückzuführen sind. In der Rückstandsanalytik 2016 von Wasser, Schwebstoff und Sediment war die jeweilige UQN überschritten (siehe Anhang 1 Tab. 1.1, 1.2 und 1.3). Als stark persistenter Stoff mit hoher Affinität zur Anlagerung im Sediment und Remobilisierung aus eben diesem, ist mit einer Einhaltung der UQN erst mittel- bis langfristig zu rechnen.

## **8.3 Kombinationswirkungen stofflicher und thermischer Einleitungen**

Wie in den Kap. 8.2.1, 8.2.2 und 8.2.3 dargestellt, wurden bezogen auf die jeweiligen Einzelstoffe keine Werte im Alzwasser ermittelt, aus denen sich Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften insbesondere von Fischen ableiten lassen. Die Frage ist allerdings, ob sich durch die Kombinationswirkung von Stoffgemischen (inkl. nicht auf Einzelstoffbasis bewertbarer Stoffe und Parameter, vgl. Kap. 4.2.5), welche durch die Einleitungen des CPG im Alzwasser entstehen, Schädigungen oder Beeinträchtigungen möglich sind.

Aus den Ausführungen im Kap. 4.2.5 geht hervor, dass es für eine direkte Bewertung der Kombinationswirkung von unterschiedlichen Stoffen im Gewässer keine Beurteilungsgrundlage etwa in Form von Misch-Grenzwerten oder sonstigen quantifizierbaren Grundlagen gibt. Die Prognose von Kombinationswirkungen unterschiedlicher Stoffe erfolgt daher indirekt über die seit 2001 im 5-Jahresrhythmus stattfindenden Untersuchungen des äußeren Erscheinungsbildes und der gesundheitlichen Kondition der Alzfische (allgemeine krankhafte Veränderungen der Fische, Ergebnisse siehe Kap. 6.8.5).

Diese Untersuchungen hinsichtlich allgemeiner krankhafter Veränderungen (vgl. Kap. 4.2.5) mit Erscheinungsbildern wie

- Entzündungen und/oder Blutungen im Bereich der Flossen, Kiemen(-deckel), im Maulbereich sowie am Schwanzstiel,
- Hautläsionen und Hautentzündungen,
- Verpilzungen,
- Geschwüre/Blumenkohlgeschwüre sowie
- Rückgradverkrümmungen

erfolgten im Vergleich zwischen Fischen aus unbeeinflussten Kontrollstrecken und aus den durch die Einleitungen des CPG beeinflussten Strecken und im Vergleich von vier Untersuchungszyklen zwischen 2001 und 2015. Die beeinflussten Strecken sind hierbei nicht nur stofflich, sondern auch thermisch durch die Einleitung des CPG geprägt.

Die untersuchten krankhaften Veränderungen können durch verschiedene Ursachen ausgelöst werden (mechanische Verletzungen von Fischen z.B. beim Ablachen, bei Revierkämpfen etc.), entstehen aber erfahrungsgemäß auch und insbesondere durch stoffliche Belastungen und können durch solche verstärkt werden. Zusätzlicher thermischer Stress kann infolge immunschwächender Wirkung auf die Fischfauna die Gesamtbelastungssituation weiter verschärfen. Folglich haben die Untersuchungsergebnisse somit nicht nur eine Aussagekraft für die Bewertung der Kombinationswirkungen unterschiedlicher Stoffe, sondern auch für die Kombinationswirkung der stofflichen Einleitungen gepaart mit der thermischen Einleitung aus dem CPG.

Die Auswertung der Ergebnisse in der Jahresreihe 2001 bis 2016 bzw. der vier Untersuchungszyklen 2001, 2006, 2011 und 2016 zeigt Abb. 62 auf Seite 144. Sie erbrachte zusammenfassend folgendes Ergebnis:

- Im unbeeinflussten Bereich (oberhalb CPG-Einleitung) ergaben sich in der untersuchten Periode keine bzw. nur geringfügige Änderungen/Schwankungen bei den krankhaften Erscheinungsbildern der Fische. Diese schwankten um einen Wert von ca. 1 % (Max. 1,3 %, Min. 0,7 %). Ein Trend war hier im unbeeinflussten Bereich nicht zu erkennen.
- Im durch die Einleitungen des CPG beeinflussten Bereich hingegen konnte ein deutlicher und kontinuierlich anhaltender Rückgang der allgemeinen krankhaften Veränderungen der Fische festgestellt werden. Ausgehend von einem Maximalwert von 4,9 % im Jahr 2001, wurde dort im Jahr 2016 nur noch ein sehr geringer Anteil von krankhaft veränderten Fischen nachgewiesen, der mit 0,4 % niedriger lag als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke (0,7 %).

Der Rückgang der vor 15 bis 20 Jahren noch signifikant erhöhten krankhaften Veränderungen im beeinflussten Bereich geht im zeitlichen Trend einher mit einer gleichlaufenden rückläufigen stofflichen Gesamtbelastung ökotoxikologisch besonders relevanter Stoffe sowie mit Maßnahmen bestimmte Abwasserströme, die früher der Kläranlage zugeleitet wurden, zu vermeiden bzw. vorzubehandeln. Besonders auffällig in diesem Kontext ist, dass bei den Fischen in den seitens CPG stofflich unbeeinflussten Kontrollstrecken im gleichen langen Beobachtungszeitraum keinerlei Trend bei der Entwicklung der krankhaften Veränderungen feststellbar war. Diese blieben im stofflich unbeeinflussten Bereich vielmehr auf weitgehend konstantem niedrigem Niveau. Ein vergleichbar niedriges Niveau war im Jahr 2016 auch im beeinflussten Bereich unterhalb der CPG Einleitungen erreicht. Hieraus lässt sich folgendes ableiten:

- (1) Die Auswirkungen auf die Fischfauna von stofflichen Einleitungen in die Alz, insbesondere auch das Zusammenwirken von Stoffgemischen im Alzwasser, kombiniert mit der thermischen Einleitung kann summarisch im Konditions-/Gesundheitszustand der Alzfische abgebildet werden.
- (2) Die Art und das Ausmaß von äußerlich feststellbaren krankhaften Veränderungen bei den Alzfischen hängt ab von der Belastungsstärke der stofflichen/thermischen Einleitungen (Zusammensetzung bzw. Wirkintensität).
- (3) Der starke Rückgang charakteristischer (für den Einfluss von stofflichen Veränderungen) krankhafter Veränderungen bei den Alzfischen im beeinflussten Bereich verlief praktisch zeitgleich mit Maßnahmen zur Vermeidung und Reduktion stofflicher Belastungen der CPG Einleitungen.
- (4) Nachteilige Wirkungen der stofflichen Einleitungen des CPG in die Alz, insbesondere auch von Stoffgemischen im Alzwasser, kombiniert mit der thermischen Einleitung, auf die Kondition/den Gesundheitszustand der Fische sind im Vergleich zum Zustand der Fische im unbeeinflussten Kontrollbereich heute nicht mehr festzustellen.
- (5) Nachteilige Wirkungen der stofflichen Einleitungen auch durch die hierdurch im Alzwasser entstehenden Stoffgemische, kombiniert mit der thermischen Einleitung, können von daher unter der Voraussetzung gleichbleibender stofflicher Belastungsstärken (Zusammensetzung bzw. Wirkintensität) und gleichbleibender bzw. reduzierter thermischer Frachten ausgeschlossen werden.

Neben den Betrachtungen zum allgemeinen Konditions-/Gesundheitszustand der Fische gibt es weitere Fakten und zusätzliche Argumente dafür, dass aktuell und zukünftig unter den oben genannten Bedingungen (Pkt. 5) keine nachteiligen Auswirkungen durch die beantragten stofflichen und thermischen Einleitungen aus dem CPG zu erwarten sind:

- Der prozentuale Anteil an 0+Fischen (Fischbrut, Reproduktionsnachweise) war in den beeinflussten Strecken B2+B3 und B4 mit 59 % deutlich höher als in der Kontrollstrecke B1 mit 45 % (vgl. Anhang 19).
- Dies zeigt, dass die besonders sensiblen Reproduktionsvorgänge bzw. die entsprechenden Früh-Stadien der Fischentwicklung (Eier, Larven, Brut, einsömmrige Fische (O<sup>+</sup>-Generation)) im stofflich beeinflussten Bereich nicht gestört oder beeinträchtigt waren/sind.
- In den beeinflussten Strecken wurden insgesamt mehr Arten der Roten Liste nachgewiesen als in den unbeeinflussten Strecken (vgl. Tab. 44).
- Bachforelle und Äsche, die als rhithrale Arten besonders hohe Ansprüche an die Wasserqualität und –temperatur haben, wurden im beeinflussten Bereich in vergleichbaren (Bachforelle) bzw. höheren (Äsche) Dichten nachgewiesen wie im unbeeinflussten Bereich (siehe Abb. 54, Abb. 55, Abb. 56 und Abb. 57 in Kap. 6.8.4).

Ein gleiches Bild – keine schädlichen Wirkungen der CPG-Abwässer – liefern ergänzend die Ergebnisse der Toxizitätstests des Kläranlagenablauf (ANK) (vgl. Kap. 4.2.5) gegenüber Fischeiern, Daphnien, Algen und Leuchtbakterien. In den Untersuchungen werden die Anforderungen nach AbwV hinsichtlich der Toxizität der Abwässer in der Regel deutlich unterschritten.



Gemäß Anhang 22 der AbwV dürfen sich keine toxischen Wirkungen mehr zeigen gegenüber Daphnien ab einer 8-fachen Verdünnung, gegenüber Algen ab einer 16-fachen Verdünnung, gegenüber Leuchtbakterien ab einer 32-fachen Verdünnung und gegenüber Fischeiern ab einer 2-fachen Verdünnung der Abwässer.

Die nachfolgend aufgeführte Abbildung stellt die Testergebnisse 2015–2019 der Untersuchungen von WWA und ISG gegenüber. Der Wert 1 bedeutet, dass in den jeweiligen Tests bereits unverdünnt keine Toxizitäten festgestellt wurden. In den Fischei-, Daphnien- und Algentests war dies mehrheitlich der Fall. Bei den Fischei- und Daphnientests zeigten sich ab einer 2-fachen Verdünnung keine toxischen Effekte mehr, bei den Algen ab einer 3-fachen Verdünnung. Auch bei den Leuchtbakterien blieben die Verdünnungsstufen regelmäßig unterhalb der Anforderungen.

Kläranlagenablauf												
Datum der Kontrolle		WR-Grenzwert	26.05.15		27.10.15		13.07.16		21.02.17		24.10.17	
			WWA	UWS	WWA	UWS	WWA	UWS	WWA	UWS	WWA	UWS
Abflußmenge	m³/2h	1000	650	650	587	587	657	657	533	533	490	490
Fischartentest	GEI		1	1	1	1	2	2	2	1	2	1
Daphnientest, akuter	GD	8	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2
Algentest/Scenedesm. GA-DIN	GA	16	1	3	1	1	1	2	2	1	2	1
Bakterientox. GL	-	32	6		1		3	1	24	1	1	1

Datum der Kontrolle		WR-Grenzwert	22.11.17		07.02.18		07.08.18		20.02.19	
			WWA	UWS	WWA	UWS	WWA	UWS	WWA	UWS
Abflußmenge	m³/2h	1000	670	670	602	602	534			563
Fischartentest	GEI		-	1	1	1	1	1	1	1
Daphnientest, akuter	GD	8	-	1	1	1	1	2	2	
Algentest/Scenedesm. GA-DIN	GA	16	-	1	2	1	2	1	1	1
Bakterientox. GL	-	32	-	2	6	3	1	1	6	1

Abb. 73: Ergebnisse der Toxizitätstests von WWA und ISG 2015–2019 im Vergleich (Quelle: Zusammenstellung der ISG auf Basis von Untersuchungen von WWA und ISG (=UWS))

Zusammenfassend ist festzustellen, dass aktuell und unter den beantragten zukünftigen Bedingungen auch unter Berücksichtigung von Summationseffekten keine nachteiligen Auswirkungen durch die stofflichen und thermischen Einleitungen aus dem CPG zu erwarten sind.

## 8.4 Auswirkung der kombinierten thermischen und stofflichen Einleitung auf naturschutzfachlich relevante Fischarten

Nachfolgend werden die kombinierten Wirkungen der thermischen und stofflichen Einleitungen auf die naturschutzfachlich relevanten Fischarten im Untersuchungsgebiet zusammenfassend betrachtet. Die prüfungsrelevanten Fischarten mit naturschutzfachlichem Status sind in Tab. 69 aufgelistet. Dabei ist hervorzuheben, dass die besonders temperatursensiblen rhithralen Arten zugleich auch gegenüber stofflichen Belastungen eine besondere Empfindlichkeit aufweisen. Im Untersuchungsgebiet wurden vier thermo-/stoffsensible rhithrale bzw. rheophile Arten (Äsche, Bachforelle, Elritze und Groppe) mit Schutzstatus nachgewiesen. Die im Standarddatenbogen des im UG liegenden

FFH-Gebietes „Inn und Untere Alz“ gelisteten Arten Huchen und Donau-Neunauge kommen in der unteren Alz nicht vor. Nachweise dieser beiden Arten in der Alz liegen auch aus den letzten Jahrzehnten nicht vor.

Tab. 69: Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene naturschutzfachlich prüfungsrelevante Fischarten (blau eingefärbt: thermosensible/stoffsensible Arten)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	FFH-Anhang	Rote Liste Deutschland, 2009	Rote Liste Bayern Süd, 2003	Autochthon	Ökologische Gilde	Nachweise (Herbst 2014–2018)		
							Kontrollbereich (oh. CPG)	beeinflusster Bereich (uh. CPG)	alle Befischungstrecken
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	V	2	2	✓	R	✓	✓	✓
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i> , <i>Fließgewässerform</i>	-	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	-	*	3	✓	R	✓	✓	✓
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	*	V	-	I	-	✓	✓
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	*	3	✓	R	✓	✓	✓
Groppe	<i>Cottus gobio</i>	II	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	-	*	V	✓	R	-	✓	✓
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	*	V	✓	R	-	✓	✓
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	-	V	2	✓	R	✓	✓	✓
Schied	<i>Aspius aspius</i>	II	*	3	✓	R	-	✓	✓
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	-	*	V	✓	R	✓	✓	✓
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	V	3	✓	R	✓	✓	✓
Wels	<i>Silurus glanis</i>	-	*	V	✓	I	✓	✓	✓
<b>Gesamtergebnis</b>							<b>14</b>	<b>19</b>	<b>19</b>

#### Erläuterungen

**Ökologische Gilden** (verändert nach SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992)

R= Rheophil (strömungsliebend); I=Indifferent (strömungsindifferent)

**Status nach Roter Liste**

0: ausgestorben oder verschollen; 1: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; V: Arten der Vorwarnliste; D (Daten defizitär); F (im Einzugsgebiet nicht ursprünglich heimische Art); \* ungefährdet; # auf der entsprechenden Liste nicht enthalten

**FFH-Anhang II**

Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.

**FFH-Anhang V**

Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können.

Bereits in Kap. 6.8.4, 8.1.5, 8.2.3 und 8.3 wurden die potenziellen Auswirkungen des Vorhabens auf die Fischfauna, insbesondere auf die besonders sensiblen Arten differenziert behandelt. Dabei wurde zusammenfassend Folgendes festgestellt:

- Die durch das Vorhaben erzeugte Temperaturerhöhung zeigt keine nachteiligen Auswirkungen auf die Populationen der in Tab. 69 aufgeführten Arten.
- Ebenso konnte festgestellt werden, dass die prognostizierten zukünftigen Einleitungen auch unter Worst-Case-Bedingungen (maximale sommerliche Vorlauftemperaturen, Niedrigwasserabflüsse, maximale Emissionswerte) zu kurzzeitig wirksamen sommerlichen Maximaltemperaturen führen, die deutlich unter dem oberen Limit der temperatursensibelsten Fischart (Äsche, 26 °C) liegen.
- Die während des Winterhalbjahres auftretenden Überschreitungen der Orientierungswerte gem. OgewV (siehe Kap. 6.2.3.2) führen zu keiner feststellbaren Beeinträchtigung bei den in dieser Zeitspanne besonders sensibel reagierenden Fischarten (Winter- und Frühjahrslai-cher; Bachforelle und Äsche).
- Aus den Betrachtungen zu den PNEC und Toxizitätswerten der Einzelstoffe sind keine schädlichen Wirkungen der stofflichen Einleitungen auf die naturschutzfachlich maßgebenden Fischarten abzuleiten.
- Bachforelle, Äsche und Elritze, die als rhithrale Arten besonders hohe Ansprüche an die Wasserqualität und -temperatur haben, wurden im thermisch und stofflich beeinflussten Bereich in vergleichbaren (Bachforelle) bzw. höheren (Äsche, Elritze) Dichten nachgewiesen wie im unbeeinflussten Bereich (siehe Kap. 6.8.4 - Abb. 54 bis Abb. 59).
- Auch die Groppe wies im am stärksten thermisch und stofflich beeinflussten Bereich B2+B3 vergleichbare Individuendichten auf wie im unbeeinflussten Bereich B1.
- Die Reproduktion der naturschutzfachlich relevanten Arten war im beeinflussten Bereich in der Regel besser als im unbeeinflussten Bereich.
- Nachteilige Wirkungen der stofflichen Einleitungen des CPG in die Alz, insbesondere auch von Stoffgemischen im Alzwasser, kombiniert mit der thermischen Einleitung, auf die Kondition/den Gesundheitszustand der Fische sind im Vergleich zum Zustand der Fische im unbeeinflussten Kontrollbereich heute nicht mehr festzustellen.

**Zusammenfassend kann damit festgestellt werden, dass durch das beantragte Vorhaben bzw. die dadurch in der Alz entstehenden thermischen und stofflichen Belastungen keine nachteiligen Auswirkungen auf die im beeinflussten Bereich der Alz vorkommenden naturschutzfachlich relevanten Fischarten der Roten Liste bzw. des Anhangs II der FFH Richtlinie entstehen werden.**

## **8.5 Stoffliche und thermische Auswirkungen auf den ökologischen Zustand des FWK F583 Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach**

Die beantragten Einleitwerte der InfraServ GmbH und Co. Gendorf KG für den Chemiapark Gendorf orientieren sich an den bisher genehmigten Antragswerten. Künftig sind keine erhöhten thermischen Einleitungen durch den CPG zu erwarten. Nach Angaben der ISG ist aufgrund von Optimierungs- und Vermeidungsmaßnahmen (vgl. Kap. 7) in der Produktion des CPG künftig eher mit einer Abnahme der thermischen Fracht durch den CPG zu rechnen.

---

Auch hinsichtlich der stofflichen Einleitungen wurden bereits in den vergangenen Jahren Maßnahmen durchgeführt, die Einleitung ökotoxikologisch besonders relevanter Stoffe gänzlich zu unterbinden sowie bestimmte Abwasserströme, die früher der Kläranlage zugeleitet wurden, zu vermeiden bzw. vorzubehandeln. Bis 2025 wird zudem angestrebt, spezifische Abwasserfrachten und Abwassermengen zu reduzieren. In der Prognose der maximal zu erwartenden Mischkonzentrationen im Alzwasser der jeweiligen Einzelstoffe wurden keine Werte ermittelt, aus denen sich Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften, insbesondere von Fischen, ableiten lassen. Auch die Prognose und Bewertung von Kombinationswirkungen der stofflichen (sowie thermischen) Einleitung aus dem CPG kommt zu dem Ergebnis, dass nachteilige Wirkungen unter der Voraussetzung gleichbleibender stofflicher Belastungsstärken (Zusammensetzung bzw. Wirkintensität) ausgeschlossen werden können.

Aufgrund der bereits in den Kap. 2.3.2 und 6.9 näher dargestellten starken Verdünnung des Alzwassers bei der Einmischung in den Inn kann daher auch künftig eine Verschlechterung des ökologischen Potenzials im Sinne des § 27 WHG des Flusswasserkörpers F583: Inn von Einmündung Alz bis Einmündung Salzach aufgrund der neu beantragten Einleitung des CPG ausgeschlossen werden. Die künftig beantragte Einleitung des CPG steht einer Verbesserung des chemischen und biologischen Potenzials des FKW F583 gemäß § 27 WHG ebenfalls nicht entgegen. Eine weitere Betrachtung des FWK F583 sowie eine ausführliche Prognose der Auswirkungen der Einleitungen auf den Inn sind daher nicht erforderlich.

## 9. Beurteilung des Vorhabens hinsichtlich Vereinbarkeit mit WHG und WRRL

### 9.1 Allgemeine Hinweise zum Verschlechterungsverbot/Verbesserungsgebot nach WRRL

Die Wasserrahmenrichtlinie enthält das Verbot, Gewässer nachteilig zu verändern. Gemäß § 27 Abs. 1 WHG sind oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, dass

- eine Verschlechterung ihres ökologischen und chemischen Zustandes/Potenzials vermieden wird (Verschlechterungsverbot) und
- ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden (Verbesserungsgebot).

Eine Genehmigung ist somit, vorbehaltlich der Gewährung einer Ausnahme zu versagen, wenn das konkrete Vorhaben

- eine Verschlechterung herbeiführt und wenn es
- die Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenzials eines Oberflächenwasserkörpers zu den maßgeblichen zeitlichen Zielvorgaben der WRRL gefährdet.

Der räumliche Bezug des § 27 WHG ist im aktuellen Fall der vom Vorhaben betroffene Flusswasserkörper F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“.

#### 9.1.1 Verschlechterungsverbot

##### Definition der „Verschlechterung“:

Die Urteile des EuGHs vom 01.07.2015 (Az. C 461/13) in dem Verfahren zur Weservertiefung und des Bundesverwaltungsgerichts vom 09.02.2017 (7 A 2/15 u.a.) in dem Verfahren zur Elbvertiefung behandeln diverse Fragen zur Anwendung des Verschlechterungsverbots. Auf Basis dieser Rechtsprechung ist auch im März 2017 eine „Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot“ seitens der Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser entstanden (LAWA 2017b). Im Folgenden werden wesentliche Kriterien des Verschlechterungsverbots mit Bezug auf Flusswasserkörper und zum ökologischen Zustand kurz zusammengefasst:

- (1) Maßgebend für die Einstufung des ökologischen Zustands sind die biologischen Qualitätskomponenten (QK). Die jeweils schlechteste Bewertung einer QK bestimmt dabei die Einstufung.
- (2) Eine Verschlechterung des ökologischen Zustands liegt vor, sobald sich der Zustand mindestens einer biologischen QK um eine Klasse nachteilig verändert, auch wenn diese Verschlechterung nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung des Zustands des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt.

- (3) Befindet sich die betreffende biologische QK bereits in der niedrigsten Klasse, stellt jede weitere nachteilige Veränderung dieser Komponente innerhalb der niedrigsten Klasse eine Verschlechterung dar.
- (4) Eine negative Veränderung von unterstützenden Qualitätskomponenten (hydromorphologische QK, allgemeine physikalisch-chemische QK), darunter auch die Wassertemperatur, reicht für die Annahme einer Verschlechterung primär nicht aus. Die nachteilige Veränderung einer unterstützenden QK führt nur dann zu einer Verschlechterung, wenn sie ursächlich einen nachteiligen Wechsel der Zustandsklasse (z.B. von „gut“ nach „mäßig“) einer biologischen Qualitätskomponente herbeiführt.
- (5) Verschiedene Konstellationen hinsichtlich des Zusammenwirkens von nachteiligen Veränderungen bei unterstützenden QK und biologischen QK und daraus resultierenden Bewertungen hinsichtlich „Verschlechterung“ zeigt Abb. 74:

<b>Konstellation 1: Biologische Qualitätskomponente ist in <i>sehr gutem, gutem, mäßigen oder unbefriedigendem</i> Zustand</b>		
<i>Prognose unterstützende QK</i>	<i>Prognose biologische QK</i>	<i>Bewertung</i>
<i>Verschlechterung der Zustandsklasse einer unterstützenden QK</i>	<i>Keine negative Auswirkung auf biologische QK</i>	<i>Keine Verschlechterung</i>
	<i>Negative Auswirkung auf biologische QK, aber kein Wechsel der Zustandsklasse der biologischen QK</i>	<i>Keine Verschlechterung</i>
	<i>Negative Auswirkung und Wechsel der Zustandsklasse der biologischen QK</i>	<i>Verschlechterung</i>

<b>Konstellation 2: Biologische Qualitätskomponente ist in <i>schlechtem</i> Zustand</b>		
<i>Prognose unterstützende QK</i>	<i>Prognose biologische QK</i>	<i>Bewertung</i>
<i>Verschlechterung der Zustandsklasse einer unterstützenden QK</i>	<i>Keine negative Auswirkung auf die biologische QK, die sich in schlechtem Zustand befindet</i>	<i>Keine Verschlechterung</i>
	<i>Negative Auswirkung</i>	<i>Verschlechterung</i>

Abb. 74: Konstellationen zur „Verschlechterung“ zwischen „unterstützenden“ und biologischen QK aus LWA 2017

- (6) Als Ausgangsbasis der Verschlechterungsprüfung sind primär die Zustands- oder Potenzialbewertungen des amtlichen Bewirtschaftungsplans zu Grunde zu legen. Soweit im Bewirtschaftungsplan Einstufungen fehlen oder die Datenlage lückenhaft ist, können diese im wasserrechtlichen Fachbeitrag im Rahmen des Vorhabens, gestützt durch ergänzende Untersuchungen/Gutachten, vorgenommen werden.

- (7) Die Verschlechterungsprüfung bzw. die Verschlechterung bezieht sich räumlich auf den Oberflächenwasserkörper/Flusswasserkörper. Bezugspunkt für die Feststellung der Verschlechterung sind dabei die für das behördliche Monitoring festgelegten repräsentativen Messstellen. Der räumliche Bezug des § 27 WHG ist im aktuellen Fall der vom Vorhaben betroffenen Flusswasserkörper F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“.

### **9.1.2 Verbesserungsgebot**

Hinsichtlich des Verbesserungsgebots ist zu prüfen, ob das konkrete Vorhaben die Erreichung eines guten Zustands/Potenzials des oder der betroffenen Oberflächenwasserkörper/s innerhalb der zeitlichen Vorgaben für die Zielerreichung gefährdet (Gefährdung der Zielerreichung durch vorhabensbedingte Beeinträchtigungen/Erschwerungen/Behinderungen der im Maßnahmenprogramm vorgesehenen Maßnahmen).

## **9.2 Beurteilung des aktuellen Vorhabens**

Im Folgenden wird die Vereinbarkeit des Vorhabens mit dem WHG bzw. mit den Zielvorgaben der WRRL hinsichtlich der einzelnen Qualitätskomponenten bewertet. Der Gewässertyp 4 ist nicht planktonführend, eine Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton ist nicht relevant.

### **9.2.1 Auswirkungen auf die QK Makrozoobenthos**

Die neu beantragten stofflichen und thermischen Einleitmengen orientieren sich an den bisher genehmigten Stoff- und Wärmefrachten. Es werden keine gesteigerten Einleitmengen beantragt. Der durch die bereits seit Jahrzehnten bestehende Einleitung geprägte Ist-Zustand des Makrozoobenthos hat sich an die thermischen und stofflichen Belastungen angepasst und eingestellt. Sowohl bei den amtlichen als auch bei den eigenen Makrozoobenthoserhebungen konnten keine nachteiligen Auswirkungen bzw. Veränderungen der Makrozoobenthos-Zönose, hervorgerufen durch die Einleitung des CPG, nachgewiesen werden. Die eigenen Erhebungen haben den im Jahr 2015 amtlich ausgerufenen „guten ökologischen“ Zustand in den Modulen Saprobie und Allgemeine Degradation bestätigt. Die gesonderte Auswertung der Proben hinsichtlich rheophiler und thermosensibler Arten hat keine nachhaltige Verschiebung der Artenzusammensetzung bzw. den Ausfall besonders temperaturempfindlicher Makrozoobenthosarten unterhalb der Einleitung des CPG, im Vergleich zur Kontrollstrecke oberhalb des Chemieparks Gendorf, erkennen lassen. Die gewonnenen Erkenntnisse lassen daher keine negativen Auswirkungen der seit Jahren bestehenden Einleitungen auf die MZB-Zönose erkennen, weshalb auch künftig von keiner Verschlechterung des Zustands bei Weiterführung des bestehenden Betriebs ausgegangen werden kann.

## 9.2.2 Auswirkungen auf die QK Fischfauna

Der ökologische Zustand der Fischfauna des Alz-FWK F586 ist derzeit von amtlicher Seite als „mäßig“ bewertet (siehe Tab. 2). Dies ist auf Abweichungen zwischen der tatsächlich vorkommenden Artengemeinschaft und der Referenzzönose zurückzuführen. In diesem Zusammenhang muss geprüft werden, ob durch die fortlaufende Betriebswasser-Einleitung des CPG in Zukunft eine Verschlechterung des ökologischen Zustands der Fischfauna zu erwarten ist (Verschlechterungsverbot). Ebenso muss abgeklärt werden, ob die Einleitung des CPG einer Verbesserung des ökologischen Zustandes der Fischfauna hin zur Zustandsklasse „gut“ im Wege steht (Verbesserungsgebot).

### 9.2.2.1 Bewertungen zum Verschlechterungsverbot QK Fischfauna

Der ökologische Zustand der Fischfauna des FWK 586 wurde im ersten Bewirtschaftungszeitraum (2010–2015) von amtlicher Seite als „gut“ bewertet. Nachteilige Auswirkungen auf die Fischfauna durch die thermische und stoffliche Einleitung des CPG waren damals offensichtlich nicht gegeben. Neben konzeptionellen Maßnahmen zielten geplante Maßnahmen lt. dem Maßnahmenprogramm 2010–2015 auf die Gewährleistung des erforderlichen Mindestabflusses, der hier wohl als Hauptbelastung für das Gewässer angesehen wurde. Das beantragte Vorhaben sieht keine Erhöhung der stofflichen bzw. thermischen Fracht vor. Von einer Verschlechterung des ökologischen Zustands durch die Fortsetzung der Einleitung ist aufgrund der gleichbleibenden bzw. im Vergleich zu den Vorjahren eher reduzierten Belastung des Gewässers durch Vermeidungsmaßnahmen (vgl. Kap.7) grundsätzlich nicht auszugehen.

Als Folge der umfangreichen Fischbestandsverluste durch den Chemieunfall 2012, welche einzelne Populationen in unterschiedlichem Ausmaß betroffen haben, hat sich der vorher (2011) gute ökologische Zustand der Fischfauna ab 2012 zum „mäßigen“ Zustand hin verschlechtert. Grund für diese vorübergehende Zustandsverschlechterung war dabei nicht das Fehlen von Arten oder Populationen. Vielmehr haben sich nach dem starken Bestandseinschnitt 2012 die überlebenden Restpopulationen in den ersten Folgejahren unterschiedlich rasch entwickelt. Bei einigen Arten gab es regelrechte Massenentwicklungen, welche so ausgeprägt waren, dass die Entwicklung bei anderen Arten durch Konkurrenz um Raum und Nahrung eher zurückgedrängt und behindert wurden. Gleichermaßen haben sich durch eine großteils sehr starke und gute Reproduktion die Verhältnisse zwischen den sog. 0<sup>+</sup>-Jahrgängen (Brut, Sömmerlinge) und den älteren Jahrgängen verschoben (Übermaß an 0<sup>+</sup>-Fischen bei verschiedenen Arten). All dies hat zu einem gewissen Ungleichgewicht in den Populationsanteilen im Vergleich zur Referenzzönose und zu einer gewissen Störung der Altersstruktur geführt und somit den fiBS-Wert nachteilig beeinflusst. Laut dem Erläuterungsbericht zum Umsetzungskonzept Hydromorphologie „Untere Alz“ des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein sind neben dem Unfall als weitere Gründe für die Verschlechterung der Bewertung *„die Labilität des Systems z.B. aufgrund von Strukturdefiziten, mangelnder Durchgängigkeit und der Restwassersituation“* verantwortlich (Wasserwirtschaftsamt Traunstein 2016).

Im Hinblick auf die Prognose der Entwicklung des ökologischen Zustands im Rahmen des beantragten Vorhabens ist zusammenfassend Folgendes festzustellen:

- (1) Vor dem Schadenfall (2011) hatte der „gute“ ökologische Zustand der Fischfauna vorgelegen.
- (2) Nach dem Schadenfall haben sich die grundlegenden Rahmenbedingungen hinsichtlich



- 
- a) der Hydromorphologie, insbesondere die Defizite durch Wasserausleitung,
  - b) der thermischen und stofflichen Belastung durch CPG
- nicht verändert, in keinem Falle aber verschlechtert.
- (3) Ein Zusammenhang zwischen den thermischen und stofflichen Einleitungen des CPG und der Zustandsverschlechterung ist daher nicht zu erkennen, da unter den gleichen Einleitungsbedingungen, zeitweise sogar deutlich höheren Belastungen vor dem Schadenfall, der gute ökologische Zustand vorgelegen hatte.
  - (4) Eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes durch das beantragte Vorhaben – Weiterführung der stofflichen und thermischen Einleitungen in bisherigem Umfang – ist somit auszuschließen.

Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang auch, dass nach dem Schadenfall bzw. nach der vorübergehenden Verschlechterung hierdurch eine zwar langsam fortschreitende, aber insgesamt positive Entwicklung der Fischpopulationen – wie unten dargelegt – nachgewiesen werden kann.

#### 9.2.2.2 Bewertungen zum Verbesserungsgebot QK Fischfauna

Die Auswertungen von aktuellen BNGF-Befischungsdaten (2016–2018) zeigen eine deutliche Verbesserung der fiBS-Werte im Vergleich zum Zustand unmittelbar nach dem Schadenereignis (Jahre 2012–2014). Die ökologische Zustandsklasse hat sich basierend auf den BNGF-Befischungsdaten 2016–2018 in allen untersuchten Bereichen neuerdings wieder in Richtung zum „guten“ Zustand hin entwickelt (siehe Kap. 6.8.6.3, Abb. 64 u. Abb. 65).

Im Hinblick auf die positive Entwicklung der QK Fischfauna ist zusammenfassend festzustellen:

- (1) Die grundlegenden Rahmenbedingungen hinsichtlich der normalen thermischen und stofflichen Belastung durch den CPG/ISG hatten sich in dem betrachteten Zeitraum nicht verändert.
- (2) Trotz Weiterführung der stofflichen und thermischen Einleitung ist nach der schadensbedingten vorübergehenden Verschlechterung in jüngster Zeit wieder eine Verbesserung des ökologischen Zustands seit dem Schadensfall von 2012 eingetreten.
- (3) Insofern ist nachgewiesen, dass die normalen thermischen und stofflichen Einleitungen des CPG nicht ursächlich für die vorübergehende Zustandsverschlechterung im 2. Bewirtschaftungszeitraum waren, sondern alleine das Schadenereignis vom März 2012.

Im Zusammenhang mit dem beantragten Vorhaben ist daher davon auszugehen, dass dieses einer weiteren Stabilisierung und Verbesserung des ökologischen Zustandes der Fischfauna und damit auch des ökologischen Gesamtzustandes nicht im Wege stehen wird.

#### 9.2.2.3 Zusammenfassung der Bewertungen nach § 27 WHG, QK Fischfauna

Insgesamt ist festzustellen, dass die Fischfauna der Alz im beeinflussten Bereich an die thermische/stoffliche Belastung der Betriebswassereinleitung des CPG seit Jahrzehnten sehr gut angepasst ist. Die Fischfauna hatte sich unter diesen Bedingungen, trotz der erheblichen hydromorphologischen Defizite infolge der Wasserausleitung, in einem „guten ökologischen Zustand“ eingestellt.

Durch den Chemieunfall im März 2012 trat eine vorübergehende Zustandsverschlechterung zum „mäßigen“ Zustand ein, die über mehrere Jahre anhielt. Unterstützt durch die umfangreichen Sanierungsmaßnahmen seitens des CPG (Schaffung und Verbesserung von Fischhabitaten durch Strukturierungsmaßnahmen, Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit am Wehr Burgkirchen) hat sich die QK Fischfauna in den letzten Jahren wieder in Richtung auf den „guten“ ökologischen Zustand hin entwickelt. Diese Entwicklung wird durch die Untersuchungsergebnisse des Monitorings der Fischfauna nach dem Bewertungssystem fiBS für die Jahre 2016 bis 2018 nachgewiesen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass das beantragte Vorhaben „Weiterführung der stofflichen und thermischen Einleitungen in bisherigem Umfang“

- zu keiner Verschlechterung des ökologischen Zustands der Qualitätskomponente Fischfauna im FWK F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hör- und Deckelbach“ führen wird und
- einer Verbesserung und Stabilisierung des ökologischen Zustands im Sinne der Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach § 27 WHG nichts im Wege steht.

### **9.2.3 Auswirkungen auf die QK Makrophyten und Phytobenthos**

Die Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos wurde von amtlicher Seite aus in dem vorherigen Bewirtschaftungszeitraum (2010–2015) und dem aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2016–2021) jeweils mit der Zustandsklasse „gut“ bewertet. Die neu beantragten stofflichen und thermischen Einleitmengen orientieren sich an den bisher genehmigten Stoff- und Wärmefrachten. Es werden keine gesteigerten Einleitmengen beantragt. Der durch die bereits seit Jahrzehnten bestehende Einleitung geprägte Ist-Zustand der QK Makrophyten und Phytobenthos hat sich der thermischen und stofflichen Belastung angepasst und eingestellt. Bei Weiterführung des bestehenden Betriebes ist daher von keiner Verschlechterung des Ist-Zustands der QK Makrophyten und Phytobenthos auszugehen.

### **9.2.4 Auswirkungen auf die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten**

Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten dienen als Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten und werden nach den Vorgaben der OGewV unterstützend zur Bewertung des ökologischen Zustands herangezogen (Tab. 70). Der hydromorphologische Gesamtzustand ergibt sich aus der Worst-Case-Betrachtung der drei Qualitätskomponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit und Morphologie.

Tab. 70: Überblick über die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deren Parameter nach OGewV, Anlage 3.

Qualitätskomponente	Parameter
Wasserhaushalt	Abfluss und Abflussdynamik
	(Verbindung zu Grundwasserkörpern)
Durchgängigkeit	Lineare und laterale Durchgängigkeit des Flusses
Morphologie	Tiefen- und Breitenvariation
	Struktur und Substrat des Bodens (Sohlstruktur)
	Struktur der Uferzone

#### 9.2.4.1 Wasserhaushalt

Infolge der Ausleitungen in den Alzkanal ergibt sich eine stark gestörte hydrologische Charakteristik der Alz unterhalb des Wehrs Hirten (vgl. Kap. 2.3). Da es sich bei dem Vorhaben um eine Verlängerung des bestehenden Bescheids mit gleichbleibender Entnahme- und Einleitmenge handelt, ist davon auszugehen, dass das Vorhaben keinen Einfluss auf den bestehenden Wasserhaushalt hat.

#### 9.2.4.2 Durchgängigkeit

Die Durchgängigkeit des FWK F586 ist durch das Querbauwerk Hirtener Wehr und den weiter stromaufwärts gelegenen Querbauwerken Walder Sohlschwelle und Bruck(mühl)er Düker gestört (vgl. Kap.6.4). Der Einflussbereich des Vorhabens beschränkt sich auf den durchgängigen Teilbereich Hirtener Wehr bis Innmündung. Dieser Bereich wurde erst durch den 2015 ausgeführten Wehrumbau des Wehrs bei Burgkirchen in eine fischgängige Sohlgleite ökologisch durchgängig. Der Umbau wurde seitens des CPG bzw. der ISG als Sanierungsmaßnahme im Zusammenhang mit dem Chemieunfall im Werk Gendorf geleistet. Die ökologische/fischbiologische Durchgängigkeit wird durch das Vorhaben nicht beeinflusst bzw. beeinträchtigt, sondern wurde vielmehr durch den Vorhabenträger maßgeblich verbessert.

#### 9.2.4.3 Morphologie

Bei einer Neuerteilung der Einleiterlaubnis für den Chemiepark Gendorf werden die im Ist-Zustand beschriebenen ökomorphologischen Verhältnisse (vgl. Kap. 2.3 und Kap.6.5) im Einflussbereich des Vorhabens bestehen bleiben. Aufgezeigte hydromorphologische Defizite sind auf die derzeitige unzureichende Restwasserdotation der Ausleitungsstrecke ab dem Wehr Hirten zurückzuführen. Die Morphologie wurde im gesamten Bereich zwischen Hirten und Innmündung, verstärkt aber im durch das Vorhaben beeinflussten Bereich, durch Strukturierungsmaßnahmen verbessert, die seitens des CPG/ISG (ausgeführt unter Leitung des WWA Traunstein) im Rahmen der Schadensanierung durchgeführt worden sind. Eine nachteilige Beeinflussung der dennoch immer noch defizitären hydro- und ökomorphologischen Bedingungen durch das Vorhaben ist auszuschließen.

Die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit und Morphologie werden durch das Vorhaben „Neuerteilung der Einleiterlaubnis Chemiepark Gendorf“ nicht nachteilig beeinflusst. Vielmehr wurden die Durchgängigkeit und die Morphologie durch die Sanierungsmaßnahmen des Vorhabenträgers maßgeblich verbessert.

---

## 9.2.5 Auswirkungen auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten

### 9.2.5.1 pH-Wert

Vorhabenbedingt sind gegenüber dem Ist-Zustand des pH-Wertes keine Änderungen zu erwarten. Die pH-Werte bewegen sich im Mittel im leicht alkalischen Milieu und damit innerhalb des Referenzbereiches für große Flüsse des Alpenvorlandes. Festgestellte Überschreitungen des Orientierungswertes von max. 8,5 liegen innerhalb des natürlichen Schwankungsbereiches des pH-Wertes in limnischen Ökosystemen, der von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren abhängt. Nachhaltig beeinträchtigende Wirkungen auf den ökologischen Zustand der biologischen Qualitätskomponenten kann mit Sicherheit ausgeschlossen werden (vgl. 6.3.1.2 sowie Anhang 5). Speziell bei der QK Fischfauna sind angesichts der günstigen Bestandssituation im beeinflussten Bereich nachteilige Wirkungen durch Beeinflussung des pH-Wertes auszuschließen.

### 9.2.5.2 BSB<sub>5</sub>, Chlorid, Nährstoffe

Auch unter Worst-Case-Bedingungen werden die Orientierungswerte für den guten Zustand der unterstützenden chemisch-physikalischen Parameter BSB<sub>5</sub>, Chlorid, Gesamt-Phosphor, Ammonium-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff nicht überschritten (vgl. Kap. 8.2.1.8, 8.2.1.9, 8.2.1.10, 8.2.2.8). Kurzzeitige Überschreitungen des Orientierungswertes für Ammoniak-Stickstoff sind in Abhängigkeit vom Umgebungsmilieu möglich. Die ermittelten Konzentrationen an Ammoniak-Stickstoff sind jedoch auch bei zeitweiser Überschreitung des Orientierungswertes noch derart gering, dass schädigende Wirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten ausgeschlossen werden können. Speziell bei der QK Fischfauna sind angesichts der günstigen Bestandssituation im beeinflussten Bereich nachteilige Wirkungen durch Ammoniak und andere Wirkstoffe auszuschließen.

### 9.2.5.3 Sauerstoffverhältnisse

Auch unter Worst-Case-Bedingungen kann ausgeschlossen werden, dass die Sauerstoffgehalte infolge der vorhabenbedingten Erwärmung der Alz kritische Konzentrationen erreichen, die den Zustand der biologischen Qualitätskomponenten nachhaltig beeinträchtigen und verschlechtern können bzw. deren Verbesserung entgegenstehen (vgl. Kap. 8.1.4). Die gilt insbesondere auch für die QK Fischfauna, die hinsichtlich der Sauerstoffbedingungen besonders sensibel ist. Die Bestandssituation der Fischfauna allgemein und der thermisch und stofflich sensiblen Fischarten im Besonderen war im seitens der CPG Einleitungen beeinflussten Bereich mindestens gleich gut, meist aber besser als in der unbeeinflussten Kontrollstrecke. Von daher können nachteilige Wirkungen des beantragten Vorhabens durch Beeinflussung des Sauerstoffgehaltes ausgeschlossen werden.

### 9.2.5.4 Temperatur

Die Auswirkungen der Temperatur finden sich in den Ausführungen zur QK Fische (Kap. 9.2.2), welche die thermisch wirkungsempfindlichste Qualitätskomponente darstellt.

## 9.2.6 Auswirkungen des Vorhabens auf die flussgebietspezifischen Schadstoffe (unterstützende Komponenten)

### 9.2.6.1 Triphenylzinn

Im vorliegenden Fall wird in der Alz die UQN (Schwebstoff und Sediment<sup>46</sup>) für den flussgebietspezifischen Schadstoff Triphenylzinn nicht eingehalten.

Es ist davon auszugehen, dass die Einträge aus der Vergangenheit - als Triphenylzinn noch aktiv in die Alz eingeleitet wurde - für diese Überschreitung der UQN in Schwebstoffen/Sediment ursächlich sind (Deponierung im Sediment und Remobilisierung). Eine aktive Einleitung von Triphenylzinn erfolgt seit 2002 nicht mehr. Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen aus dem CPG durch Mobilisierung von Rückständen/Altlasten wurden bereits realisiert (vgl. Kap. 7.3.2).

Die Ergebnisse des amtlichen Muschelmonitorings (2008–2018) spiegeln die Reduktion der Triphenylzinneinträge aus dem CPG deutlich wieder (vgl. Tab. 35 in Kap. 6.3.3.5). In den untersuchten Schwebstoffen und im Sediment der Alz hingegen (2006, 2011, 2016 und 2018<sup>47</sup>) zeichnet sich kein deutlicher Abwärtstrend der gemessenen Konzentrationen von Triphenylzinn ab. Sowohl bei den Untersuchungen 2016 als auch 2019 wurde zudem die UQN<sup>48</sup> für Triphenylzinn unterhalb des CPG nach wie vor überschritten.

Für die Zukunft ist aufgrund dieser Altbelastungen und der hohen Persistenz von Triphenylzinn aller Voraussicht nach erst mittel- bis langfristig mit einer Einhaltung der UQN zu rechnen. Dies wäre auch der Fall, wenn aus dem CPG überhaupt keine Spuren an Triphenylzinn mehr über das Abwasser in die Alz gelangen würden. Die zukünftigen Einträge an Spuren von Triphenylzinn aus dem CPG durch Mobilisierung von Rückständen/Altlasten dürften der mittel- bis langfristig zu erwartenden Abnahme der Triphenylzinneinträge im Schwebstoff/Sediment vom Grundsatz nicht entgegenstehen. Vielmehr ist mittelfristig von einer Zustandsverbesserung bezogen auf die Triphenylzinn-Belastung auszugehen.

Hinsichtlich der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten (QK) steht die Überschreitung der UQN für Triphenylzinn dem Erreichen des guten Zustandes nicht entgegen:

Der ökologische Zustand der QK Makrophyten und Phytobenthos – auf welche Triphenylzinn toxisch wirken könnte – sowie die QK Makrozoobenthos wurde sowohl aktuell als auch im vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraum als „gut“ eingestuft. Daraus kann gesichert geschlossen werden, dass auch die zukünftigen – im Vergleich zur Vergangenheit sehr stark reduzierten – Resteinträge an Spuren von Triphenylzinn aus dem CPG eine Zustandsverschlechterung bewirkt.

Die QK Fische war im ersten Bewirtschaftungsplan (2010–2015) als „gut“ eingestuft und entwickelt sich nach der vorübergehenden Verschlechterung durch den Schadenfall 2012 auch wieder zum guten Zustand. Dies zeigt, dass die bisherigen Einträge aus dem CPG dem „guten“ Zustand der

---

<sup>46</sup> Die UQN Wasser hat gemäß Anlage 6 OGeWV nur Relevanz soweit eine Erhebung von Schwebstoff- oder Sedimentdaten nicht möglich ist.

<sup>47</sup> 2018 wurde nur das Alz-Sediment analysiert, da sich in den Sedimentationskästen während der Expositionszeit zu wenig Material abgelagert hat und damit nicht genug Probematerial zur Verfügung stand.

<sup>48</sup> Gemäß Anlage 6 OGeWV sind Schwebstoff- oder Sedimentdaten für die Bewertung der Einhaltung der UQN maßgeblich. Wasser ist nur heranzuziehen, falls die Erhebung von Schwebstoff- oder Sedimentdaten nicht möglich ist.

Fischfauna vom Grundsatz nicht entgegenstehen. Folglich kann gesichert davon ausgegangen werden, dass die – im Vergleich zur Vergangenheit stark reduzierten – Resteinträge an Spuren von Triphenylzinn aus dem CPG zukünftig weder zu einer Zustandsverschlechterung der QK Fischfauna führen noch dem Erreichen des „guten“ Zustandes der QK Fische entgegenstehen. Diese Annahme wird gestützt durch den von BNGF ermittelten „guten Zustand“ der Fischfauna, basierend auf Befischungsdaten der Jahre 2016 bis 2018 (vgl. Kap. 6.8.6.3).

#### **9.2.6.2 Weitere flussgebietsspezifische Schadstoffe**

Gemäß der Abschichtungstabelle in Anhang 1 beschränken sich flussgebietsspezifische Schadstoffe, die in relevanten Mengen in das Abwasser gelangen, auf Kupfer und Zink.

In Kap. 8.2.1.3 und 8.2.1.4 bzw. der Abschichtungstabelle in Anhang 1 wurde dargelegt, dass eine vorhabenbedingte Überschreitung der jeweiligen UQN – auch unter Worst-Case-Bedingungen – ausgeschlossen werden kann. Entsprechend kann auch eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes der biologischen Qualitätskomponenten durch die Abgabe flussgebietsspezifischer Schadstoffe aus dem CPG in die Alz ausgeschlossen werden.

### **9.2.7 Auswirkungen auf den chemischen Zustand**

#### **9.2.7.1 Quecksilber**

Gemäß amtlicher Einstufung ist der chemische Zustand für den Flusswasserkörper aufgrund der ubiquitären Stoffe „Quecksilber und Quecksilberverbindungen“ als „nicht gut“ eingestuft, da diese Stoffe flächenhaft die UQN verfehlen.

Hat ein Schadstoff nach Anlage 8 OGewV eine UQN überschritten, ist nach LAWA (2017b) jede weitere, durch eine Planung bzw. ein Vorhaben verursachte messtechnisch erfassbare Erhöhung der Schadstoffkonzentration primär als Verschlechterung im Sinne des WHG § 27 anzusehen.

Der Vergleichsmaßstab für die Feststellung einer Verschlechterung ist der bisher bestehende Zustand. Damit stellt es keine Verschlechterung des chemischen Zustands dar, wenn der Chemiepark Gendorf weiter im bisherigen Umfang Quecksilber in die Alz einleitet.

Wie in Kap. 6.3.2.1 dargelegt wurde, haben sich die Quecksilberfrachten aus dem CPG in den vergangenen Jahren maßgeblich um rund 95 % reduziert (vgl. Kap. 7.3.1 und 6.3.2.1). Die in der Wasserphase vorhabensbedingt zu erwartenden, zukünftigen Konzentrationen bewegen sich auch unter Worst-Case-Bedingungen bei vollständigem Ausschöpfen des Überwachungswertes im Spurenbereich ( $\leq 0,03 \mu\text{g/l}$ ). Die ZHK-UQN für Oberflächengewässer wird demnach nicht überschritten, auch unter Berücksichtigung der Vorbelastung.

Auch die Ergebnisse des Muschelmonitorings 2013–2018 (Abb. 37) sowie die Untersuchungsergebnisse in Schwebstoffen und Sediment (vgl. Abb. 35 und Abb. 36) spiegeln die Reduktion der Quecksilbereinträge wider.

Die UQN-Biota für Quecksilber war in allen auf Schadstoffrückstände untersuchten Fischen überschritten. Allgemein höhere Konzentrationen unterhalb des CPG als oberhalb des CPG (siehe Anhang 16) deuten darauf hin, dass neben den ubiquitären Einträgen auch die Einleitungen bzw. die Altbelastungen der Vergangenheit aus dem CPG für die UQN-Überschreitung mit ursächlich sind.

Die Reduktion der Quecksilbereinleitungen aus dem CPG spiegelt sich in den Quecksilbergehalten der untersuchten Fische nicht wider.

Aller Wahrscheinlichkeit nach handelt es sich bei den höheren Quecksilbergehalten in den Fischen unterhalb der Einleitung des CPG (Untersuchungen 2016) um akkumulierte Altbelastungen aus den deutlich höheren Hg-Einträgen aus der Vergangenheit. Aufgrund der Langlebigkeit der Fische sind die im Fischgewebe „gespeicherten“ Quecksilbergehalte auch mehrere Jahre nach Reduzierung bzw. nach dem Abstellen der Einträge aus den Abwassereinleitungen noch nachweisbar. Zudem kann Quecksilber, das sich aus früheren Einleitungen über die Jahre im Sediment in tieferen Schichten adsorbiert hat, immer wieder freigesetzt werden (Substratumlagerungen bei Hochwasserereignissen).

Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass bei den Fischen mittelfristig die UQN-Überschreitungen trotz der starken Reduktion der Hg-Belastung im Abwasser unterhalb des CPG weiterhin höher sein werden als oberhalb.

Es ist nicht abgrenzbar, welcher Anteil der UQN-Überschreitung auf Akkumulation der Vergangenheit und welcher auf ubiquitäre Belastungen zurückzuführen ist.

Unabhängig von den beantragten Einleitungen aus dem CPG dürfte sich aufgrund der flächendeckenden, ubiquitären UQN-Überschreitung bei Quecksilber eine Verbesserung des chemischen Zustandes wohl erst langfristig einstellen.

Die LAWA (2014b) verweist beispielsweise darauf, dass selbst bei umfassender Einstellung der Stoffeinträge die Einhaltung der UQN in Biota aufgrund der langen Verweildauer in der Umwelt und eines möglichen Ferntransportes überhaupt nur langfristig erreicht werden können. Die aktuell in Gewässerorganismen messbaren Quecksilberkonzentrationen werden nicht nur durch Emissionen aus „aktiven“ Quellen hervorgerufen, sondern auch durch die Aufnahme von Quecksilber aus historischen Kontaminationen oder Depositionen von Quecksilberbelastungen, die sich im globalen Kreislauf befinden. Laut BMUB sind eine Hauptursache für die hohen Quecksilbergehalte in Biota die Quecksilberanreicherungen in den Gewässersedimenten. Aus früheren, vorwiegend industriellen Quecksilbereinleitungen in die Gewässer haben sich umfangreiche Depots in Gewässersedimenten gebildet.

Hinsichtlich des Verbesserungsgebotes ist vor diesem Hintergrund zu prüfen, ob sich die beantragte Einleitung aus dem CPG nachteilig auf anderweitige Verbesserungen der ubiquitären Belastungsquellen auswirkt.

Der Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau – Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 führt zur Minimierung von Quecksilberemissionen Folgendes aus:

Quecksilber weist besondere Eigenschaften auf, die zu einer weltweiten Verfrachtung von Quecksilber führen (z.B. hoher Dampfdruck, lange atmosphärische Verweilzeit, relativ leichter Übergang

zwischen den Oxidationsstufen, Biomethylierung und Bioakkumulation durch Organismen, Reemission nach photochemischer Reduktion zu elementarem Quecksilber). Da die Belastung der Gewässer aufgrund der globalen Verteilungsprozesse (Ferntransport) allgegenwärtig ist (ubiquitär), müssen Maßnahmen vorrangig global ansetzen, um langfristig eine Verbesserung zu erreichen. Ein wichtiger Meilenstein ist die Quecksilber-Konvention (Minamata-Konvention) der Vereinten Nationen, die 2013 von knapp 100 Staaten, darunter auch Deutschland, gezeichnet wurde. Ziel der Konvention ist es, den Ausstoß von Quecksilber in die Atmosphäre weltweit einzudämmen. So müssen die künftigen Vertragsstaaten dafür sorgen, die Verwendung von Quecksilber bei der industriellen Produktion deutlich zu reduzieren. Ab 2020 ist es verboten, quecksilberhaltige Produkte zu produzieren oder zu verkaufen.

Des Weiteren verweist der Bewirtschaftungsplan auf Folgendes:

- Deutschlandweit werden die größten Quecksilbermengen über den Luftpfad freigesetzt. Hauptemittent ist der Energiesektor.
- Bayern hat mit etwa 300 kg einen Anteil von 4 % an den deutschlandweiten jährlichen Quecksilberemissionen über das Abgas in die Luft der emissionserklärungspflichtigen Anlagen.
- Hauptemittenten an Quecksilber sind in Bayern die mineralstoffverarbeitende Industrie (Zementwerke), Kohlekraftwerke und Abfallverbrennungsanlagen. Das Minderungspotential für Emissionen ist nach aktueller Gesetzeslage bereits vollständig ausgeschöpft.

Des Weiteren nennt der Bewirtschaftungsplan die Chlor-Alkali-Elektrolyse in der chemischen Industrie als wichtige Emissionsquelle. Diese spielt in Bayern keine Rolle mehr, da die drei vorhandenen Anlagen auf quecksilberlose Membranverfahren umgestellt wurden. (Eine dieser drei Anlagen befand sich im CPG.)

Nachteilige Auswirkungen auf globale, überregionale und regionale Verbesserungen der ubiquitären Belastungsquellen durch die zukünftigen, sehr stark reduzierten Abgaben an Quecksilber aus dem CPG können ausgeschlossen werden. Die Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen aus dem CPG in der Vergangenheit stellen vielmehr einen Beitrag zur Verbesserung der Belastungssituation dar.

#### **9.2.7.2 Weitere prioritäre Schadstoffe**

Gemäß der Abschichtungstabelle in Anhang 1 beschränken sich prioritäre Schadstoffe, die in relevanten Mengen in das Abwasser gelangen, auf Nickel und Nitrat.

In Kap. 8.2.1.6 und 8.2.1.9 bzw. der Abschichtungstabelle Anhang 1 wurde dargelegt, dass eine vorhabenbedingte Überschreitung der jeweiligen UQN – auch unter Worst-Case-Bedingungen – für diese beiden Stoffe ausgeschlossen werden kann.

#### **9.2.7.3 Zusammenfassende Bewertung – chemischer Zustand**

Zusammenfassend führt das Vorhaben damit zu keiner Verschlechterung des chemischen Zustandes des FWK F586.



### **9.3 Veränderung des mengenmäßigen/chemischen Zustandes des Grundwasserkörpers**

Bei dem angestrebten Vorhaben findet keine den Grundwasserkörper G151 betreffende Gewässerbenutzung statt. Eine Umweltuntersuchung auf eine mögliche Veränderung des mengenmäßigen bzw. chemischen Zustands des Grundwasserkörpers durch die Fortführung der Abwassereinleitung wurde nicht vorgenommen.

### **9.4 Zusammenfassende Aussagen zu Auswirkungen des Vorhabens auf den Flusswasserkörper**

Zu beurteilender Wasserkörper im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie ist der Flusswasserkörper Alz F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“. Der aktuelle ökologische Ist-Zustand wurde auf Grundlage amtlicher Daten (Bayerisches Landesamt für Umwelt) sowie spezifischer Untersuchungen einiger Qualitätskomponenten (Fischfauna, Makrozoobenthos) durch das BNGF beurteilt. Die zusätzlich durch die eigenen Untersuchungen erhobenen Daten und daraus abgeleitete Bewertungen decken sich weitestgehend mit den amtlichen Daten und Zustandsbewertungen. Der ökologische Gesamtzustand des FWK F586 ist für den aktuellen Bewirtschaftungszyklus (2016–2021) als „mäßig“, im vorherigen Bewirtschaftungszeitraum (2010–2015) war dieser in die Zustandsklasse „gut“ eingestuft. Die aktuell mäßige Einstufung beruht primär auf dem „mäßigen“ Zustand der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna, welcher durch den Chemieunfall vom März 2012 vorübergehend verschlechtert worden ist. Der schlechte chemische Zustand ist auf das flächenhafte Verfehlen der UQN in der EU von Quecksilber und Quecksilberverbindungen zurückzuführen. Ohne Berücksichtigung der ubiquitären Stoffe wird der chemische Zustand als gut eingestuft.

Maßnahmen des Bewirtschaftungsplans werden durch das Vorhaben weder behindert noch wird der Erfolg solcher Maßnahmen geschmälert.

#### **Zusammenfassende Beurteilung:**

##### **Verschlechterungsverbot**

Der derzeit amtlich als „mäßig“ eingestufte ökologische Zustand der Fischfauna und damit der mäßige ökologische Gesamtzustand des FWK F586 geht nachweislich auf das Schadensereignis im März 2012 (Genamin-Einleitung - Werk Gendorf) zurück, welches flussabwärts des CPG zu starken Fischbestandsverlusten im FWK F586 führte. Vor diesem Schadenfall hatte unter den bestehenden stofflichen und thermischen Einleitungen des CPG der gute ökologische Zustand vorgelegen. In jüngster Zeit ist zudem wieder eine Zustandsverbesserung der QK Fischfauna hin zum guten Zustand belegt.

Da das beantragte Vorhaben keine Änderungen bzgl. der bisher eingeleiteten thermischen und stofflichen Fracht noch der Einleitmenge mit sich bringt, ist bei Weiterführung der Einleitung gemäß Antrag von keiner Verschlechterung des Ist-Zustands der Qualitätskomponente Fischfauna und der

---

übrigen betrachteten Qualitätskomponenten im FWK F586 „Alz von der Einmündung der Traun bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach“ auszugehen.

Eine Verschlechterung des ökologischen Gesamtzustands aufgrund des Vorhabens ist damit auszuschließen.

### **Verbesserungsgebot**

Insgesamt ist festzustellen, dass die Fischfauna der Alz im beeinflussten Bereich an die thermisch/stoffliche Belastung der Betriebswassereinleitung des CPG seit Jahrzehnten sehr gut angepasst ist. Die Fischfauna hat sich unter diesen Bedingungen, trotz der erheblichen hydromorphologischen Defizite infolge der Wasserausleitung, in einem „guten ökologischen Zustand“ eingestellt.

Durch den Chemieunfall im März 2012 trat eine vorübergehende Zustandsverschlechterung zum „mäßigen“ Zustand ein, die über mehrere Jahre anhielt. Unterstützt durch die umfangreichen Sanierungsmaßnahmen seitens des CPG (Schaffung und Verbesserung von Fischhabitaten durch Strukturierungsmaßnahmen, Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit am Wehr Burgkirchen) hat sich die QK Fischfauna in den letzten Jahren wieder in Richtung auf den „guten“ ökologischen Zustand hin entwickelt. Diese Entwicklung wird durch die Untersuchungsergebnisse des Monitorings der Fischfauna nach dem Bewertungssystem fiBS für die Jahre 2016–2018 nachgewiesen. In Zukunft ist von einer weiteren Verbesserung des Zustands auszugehen.

**Zusammenfassend ist festzustellen, dass das Vorhaben „Neuerteilung der Einleiterlaubnis Chemiepark Gendorf“ aller Voraussicht nach**

- (1) zu keiner Verschlechterung des ökologischen Ist-Zustands im FWK F586 führen wird, und**
- (2) einer Verbesserung des ökologischen Zustands im Sinne der Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL nicht im Wege steht.**

---

## 10. Prüfung gem. Umweltschadengesetz (USchadG)

Gemäß § 19 BNatSchG gilt

(1) Eine Schädigung von Arten und natürlichen Lebensräumen im Sinne des Umweltschadengesetzes ist jeder Schaden, der erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Erreichung oder Beibehaltung des günstigen Erhaltungszustands dieser Lebensräume oder Arten hat. (...)

(2) Arten im Sinne des Absatzes 1 sind die Arten, die in (...) den Anhängen II und IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind.

(3) Natürliche Lebensräume im Sinne des Absatzes 1 sind, die

- (1) Lebensräume der Arten, die in Artikel 4 Absatz 2 oder Anhang I der Richtlinie 2009/147/EG oder in Anhang II der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind,
- (2) natürlichen Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse sowie
- (3) Fortpflanzungs- und Ruhestätten der in Anhang IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführten Arten.

Gemäß § 90 WHG gilt:

(1) Eine Schädigung eines Gewässers im Sinne des Umweltschadengesetzes ist jeder Schaden mit erheblichen nachteiligen Auswirkungen auf

1. den ökologischen oder chemischen Zustand eines oberirdischen Gewässers oder Küstengewässers,
2. das ökologische Potenzial oder den chemischen Zustand eines künstlichen oder erheblich veränderten oberirdischen Gewässers oder Küstengewässers (...).

In Kap. 9.2 wurde dargelegt, dass durch das Vorhaben (Weiterführung des Ist-Zustands) erhebliche Beeinträchtigungen der Biokomponenten Fische und Makrozoobenthos der Alz ausgeschlossen werden können.

In der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung zu dem FFH-Gebiet „Inn und Untere Alz“ wurde zusammenfassend festgestellt, dass erhebliche Beeinträchtigungen der gebietsbezogenen Erhaltungsziele oder des günstigen Erhaltungszustandes der für die Erhaltungsziele (EHZ) maßgeblichen aquatischen Bestandteile (in den SDBs erfasste Arten des Anhangs II sowie LRTs des Anhangs I der FFH-Richtlinie) durch das Vorhaben ausgeschlossen werden können.

In Kap. 6.8.1 wurde zusätzlich festgestellt, dass auch die FFH-Anhang II Arten Gruppe und Schied, die außerhalb des FFH-Gebiets „Inn und Untere Alz“ nachgewiesen wurden, vom Vorhaben ebenso wenig nachteilig beeinflusst werden wie sonstige Arten der Roten Listen (siehe Kap. 6.8.7).

**Insofern steht das Vorhaben mit den Anforderungen und Bestimmungen des USchadG in Einklang.**

## 11. Zusammenfassung

Untersuchungs- und Bewertungsgegenstand ist die Neubeantragung der gehobenen wasserrechtlichen Erlaubnis zur Einleitung gesammelter stofflich und thermisch belasteter Abwässer des Chemieparks Gendorf (CPG) in die Alz. Die Einleitungen erfolgen künftig, wie auch derzeit genehmigt, über die beiden Kühl- und Regenwasserkanäle Kanal Süd (KSA) bei F-km 14,99 und Kanal Ost (KOB) bei F-km 14,34 in die Alz. Antragstellerin ist die Betreibergesellschaft des Chemieparks, die InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG (ISG).

Laut derzeitig gültigem Bescheid dürfen an der Einleitungsstelle KW-Kanal Süd bzw. an der Einleitungsstelle KW-Kanal Ost in der Summe oder einzeln die Einleitmengen von 240.000 m<sup>3</sup>/d bzw. 10.500 m<sup>3</sup>/h und 2,8 m<sup>3</sup>/s sowie insgesamt 55 Mio. m<sup>3</sup>/a nicht überschritten werden. Diese Einleitmengen werden unverändert neu beantragt. Aufgrund der besonderen baulichen Situation am Chemiapark Gendorf mit einer Distanz von ca. 650 m zwischen den beiden Kühlwasserkanälen werden künftig, wie auch im bisherigen Bescheid genehmigt, Aufwärmspannen von 1,5 K je Einleitstelle beantragt. Als maximale Temperatur des Kühlwassers werden analog zum alten Bescheid 26°C als gewichtetes Mittel der beiden Einleitstellen beantragt. Neben der thermischen Einleitung beabsichtigt die ISG die Einleitung von stofflich belastetem Abwasser in die Alz. Im neuen Antrag werden für die Ableitung der Abwässer dem Anhang 22 bzw. anderen einschlägigen Anhängen der Abwasserverordnung (AbwV) entsprechende Überwachungswerte beantragt. Bei diesen Überwachungswerten handelt es sich um maximal einzuhaltende Konzentrationen im Ablauf vor Vermischung in die Alz. Innerhalb dieser Stoffe mit beantragtem Überwachungswert nach AbwV befinden sich u.a. Stoffe die in Anlage 6, Anlage 7 oder Anlage 8 der OGewV geregelt sind. Die Liste der Stoffe, für die ein Überwachungswert nach AbwV beantragt wird, deckt nicht die Gesamtheit der Stoffe ab, die aus dem CPG in die Alz gelangen. Zusätzlich werden unabhängig von der AbwV Überwachungswerte für verschiedene persistente Fluorverbindungen im Ablauf der Kläranlage beantragt. Die Stoffe im vorliegenden Gutachten werden generell untergegliedert in:

- nach Abwasserverordnung (AbwV) geregelte Stoffe
- nicht nach AbwV geregelte Stoffe
- nach OGewV geregelte Stoffe
- nicht geregelte Stoffe

Die „nach OGewV geregelten Stoffe“ umfassen die Stoffe für die in Anlage 6 und/oder Anlage 8 OGewV eine UQN genannt wird. Unter den „nicht geregelten“ Stoffen werden die Stoffe abgehandelt, die weder in der AbwV noch in der OGewV geregelt sind.

Die im vorliegenden gewässerökologischen Gutachten (GÖG) bewerteten Wirkfaktoren und Wirkungen des Vorhabens umfassen die potenziellen Einflüsse der thermischen und stofflichen Abwassereinleitung auf die betroffenen Flusswasserkörper, die sogenannten unterstützenden Qualitätskomponenten sowie die relevanten aquatischen Lebensräume und Lebensgemeinschaften/biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL/WHG/OGewV.

Durch das Vorhaben sind zwei Flusswasserkörper (FWK) gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) potenziell beeinflusst. Dabei handelt es sich um den FWK F586: Alz von der Einmündung der Traun

---

bis Mündung in den Inn; Brunnbach, Hörl- und Deckelbach und den FWK F583: Inn von Einmündung der Alz bis Einmündung der Salzach.

Die thermischen und stofflichen Frachten der bisherigen Einleitung wurden durch Messungen der Eigenüberwachung der ISG erhoben und die relevanten Bewertungsgrößen für die Antragsunterlagen vom AG zur Verfügung gestellt. Für die Betrachtung des stofflichen bzw. chemisch-physikalischen Ist-Zustandes der Alz wurde neben Daten der ISG zusätzlich auf amtliche Untersuchungsergebnisse des LfU Bayern sowie des WWA Traunstein zurückgegriffen. Darüber hinaus wurde der gewässerökologische Ist-Zustand der relevanten biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fischfauna vom BNGF erhoben, dargestellt und hinsichtlich der potenziellen Auswirkungen der stofflichen und thermischen Einleitung bewertet. Außerdem wurden die fischökologischen Strukturen und Habitate untersucht und bewertet. Weiterhin wurden die Auswirkungen des erheblichen hydromorphologischen und hydraulischen Defizits der Alz, die Mindestwassersituation ab dem Wehr Hirten, von den stofflichen und thermischen Wirkpfaden gegenüber den biologischen QK abgegrenzt und bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt.

Aufgrund der unveränderten Neubeantragung der thermischen Einleitmenge und der starken hydromorphologischen Beeinträchtigung der Alz auf Höhe der Einleitung des CPG mit einer unzureichenden Mindestwasserführung von 3,57 m<sup>3</sup>/s stellt aus thermischer Sicht der Ist-Zustand den künftig zu erwartenden Worst-Case dar. Die derzeitige Mindestwasserregelung ist per Bescheid bis zum Jahr 2032 geregelt. Die Prognose der zu erwartenden Aufwärmspannen und Maximaltemperaturen stützt sich daher auf realen Betriebsszenarien der untersuchten Jahre 2008 bis 2018. In einem zweiten Prognose-Schritt wurden die durch das Vorhaben zu erwartenden Temperaturen bei verschiedenen, derzeit fiktiven, aber nach 2032 zu erwartenden, ökologisch begründeten Mindestwasserszenarien modelliert. Die Mindestwasserszenarien basieren auf den Restwasserregelungen der oberstrom gelegenen Alzstufen.

Anhand der aufgeführten Temperaturpräferenzen/-optima/-limits der Fischfauna, welche als temperaturempfindlichste Biokomponente gilt, wurden die prognostizierten Temperaturerhöhungen durch das beantragte Vorhaben unter Berücksichtigung der Anforderungen und Maßgaben der Wasserrahmenrichtlinie insbesondere des § 27 WHG (Verschlechterungsverbot, Verbesserungsgebot) analysiert und bewertet. Dabei wurden im Sinne größtmöglicher Vorsorge die thermischen Ansprüche und Limitierungen der besonders temperatursensiblen (oligo-stenothermen) Fischarten wie z.B. Äsche und Bachforelle besonders berücksichtigt. Zusätzlich wurde die Makrozoobenthoszönose der Alz hinsichtlich ihrer Temperaturpräferenz im Vergleich oberhalb zu unterhalb der Einleitung analysiert.

Die Prognose der zu erwartenden Wirkungen der stofflichen Einleitungen basiert auf der Betrachtung von Einzelstoffen, ergänzt um die Bewertung von möglichen Kombinationswirkungen der stofflichen Einleitungen. Für die Bewertung auf Ebene der Einzelstoffe wurden maximal zu erwartende Mischkonzentrationen in der Alz unter Worst-Case-Bedingungen rechnerisch ermittelt. Die berechneten Mischkonzentrationen wurden mit Messergebnissen aus der Eigenüberwachung der Alz bzw. den Rückstandsuntersuchungen durch den CPG sowie aus behördlichen Untersuchungen abgeglichen. Die zentrale Bewertungsgrundlage, ob schädigende Wirkungen auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften durch die ermittelte Konzentration ausgeschlossen werden können, stellt bei den nach OGewV geregelten Stoffen die jeweilige UQN der OGewV. Im Falle der nicht geregelten Stoffe wird für die gewässerökologische Bewertung auf Umweltqualitätswerte, toxikolo-

gische Untersuchungsergebnisse aus der Literatur sowie  $PNEC_{\text{aquatisch}}$  (soweit vorhanden) zurückgegriffen. Für eine direkte Bewertung möglicher Kombinationswirkungen von unterschiedlichen Stoffen im Gewässer gibt es keine Beurteilungsgrundlage etwa in Form von Misch-Grenzwerten oder sonstigen quantifizierbaren Grundlagen. Die Prognose von Kombinationswirkungen unterschiedlicher Stoffe erfolgte daher indirekt über die seit 2001 im 5-Jahresrhythmus stattfindenden Untersuchungen des äußeren Erscheinungsbildes und der gesundheitlichen Kondition der Alzfische ebenso wie über den Vergleich der Reproduktionsbedingungen und der Individuendichten bzw. Präsenz der Arten im beeinflussten und unbeeinflussten Bereich.

Die möglichen Auswirkungen stofflicher und thermischer Frachten auf die Populationen naturschutzfachlich relevanter Fischarten der Roten Liste sowie der Fischarten des Anhangs II der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie im Untersuchungsgebiet wurden zudem gesondert herausgearbeitet, analysiert und bewertet.

Die Ergebnisse der Auswertungen und Bewertungen zu den möglichen Auswirkungen des Vorhabens können wie folgt zusammengefasst werden:

1. Aufgrund der starken Verdünnung des Alzwassers bei der Einmischung in den Inn sind keine Auswirkungen der stofflichen und thermischen Einleitung des CPG auf den FWK F583: Inn von Einmündung der Alz bis Einmündung der Salzach zu erwarten
2. Die Analyse des Temperaturregimes der Alz ober- und unterhalb des CPG sowie der Aufwärmspanne hervorgerufen durch die thermische Fracht des CPG basierend auf den Betriebsdaten der Jahre 2008 bis 2018 hat ergeben, dass
  - a. sich die thermische Fracht aufgrund von Vermeidungs- und Optimierungsmaßnahmen trotz Produktionssteigerung leicht reduziert hat.
  - b. die Alz im Vorlauf des CPG seit dem Jahr 2013 deutlich höhere mittlere Sommer- und Wintertemperaturen aufweist als zuvor.
  - c. in der Vergangenheit die sommerlichen und winterlichen Orientierungswerte gemäß OGewV bereits im Vorlauf häufig überschritten wurden.
  - d. der Orientierungswert gemäß OGewV für die Aufwärmspanne der Alz durch die Einleitung des CPG überschritten wurde.
  - e. aufgrund der hohen Vorlauftemperaturen und Aufwärmspannen die Mischtemperatur der Alz unterhalb des CPG häufig über den sommerlichen und winterlichen Orientierungswerten gemäß OGewV lag.
  - f. die bis 2032 gültige Mindestwasserregelung einen erheblichen nachteiligen Einfluss auf die thermischen Verhältnisse in der Alz hat.
3. In den verschiedenen Medien der Alz (Wasser, Schwebstoff/Sediment, Fische) wurden bei bisherigen Betrachtungen keine Konzentrationen bzw. Werte gemessenen, die eine nachhaltig beeinträchtigende oder schädigende Wirkung auf aquatische Organismen und Lebensgemeinschaften ableiten lassen. Zwar wird bei Triphenylzinn die UQN für Schwebstoffe/Sediment überschritten. Ebenso liegt eine Überschreitung der UQN für Biota bei Quecksilber vor. Diese Überschreitungen sind (neben der ubiquitären Belastung bei Quecksilber) auf Einträge/Rückstände/Altbelastungen der Vergangenheit zurückzuführen. Von diesen Überschreitungen gehen jedoch gesichert keine nachhaltigen Beeinträchtigungen für den Zustand der gewässerbiologischen Komponenten (Fischfauna, Makrozoobenthos, Makrophyten) aus.

- 
4. Die Einleitung des CPG besteht seit mehreren Jahrzehnten. Organismen, welche die Alz unterhalb des CPG besiedeln, haben sich daher an die stofflichen und thermischen Frachten angepasst und eingestellt. Der in den Untersuchungen abgebildete Ist-Zustand der biologischen Qualitätskomponenten beinhaltet somit die potenziellen Wirkungen stofflicher und thermischer Einleitungen. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass
    - a. die stoffliche Einleitung keine Auswirkungen auf die Reproduktionsfähigkeit der Fische hat und unterhalb der Einleitung ein größerer Bestand an Jungfischen nachgewiesen wurde als oberhalb des CPG.
    - b. sich das äußere Erscheinungsbild/der augenscheinliche Gesundheitszustand der Fische unterhalb der Einleitung seit 2001 deutlich verbessert hat und mittlerweile kein Unterschied mehr zum Zustand der Fische aus der unbeeinflussten Kontrollstrecke besteht.
    - c. unterhalb der Einleitung des CPG, im thermisch belasteten Abschnitt der Alz, der Anteil an oligo-stenothermen Fischarten höher ist als oberhalb des CPG. Gleichzeitig gibt es keine erkennbaren Unterschiede der Temperaturpräferenz der Makrozoobenthoszönosen im Vergleich oberhalb/unterhalb des CPG.
    - d. trotz der bestehenden stofflichen und thermischen Fracht sich die Fischzönose seit dem Genamin-Unfall im Jahr 2012 wieder erholt hat und nach den neuesten Auswertungen (2016 bis 2018) eine Entwicklung zum guten ökologischen Zustand ergeben hat.
  5. Die beantragten thermischen Einleitmengen orientieren sich an den bisher genehmigten Werten und werden diese nicht überschreiten. Unter Berücksichtigung der umfangreichen Auswertung der Betriebsdaten der Jahre 2008 bis 2018 werden die künftig zu erwartenden sommerlichen und winterlichen Maximaltemperaturen sowie die rechnerische Aufwärmspanne unter der bis 2032 gültigen Mindestwassersituation der Alz auf Höhe Burgkirchen aller Voraussicht nach:
    - a. auch künftig die Orientierungswerte für Cyp-R Gewässer gemäß OGewV überschreiten, jedoch
    - b. keine gewässerökologisch schädlichen Ausmaße annehmen und daher keine nachteiligen Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten haben. Dies bestätigt die Ist-Zustands-Darstellung unter „Punkt 2“.
  6. Modellierungen (auf Basis der Betriebsdaten der Jahre 2008 bis 2018) des künftig zu erwartenden Temperaturregimes der Alz sowie der rechnerischen Aufwärmspannen hervorgerufen durch die thermische Einleitung des CPG haben ergeben, dass sich unter einer erhöhten Mindestwasserführung
    - a. die Vorlauftemperaturen der Alz in einem gewissen Ausmaß reduzieren, jedoch auch bei einer erhöhten Mindestwasserführung im Vorlauf die Orientierungswerte der maximalen Sommer- und Wintertemperatur gemäß OGewV überschritten werden.
    - b. die zu erwartenden Aufwärmspannen durch die beantragte Einleitung deutlich reduzieren und ab einer Mindestwasserführung von 8 m<sup>3</sup>/s praktisch keine Überschreitungen des Orientierungswertes der Aufwärmspanne gemäß WRRL zu erwarten wären.

- 
- c. folglich sich auch die Mischtemperaturen der Alz unterhalb des CPG reduzieren werden. Bei Vorlauftemperaturen nahe an den sommerlichen und winterlichen Orientierungswerten gemäß OGewV kommt es dann aller Wahrscheinlichkeit nach jedoch weiterhin zu Überschreitungen der Orientierungswerte bei der Maximaltemperatur.
7. Bezogen auf die stofflichen Einleitungen wurden in der Prognose für das Alzwasser auch unter Worst-Case-Annahmen keine Mischkonzentrationen ermittelt, aus denen sich Beeinträchtigungen oder Schädigungen von aquatischen Organismen und Lebensgemeinschaften insbesondere von Fischen ableiten lassen. Auch die Prognose und Bewertung von Kombinationswirkungen der stofflichen (sowie thermischen) Einleitung aus dem CPG kommt zu dem Ergebnis, dass nachteilige Wirkungen unter der Voraussetzung gleichbleibender oder weiter reduzierter Stofffrachten bzw. gleichbleibender stofflicher Zusammensetzung ausgeschlossen werden können.
8. Aus den o.g. Punkten werden die künftig zu erwartenden stofflichen und thermischen Einleitungen des CPG in die Alz aller Voraussicht nach:
- zu keiner Verschlechterung des ökologischen Zustands der besonders sensiblen Qualitätskomponenten Fischfauna und Makrozoobenthos im FWK F583 (Alz) führen und
  - einer Verbesserung des ökologischen Zustands des FWK im Sinne der Erreichung der Bewirtschaftungsziele nicht im Wege stehen.
9. Die für die Qualitätskomponenten Fischfauna als besonders sensibel gegenüber stofflichen und thermischen Belastungen sowie der QK Makrozoobenthos als ebenfalls temperatursensible Gruppe getroffene Bewertung impliziert, dass auch keine nachteiligen Veränderungen bei den sonstigen biologischen Qualitätskomponenten der WRRL eintreten werden.
10. Somit kann als gesichert angesehen werden, dass das beantragte Vorhaben mit den Vorgaben des § 27 WHG vereinbar ist und dem Erreichen der Bewirtschaftungsziele in den betroffenen Wasserkörpern nicht entgegensteht.
11. Die Untersuchungen und Bewertungen haben ergeben, dass durch das beantragte Vorhaben bzw. die dadurch in der Alz entstehenden Temperaturerhöhungen und stofflichen Belastungen keine nachteiligen Auswirkungen auf die in Tab. 69 gelisteten naturschutzfachlich relevanten Fischarten der Roten Liste bzw. des Anhangs II der FFH Richtlinie entstehen werden. Insofern steht das Vorhaben mit den Anforderungen und Bestimmungen des BNatSchG, der FFH-Richtlinie und des USchadG in Einklang.

Pähl, den 23.05.2019



Dr. Kurt Seifert



---

## 12. Literatur

- AIR LIQUIDE DEUTSCHLAND GMBH (2016): Sicherheitsdatenblatt Chlor. – .
- BEITINGER, T., BENNETT, W. & MCCAULEY, R. (2000): Temperature Tolerances of North American Freshwater Fishes Exposed to Dynamic Changes in Temperature. – *Environmental Biology of Fishes*, **58/3**: 237–275. doi: 10.1023/A:1007676325825.
- BICK, H. (1993): Oekologie: Grundlagen, terrestrische und aquatische Oekosysteme, angewandte Aspekte. – Stuttgart [etc.] (Fischer).
- BMUB (ed) (2017): Bericht zu perfluorierten Verbindungen; Reduzierung/Vermeidung, Regulierung und Grenzwerte, einheitliche Analyse- und Messverfahren für fluororganische Verbindungen. – .
- BNGF (2015): Kraftwerk Irsching der E.On Kraftwerke GmbH – Errichtung und Betrieb der neuen GUD-Kraftwerksblöcke 4 und 5, Gewässerökologisches Monitoring nach Inbetriebnahme von Block 4 und 5 (2014). – .
- BNGF (2016): Dnoaausbau Straubing–Vilshofen einschließlich Hochwasserschutz, Teilabschnitt 2: Ausbau der Strecke Deggendorf–Vilshofen, Aktualisierung der Bestandsdaten Arten und Lebensräume: Fischfauna. – .
- BNGF (2017): Umweltauswirkungen Werk Gendorf; Rückstandsuntersuchungen von Fischen in der Alz oberhalb/unterhalb der Abwassereinleitung der Firma Gendorf InfraServ GmbH & Co. Gendorf KG; Jahr 2016; Bestellung Nr. 4700592007/31.03.2016. – /844.
- BOHL, E., KLEISINGER, H. & LEUNER, E. (2003): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) Bayerns und Rundmäuler (Cyclostomata). – (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz).
- CANTON, WESTER & MATHIJSSEN-SPIEKMAN (1983): Study on the toxicity of sodium bromide to different freshwater organisms. – *Food and Chemical Toxicology*, **21/4**: 369–378.
- CHEMSRC (ed) (2009): Sicherheitsdatenblatt 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol. – .
- DEUTSCHER BUNDESTAG (ed) (2017): Trifluoressigsäure im Grund- und Trinkwasser - Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Birgit Menz, Ralph Lenkert, Caren Lay, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. – Drucksache 18/12256 –. – .
- DR. KÜKE GMBH (2015): Sicherheitsdatenblatt DK DOX Chlordioxid. – .
- DR. NENDZA, M. (2003): UFOPLAN Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern. – .
- DUBLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS, Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. – .
- DUBLING, U. (2014): FiBS, Version 8.1.1 - Software zur fischbasierten ökologischen Bewertung von Fließgewässern gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. – .
- DUBLING, U. & BERG, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg: Hinweise zur Verbreitung und Gefährdung der freilebenden Neunaugen und Fische. – 176 pp. Stuttgart.
- DUVE, H., DR. KOSSMANN, B., DR. PEVELING, F.-J., DR. GRUND, G., CHIOVARO, J. & ILG, G. (2012): Kühlwasserdesinfektion Chlordioxid macht die Kühlwasserdesinfektion sicherer und wirtschaftlicher. – Retrieved from <https://www.process.vogel.de/chlordioxid-macht-die-kuehlwasserdesinfektion-sicherer-und-wirtschaftlicher-a-371745/>.
- DWS HYDRO-ÖKOLOGIE GMBH (2014): Chlorid Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna, mit besonderer Berücksichtigung der vier biologischen Qualitätselemente gemäß EU-WRRL. – .

- 
- ERM GMBH (ed) (2018): Dyneon GmbH Detailuntersuchung der PFOA-Belastungen in Boden und Grundwasser im Bereich Gendorf Abschlussbericht. – .
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (ed) (2012): Mitteilung der Kommission an den Rat - Kombinationswirkungen von Chemikalien - Chemische Mischungen. – .
- EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – (L 327).
- FAO (1998): Rehabilitation of Rivers for Fish. – 118 pp. (Food & Agriculture Org.).
- FENT, K. (2013): Ökotoxikologie: Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie ; 63 Tabellen. 4., vollst. überarb. Aufl. – 377 pp. Stuttgart (Thieme).
- FLEISS, S. (2011): Review of fluoride toxicity to aquatic organisms and its toxicity contribution in Volvo wastewater. – .
- FLURY & PAPRITZ (1993): Bromid in the natural environment: Occurrence and toxicity. – *Journal of Environmental Quality* 22(4): 747-758, 22/4: 747–758.
- FRAUNHOFER INSTITUT FÜR MOLEKULARBIOLOGIE UND ANGEWANDTE ÖKOLOGIE (2014): Environmental Quality Standard Zinc. – .
- GEBHARDT, H., KINZELBACH, R. & SCHMIDT-FISCHER, S. (eds) (1998): Gebietsfremde Tierarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. 2. – (Ecomed Fachverlag).
- GERSTMEIER, R. & ROMIG, T. (1998): Die Süßwasserfische Europas: für Naturfreunde und Angler. – (Balogh Scientific Books).
- GOLLASCH, M., MINCHIN, D. & ROSENTHAL, H. (1999): Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. - Abteilung Fischereibiologie, Institut für Meeresbiologie der Universität Kiel. – Berlin (Logos Verlag).
- HANFLAND, S., IVANC, M., RATSCHAN, C., SCHNELL, J., SCHUBERT, M. & SIEMENS, M. VON (2015): Der Huchen - Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung. – (Landesfischereiverband Bayern e.V.).
- HAUPT, H., LUDWIG, G., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M., OTTO, C. & PAULY, A. (RED.) (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands Band 1: Wirbeltiere. – Bundesamt für Naturschutz, ISBN 978-3-7843-5033-2
- HLNUG (ed) (2002): Gewässerbelastung - orientierende Messungen AOX. – .
- HOFER, R. & LACKNER, R. (1995): Fischtoxologie; Theorie und Praxis. – (Gustav Fischer Verlag).
- HOFMANN, N. & FISCHER, P. (2003): Impact of temperature on food intake and growth in juvenile burbot. – *Journal of Fish Biology*, 63/5: 1295–1305. doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00252.x.
- HÖLL, K. (1979): Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. 6., völlig neu bearbeitete und erweiterte Aufl. – 515 pp. Berlin ; New York (de Gruyter).
- JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1984): The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). – *Aquaculture*, 38/4: 315–327.
- KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. – Cornol, Switzerland (Publications Kottelat).
-

- 
- KÜTTEL, S., PETER, A. & WÜEST, A. (2002): Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. – *Rhône Revitalisierung Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer Stefan Küttel, Armin Peter und Alfred Wüest Publikation Nummer 1.*
- LANUV NRW (ed) (2018a): ECHO-Stoffbericht 1,4-Dioxan. – .
- LANUV NRW (ed) (2018b): Trifluoracetat (TFA). – .
- LAWA (1991): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - Arbeitsgruppe Wärmebelastung Wasser; Grundlagen für die Beurteilung von Kühlwassereinleitungen in Gewässern. – 109 pp. (Erich Schmidt Verlag).
- LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - chemische Gewässergüteklassifikation. – Berlin (Kulturbuchverl.).
- LAWA (ed) (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. – .
- LAWA (ed) (2014a): Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch - chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. – .
- LAWA (ed) (2014b): Textbaustein Sachstandsdarstellung und Begründung der flächenhaften Überschreitung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber. – .
- LAWA (ed) (2017a): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser Per- und polyfluorierte Chemikalien. – .
- LAWA (ed) (2017b): Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot. – .
- LBGR (2014): Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg - FAQ "Verockerung und Sulfatbelastung in den Fließgewässern der Lausitz." – Retrieved December 2, 2014, from <http://www.lbgr.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.330494.de>.
- LFU BAYERN (2013): Bayerisches Fisch- und Muschel-Schadstoffmonitoring Teil1: Textteil Fische: Untersuchungsjahre 2007 - 2009, Muscheln: Untersuchungsjahre 2008 - 2011. – .
- LFU BAYERN (ed) (2017): Leitlinien zur vorläufigen Bewertung von PFC-Verunreinigungen in Wasser und Boden. – .
- LFULG (ed) (2018): Arsen in Fließgewässern. – .
- LUBW (ed) (2016): Per- und polyfluorierte Chemikalien Hintergrundwerte und mögliche Eintragsquellen in Böden in Nichtschadensfällen. – .
- MERCK KGAA (ed) (2015): Sicherheitsdatenblatt 1,2,3,4-Tetrachlorbenzol. – .
- PAUMANN & VETTER (2003): Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässern - ein Risiko? – .
- POHLING, R. (2015): Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse. – 370 pp. (Springer-Verlag).
- POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2008): Begleittext - Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). – .
- REINARTZ, R. (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns Literaturstudie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt Referat 57/ Gewässerökologie. – .
- REY, P., MÜRLE, U., ORTLEPP, J., WERNER, S., HESSELSCHWERDT, J. & UNGER, B. (2013): Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/2012; Teil Makroinvertebraten. – Bern (Bundesamt für Umwelt).
- SCHÄPERCLAUS, W. (1990): Fischkrankheiten. Teil 1 und 2. – Berlin (Akademie-Verlag).

- 
- SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for conservation of a danubian fish fauna. – In: BOON, P.J., CALOW, P. & PETTS, G.E. (eds): River Conservation and Management. – pp. 363–382, (John Wiley & Sons Ltd.).
- SCHNEIDER, NEITZEL, SCHAFFRATH & SCHLUMPRECHT (2003): UFOPLAN Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. – .
- SCS GMBH (ed) (2011): Sicherheitsdatenblatt Brom. – .
- [STMUV] BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (ed) (2015): Anhänge zum Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau Bewirtschaftungszeitraum 2016 – 2021. – .
- TEROFAL, F. & WENDLER, F. (1991): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. – 287 pp. München (Mosaik-Verlag).
- TOLLEFSON & CORDLE (1986): Methylmercury in Fish: A Review of Residue Levels, Fish Consumption and Regulatory Action in the United States. – Retrieved December 4, 2018, from [https://scholar.google.de/scholar?hl=de&as\\_sdt=0%2C5&q=tolleffson+methylmercury+in+fish+1986&btnG=](https://scholar.google.de/scholar?hl=de&as_sdt=0%2C5&q=tolleffson+methylmercury+in+fish+1986&btnG=).
- UBA (ed) (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. – .
- UBA (ed) (2011): Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte -- - Aktuelle Definitionen und Höchstwerte. – .
- UBA (ed) (2017): Mitteilungen des Umweltbundesamtes zu per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC) in Trinkwasser. – .
- UBA (ed) (2018): Liste der nach GOW bewerteten Stoffe. – .
- UMWELTBUNDESAMT (1996): Ammoniak in Wasser. Ableitung einer Formel zur Berechnung von Ammoniak in wäßrigen Lösungen. – Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (ed) (2006): Zusammenfassung des Technical Support Document (TSD) zu: 1,4-Dioxan (Status: „interim“, Stand: 12/2006). – .
- UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH (ed) (2002): Organozinnverbindungen in der aquatischen Umwelt. – .
- VDFD (ed) (2000): Fischereiliche Untersuchungsmethoden in Fließgewässern. – Berlin (Schriftreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.).
- VERBRUGGEN, E.M.J., WASSENAAR, P.N.H. & SMIT, C.E. (2017): Water quality standards for PFOA. – (RIVM). doi: 10.21945/RIVM-2017-0044.
- VOHR, H.-W. (ed) (2010): Toxikologie der Stoffe. – 295 pp. Weinheim (WILEY-VCH).
- WALTER, H.-A. (2002): Kombinationswirkungen von Umweltchemikalien Zur Analyse der milieuhängigen Mischungstoxizität von Kontaminanten mit unbekanntem Wirkungsmechanismus in umweltrelevanten Konzentrationen. – .
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT TRAUNSTEIN (2016): Wasserrahmenrichtlinie: Umsetzungskonzept für die Untere Alz: Erläuterungsbericht. – .
- WATER RESEARCH FOUNDATION (ed) (2014): 1,4-Dioxane White Paper. – .
- WÜSTEMANN, O. & KAMMERAD, B. (1995): Der Hasel. – 195 pp. Magdeburg (Westarp Wissenschaften).
- ZAUNER, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. – 78 pp. Wien.
-

### **Quellen aus dem Internet**

Lenntech (2018) <https://www.lenntech.de/pse/elemente/cl.htm>

UBA (2018) unter <https://www.umweltprobenbank.de>

UBA (2018a) unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien>

ETOX-Informationssystem des UBA unter <https://webetox.uba.de/webETOX/public/search/ziel.do>

LfU Bayern (2018) unter [https://www.lfu.bayern.de/analytik\\_stoffe/analytik\\_org\\_stoffe\\_dioxine\\_pcb/index.htm](https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/analytik_org_stoffe_dioxine_pcb/index.htm)

LfU Bayern (2019) unter [http://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu\\_gewaesserbewirtschaftung](http://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu_gewaesserbewirtschaftung)

GKD unter <https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur> bzw. <https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/abfluss>

### **Schreiben und Protokolle aus behördlichen Abstimmungsprozessen**

ISG (Infraserv Gendorf) (2012): Besprechungsnotiz der ISG vom 25.01.2012 zur Präsentation: Wärmemanagement Industriepark Werk Gendorf, Abstimmung der Berechnung zur Alzwassererwärmung mit dem WWA Traunstein und dem LfU Bayern vom 21.11.2011.

LfU Bayern (2016): Schreiben des LfU vom 25.11.2016 zur fachliche Unterstützung des WWA Traunstein für die Beantwortung eines Fragenkatalogs für eine Gesprächsrunde am 29.11.2016 zur Thematik Organozinnverbindungen (OZV) am Standort Gendorf.