



Consulting und Umweltplanung
 Geographische Informationssysteme
 Landschaftsarchitektur
 Ökologische Gutachten
 Ringstraße 7
 D-85402 Kranzberg
 Telefon +49 (0)8166 / 6868-0
 Telefax +49 (0)8166 / 6868-11
 E-Mail zentrale@PBS-Schaller.de

Gewässerökologisches Gutachten zur UVS zum ROV Kraftwerk Staudinger (Rev.05)

Verfasser: Planungs- und Sachverständigenbüro
 Prof. Dr. Jörg Schaller
 Ringstraße 7
 D-85402 Kranzberg

In Zusammenarbeit mit:

Fachbeiträge: DHI – WASY GmbH
 Hydrologie Waltersdorfer Straße 105
 3-D-Modellierung D-12526 Berlin
 der Maintemperatur

Fachbeiträge: Dr. Egbert Korte
 Fischökologie BFS – Bürogemeinschaft f. fisch- und gewässerökologische Studien
 Fischbestand Plattenhof
 Fischerei D-64560 Riedstadt-Erfelden

Fachbeiträge: Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (IAG)
 Chem.-physikal. Parameter, Schlunkendorfer Str. 2e
 Makrophyten, Phytoplankton, D-14554 Seddiner See
 Phytobenthos part.

Fachbeiträge: Dipl.-Biol. Ute Michels
 Zooplankton AQUALYTIS
 Makrozoobenthos Scheederstr. 1a-c
 D-15711 Königs Wusterhausen

Auftraggeber: **e-on** | **Kraftwerke**
 E.ON Kraftwerke GmbH
 Tresckowstraße 5
 30457 Hannover
 Internet: www.eon-kraftwerke.com

Kranzberg, November 2008




 Prof. Dr. Jörg Schaller

Inhaltsverzeichnis

1	Vorbemerkung, Aufgabenstellung.....	1
1.1	Derzeitige Situation.....	2
1.1.1	Genehmigte Wasserentnahme aus dem Main.....	3
1.1.2	Genehmigte Wiedereinleitung in den Main.....	3
1.1.3	Genehmigte Wiedereinleitung in den Kraftwerkssee (mit Main-Überlauf bei km 62,667).....	4
1.1.4	Abwärmereglement.....	4
1.1.5	Sauerstoffreglement.....	6
1.1.6	Weitere Auflagen zu Gewässerinhaltsstoffen.....	6
1.2	Fachliche und fachrechtliche Grundlagen.....	7
1.3	Untersuchungsgebiet und Vorgehensweise.....	9
1.3.1	Lage des Untersuchungsgebietes und Einstufung des Mains nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie.....	9
1.3.2	Ermittlung der Umweltauswirkungen (Methodik, Bewertungskriterien).....	9
1.4	Kurzbeschreibung des Vorhabens und dessen wesentlichen umweltrelevanten Wirkungsebenen im Bereich Gewässerökologie.....	10
1.4.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock 6.....	10
1.4.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk.....	12
1.4.3	Nullvariante - Technische Grundlagen zur Nullvariante.....	14
1.4.4	Grundlegende Wirkungsebenen und -pfade des Vorhabens im Bereich Gewässerökologie.....	15
1.4.4.1	Betriebsbedingte Auswirkungen über den Wasserpfad.....	15
1.4.4.1.1	Wasserversorgung.....	15
1.4.4.1.2	Kühlwassereinleitung.....	16
1.4.4.1.3	Abwasseranfall, -behandlung und -einleitung.....	17
2	Ermittlung des Ist-Zustandes (einschließlich Vorbelastungen).....	19
2.1	Hydrologie und Hydromorphologie.....	19
2.1.1	Hydrologie / Wasserhaushalt.....	19
2.1.2	Hydromorphologie, Gewässerstruktur / WRRL.....	22
2.1.2.1	Hydromorphologie, Gewässerstruktur im Ist-Zustand.....	22
2.1.2.2	Projekte Dritter mit Auswirkungen auf Hydromorphologie und Gewässerstruktur des Mains im Untersuchungsgebiet.....	24
2.2	Chemisch-physikalische Wasserqualität des Mains.....	24
2.2.1	Methodik - Chemisch-physikalische Wasserqualität.....	24
2.2.1.1	Probeentnahmestellen.....	24
2.2.1.2	Analytik.....	25
2.2.1.3	Rahmenbedingungen für die Auswertung der chemisch-physikalischen Parameter.....	26
2.2.2	Ergebnisse.....	27
2.2.2.1	Physikalische Parameter im Main.....	27
2.2.2.1.1	Wassertemperatur des Mains.....	28
2.2.2.1.2	Sauerstoffverhältnisse im Main.....	28
2.2.2.1.3	pH-Wert des Mains.....	29

2.2.2.1.4	Leitfähigkeit im Main	29
2.2.2.1.5	Sichttiefe im Main	29
2.2.2.2	Chemische Parameter im Main	30
2.2.2.2.1	Chlorophyll-a (unkorrigiert) im Main	30
2.2.2.2.2	Phosphor im Main	31
2.2.2.2.3	Stickstoff im Main	33
2.2.2.2.4	Schwefelverbindungen im Main	34
2.2.2.2.5	Organischer Kohlenstoff [TOC] im Main	34
2.2.2.2.6	Chloride im Main	35
2.2.2.2.7	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene [AOX] im Main	36
2.2.2.2.8	Chemische Gewässergüteklassifikation (ohne Schwermetalle)	36
2.2.2.2.9	Schwermetalle im Main	37
2.2.2.3	Temperaturverhältnisse im Main im Ist-Zustand (Status quo)	40
2.2.2.3.1	Modellierung der Temperaturverhältnisse im Main, Staustufe Mühlheim, im Status quo	40
2.2.2.3.2	Status quo (Szenarien 1 und 3)	43
2.2.2.4	Zu Planungen / Arbeiten Dritter im Untersuchungsgebiet	49
2.3	Sedimentbeschaffenheit im Main	50
2.3.1	Methodik	50
2.3.1.1	Probenahme	50
2.3.1.2	Analytik und Bewertung	52
2.3.1.3	Korngrößenverteilung in den Sedimentproben	53
2.3.2	Ergebnisse der Analytik der Sedimentproben	53
2.3.2.1	Nährstoffe im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben	54
2.3.2.2	Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben	55
2.3.2.3	AOX im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben	55
2.3.2.4	Schwermetalle im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben über alle Korngrößen	55
2.3.2.5	Schwermetalle im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben in der Korngrößenfraktion < 20 µm	56
2.3.2.6	PCDD/PCDF im Trockenrückstand (TR)	57
2.3.2.7	Chlorid und Sulfat im Eluat	58
2.4	Biologische Wasserqualität des Mains	58
2.4.1	Makrophyten im Main	58
2.4.1.1	Methodik	58
2.4.1.2	Ergebnisse	58
2.4.1.2.1	Bewertung nach EU-WRRL	59
2.4.1.2.2	Vergleich mit Erhebungen der Landesbehörden Hessens bzw. Bayerns	59
2.4.1.2.3	Makrophyten im Rahmen der Fischhabitatkartierung	59
2.4.2	Benthische Diatomeen und übriges Phytobenthos im Main	61
2.4.2.1	Methodik	61
2.4.2.2	Ergebnisse Phytobenthos	61
2.4.2.2.1	Bewertung nach EU-WRRL – Phytobenthos des Mains	62
2.4.2.3	Ergebnisse Benthische Diatomeen im Main	63
2.4.2.3.1	Bewertung nach EU-WRRL - Benthische Diatomeen im Main	65
2.4.2.3.2	Vergleich mit Erhebungen der Landesbehörden Hessens und Bayerns	66
2.4.2.3.3	Bewertung des biologischen Wasserqualität des Mains im Untersuchungsabschnitt nach EU-WRRL mit Modul PHYLIB (Makrophyten, benthische Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen)	66
2.4.3	Makrozoobenthos des Mains	67
2.4.3.1	Methodik	68
2.4.3.2	Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebungen	69

2.4.3.2.1	Besiedlungssubstrate	69
2.4.3.2.2	Taxaabundanz und Artenspektrum im Makrozoobenthos des Mains.....	69
2.4.3.2.3	Besiedlungsdichte und Dominanzverhältnisse im Makrozoobenthos des Mains	71
2.4.3.2.4	Bewertung nach EU-WRRL – Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains	74
2.4.3.2.5	Gesamtbewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung im untersuchten Main-Abschnitt.....	80
2.4.4	Phytoplankton des Mains	80
2.4.4.1	Methodik	80
2.4.4.2	Ergebnisse der Probennahme und Diskussion	81
2.4.4.2.1	Bewertung der Ergebnisse zum Phytoplankton des Mains nach EU-WRRL „PhytoFluss“ und anderen Kriterien	84
2.4.4.2.2	Vergleich mit Erhebungen der Landesbehörden Hessens bzw. Bayerns	85
2.4.5	Zooplankton des Mains	86
2.4.5.1	Methodik	86
2.4.5.2	Ergebnisse der Probennahme und Diskussion	86
2.4.5.2.1	Bewertung der Zooplankton-Besiedlung des Mains im untersuchten Abschnitt.....	88
2.4.6	Fische im Main	89
2.4.6.1	Methodik	89
2.4.6.1.1	Untersuchungsgebiet, Untersuchungsumfang und Befischungsmethoden.....	89
2.4.6.1.2	Sonstige Fischbiologische Erhebungen und Bewertungsgrundlagen	90
2.4.6.2	Ergebnisse.....	93
2.4.6.2.1	Artenspektrum	93
2.4.6.2.2	Gefährdung und ökologische Zuordnung der Arten	94
2.4.6.2.3	Fischökologisch wichtige Gewässerstrukturen.....	96
2.4.6.2.4	Untersuchungen zum Fischanfall im Kraftwerk Staudinger.....	97
2.4.6.2.5	Naturschutzfachliche Bewertung der Fischfauna im Untersuchungsgebiet	101
2.4.6.2.6	Bewertung der Fischfauna nach EU-WRRL (fiBS)	102
2.4.6.2.7	Fischereiliche Bewirtschaftung der Stauhaltung Mühlheim.....	102
2.4.7	Entzug von Biomasse durch die Kühlwasserentnahme	104
2.4.8	Zusammenfassende Bewertung des gewässerbiologischen Ist-Zustandes des Mains	105
3	Bewertung des Zustandes nach Umsetzung des Planvorhabens (Auswirkungsprognose und Konfliktanalyse).....	109
3.1	Abschätzung und Bewertung des zukünftigen Schadstoffeintrags in den Main	109
3.1.1	Sauerstoffhaushalt des Mains	111
3.1.2	Chemischer Sauerstoffbedarf, CSB	114
3.1.2.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	114
3.1.2.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	115
3.1.2.3	Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5.....	115
3.1.3	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene, AOX	115
3.1.3.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	116
3.1.3.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	116
3.1.3.3	Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5.....	116
3.1.4	Chlorid	116
3.1.4.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	117
3.1.4.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	117
3.1.4.3	Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5.....	117
3.1.5	Ammoniak / Ammonium	118
3.1.5.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	118

3.1.5.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	119
3.1.5.3	Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5	119
3.1.6	Sulfat	119
3.1.6.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	120
3.1.6.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	120
3.1.6.3	Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5	120
3.1.7	Phosphor	121
3.1.7.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	121
3.1.7.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	121
3.1.7.3	Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5	122
3.1.8	Schwermetalle	122
3.1.8.1	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	123
3.1.8.2	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	123
3.1.8.3	Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5	124
3.2	Modellierung der resultierenden Temperatur- und Strömungsverhältnisse im Main nach Umsetzung des Vorhabens	124
3.2.1	3D-Modellierung des Planfalls	124
3.2.2	Auswirkungen der Planungsvarianten	127
3.3	Ökologische Auswirkungen der stofflichen und thermischen Gewässerbeeinflussung durch die Kraftwerksabflut (Kühl-/Abwasser)	128
3.3.1	Auswirkungsprognose - WRRL	128
3.3.2	Auswirkungsprognose - Makrophyten, benthische Diatomeen und Phytobenthos des Mains	129
3.3.3	Auswirkungsprognose - Makrozoobenthos des Mains	130
3.3.4	Auswirkungsprognose - Phytoplankton des Mains	131
3.3.5	Auswirkungsprognose - Zooplankton	132
3.3.6	Auswirkungsprognose - Fische	132
3.3.7	Auswirkungsprognose - Fischerei	133
3.3.8	Auswirkungsprognose - Entzug von Biomasse durch die Kühlwasserentnahme	135
4	Verwendete Unterlagen	137
4.1	Rechtliche Grundlagen (Gesetze, Verordnungen und Richtlinien)	137
4.2	Verwaltungsvorschriften	138
4.3	Zitierte Literatur und sonstige Quellen	139
5	Erklärung von Abkürzungen und Fachbegriffen	147

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1-1	Abwärmereglement für den Zeitraum Juni bis November (01.06 bis 30.11).....	5
Tabelle 1.1-2	Ausgewählte technische Parameter der bestehenden Blöcke 1, 3 - 5.....	7
Tabelle 1.4-1	Ausgewählte technische Parameter der Blöcke 4 - 6.....	11
Tabelle 1.4-2	Ausgewählte technische Parameter der Blöcke 4 - 6.....	13
Tabelle 1.4-3	Ausgewählte technische Parameter der Blöcke 1 - 5.....	15
Tabelle 1.4-4	Benötigte Wassermengen.....	16
Tabelle 1.4-5	Kühlwassereinleitmengen und Abwärmemengen.....	17
Tabelle 2.1-1	Pegel und Bauwerke am Main.....	20
Tabelle 2.1-2	Abflusshauptwerte (Q) in m ³ /s, Wassertemperatur (Tw) des Mains in °C.....	21
Tabelle 2.1-3	Berechnete mittlere Fließgeschwindigkeiten des Mains am KW Staudinger (Main-km 62,2).....	22
Tabelle 2.2-1	Lage und Bezeichnung der Probenahmestellen 2007 im Main.....	25
Tabelle 2.2-2	Schwankungsbreiten der 2007 gemessenen Sauerstoffwerte im Main.....	28
Tabelle 2.2-3	Gesamt-Phosphor-Frachten (TP) im Main, 05/07 – 08/07.....	32
Tabelle 2.2-4	Sulfatfrachten – Entnahme und Einleitung KW Staudinger, 05/07 – 09/07.....	34
Tabelle 2.2-5	Chloridfrachten – Entnahme und Einleitung KW Staudinger, 05/07 – 09/07.....	35
Tabelle 2.2-6	Chemische Gewässergüteklassifikation des Mains 2007 im Untersuchungsgebiet nach LAWA (1998).....	36
Tabelle 2.2-7	Schwermetallfrachten (mittlere Jahresfrachten) 2006/2007 des Kraftwerks Staudinger im REA-Abwasser (Quelle: EKVO-Bericht 2006/2007, Tabellen-Blatt 6, E.ON KRAFTWERKE GMBH, 2007/2008).....	38
Tabelle 2.2-8	Temperaturen und Abfluss für das Jahr 2003 sowie der betrachteten Zeiträume im April und August (Tagesmittelwerte).....	41
Tabelle 2.2-9	Ergebnisse der Berechnungen der Temperaturverhältnisse, Szenarien 1 und 3.....	48
Tabelle 2.3-1	Vergleich der prozentualen Gewichtsanteile einzelner Korngrößenfraktionen für die Probenstellen S1 – S4.....	53
Tabelle 2.3-2	In den Analyse der Sedimentproben nicht nachweisbare Stoffe bzw. Stoffe unter der Bestimmungsgrenze der zur Bewertung verwendeten Verfahren.....	54
Tabelle 2.3-3	Nährstoffkonzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (km 60,6 – 63,0).....	54
Tabelle 2.3-4	TOC-Konzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (km 60,6 – 63,0).....	55
Tabelle 2.3-5	AOX-Konzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0).....	55
Tabelle 2.3-6	Schwermetallkonzentrationen (im TR) über alle Korngrößen an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0) im Vergleich mit den Ergebnissen der Messstelle Kahl am Main (hinsichtlich Schwebstoffen im Freiwasser) von Juli 2007 und Zuordnung der Einzelwerte zu Einbauklassen nach LAGA (2004).....	56
Tabelle 2.3-7	Schwermetallkonzentrationen (im TR) in der Fraktion < 20 µm an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0) im Vergleich mit den Hintergrundwerten und Güteklassifikation nach LAWA (1995) und Messwerten an der Messstelle Kahl am Main des Wasserwirtschaftsamtes Aschaffenburg v. 03.07.2007 (Schwebstoffe aus einem Sedimentfangkasten in der Fraktion < 20 µm).....	57
Tabelle 2.3-8	Schwermetallkonzentrationen (im TR) in der Fraktion < 20 µm an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0) im Vergleich mit den Umweltqualitätsnormen nach VO – WRRL (2005).....	57
Tabelle 2.3-9	PCDD / PCDF - Konzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0).....	57

Tabelle 2.3-10	Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen (im Eluat) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0).....	58
Tabelle 2.4-1	Festgestellte Wasserpflanzen in der Stauhaltung Großkrotzenburg mit Angabe des Vorkommens und ihrer Häufigkeit	60
Tabelle 2.4-2	Benthische Algen des Mains am 16.07.2007	61
Tabelle 2.4-3	Die in den vier untersuchten Proben aus dem Main nachgewiesenen Diatomeentaxa	64
Tabelle 2.4-4	Ergebnisse der vier quantitativ untersuchten Diatomeenproben aus dem Main	66
Tabelle 2.4-5	Ergebnisse untersuchter Diatomeenproben aus dem Main bei Hochheim (2006).....	66
Tabelle 2.4-6	Untersuchungsbereiche (Main-Querprofile) der Bestandserhebung vom 4.7.2007 zum Makrozoobenthos im Main	68
Tabelle 2.4-7	Zur Charakterisierung und Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains verwendete zöologische Strukturmerkmale und Metrices	68
Tabelle 2.4-8	EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains (Main-km 58,85; Main-km 61,54 und Main-km 62,25)	75
Tabelle 2.4-9	EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains bei Main-km 62,25 (Main-Querprofil unmittelbar oberhalb Ausleitung / Einleitung KW Staudinger).....	76
Tabelle 2.4-10	EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains bei Main-km 61,54 (Main-Querprofil unmittelbar unterhalb Einleitung KW Staudinger).....	76
Tabelle 2.4-11	EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains bei Main-km 58,85 (Main-Querprofil ca. 3 km Main abwärts der Einleitung KW Staudinger)	77
Tabelle 2.4-12	EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains oberhalb Ausleitung/ Einleitung KW Staudinger (Main-km 62,25) – Sohlsubstrattyp Steinschüttung	78
Tabelle 2.4-13	EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains unterhalb Ausleitung/ Einleitung KW Staudinger (Main-km 61,54 sowie Main-km 58,85) – Sohlsubstrattyp Steinschüttung	79
Tabelle 2.4-14	EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains im Bereich der Steinschüttungen bei Main-km 62,25, 61,54 und 58,85	79
Tabelle 2.4-15	Biovolumina des Phytoplanktons zu den Probenahmeterminen 2007 an den Probenstellen P1 – P4	82
Tabelle 2.4-16	Phytoplankton-Taxa des Mains an der Messstelle P3 von Mai bis September 2007.....	82
Tabelle 2.4-17	Phytoplankton-Biovolumina und Chlorophyll-a-Konzentrationen des Mains an der Messstelle P3 von Mai 2007 bis September 2007.....	83
Tabelle 2.4-18	Bewertung der Messstellen P1-P4 im Main im Bereich des Kraftwerkes Staudinger nach PhytoFluss auf der Basis von 6 Einzeluntersuchungen im Zeitraum Mai bis September 2007	85
Tabelle 2.4-19	Untersuchungsbereiche der Zooplanktonerhebungen 2007	86
Tabelle 2.4-20	Lage der Probestellen mit Angaben zur verwendeten Methodik.....	89
Tabelle 2.4-21	Nachgewiesene Fischarten in der Stauhaltung zwischen den Schleusen Mühlheim und Großkrotzenburg mit Angaben der Fangmethode und absoluter Anzahl nachgewiesener Individuen	93
Tabelle 2.4-22	Zwischen Schleuse Mühlheim und Großkrotzenburg nachgewiesene Fischarten.....	96
Tabelle 3.1-1	Abwassermengen in den Main	109
Tabelle 3.1-2	Anlagenbezogene Parameter.....	109
Tabelle 3.1-3	Ableitmengen in den Main und Betriebsdauer des Kraftwerkes Staudinger Status quo (2007).....	111
Tabelle 3.1-4	Vergleich der Ableitmengen in den Main (Status quo und Varianten).....	111
Tabelle 3.1-5	genehmigte CSB – Konzentrationen und –Frachten für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004.....	114
Tabelle 3.1-6	Chlorid–Konzentration und –Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004.....	117
Tabelle 3.1-7	Chlorid–Konzentration und –Fracht für das Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	117

Tabelle 3.1-8	Chlorid-Konzentration und –Fracht für die Alternative 1100 MW GuD-Block.....	117
Tabelle 3.1-9	Chlorid-Konzentration und –Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004.....	118
Tabelle 3.1-10	genehmigte Ammonium – Konzentration und –Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004	118
Tabelle 3.1-11	Ammonium –Konzentration und –Fracht für das Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock.....	118
Tabelle 3.1-12	Ammonium –Konzentration und –Fracht für die Alternative 1100 MW GuD-Block.....	119
Tabelle 3.1-13	Ammonium-Konzentration und –Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004.....	119
Tabelle 3.1-14	genehmigte Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004.....	120
Tabelle 3.1-15	Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für das Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock.....	120
Tabelle 3.1-16	Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für die Alternative GuD-Kraftwerk.....	120
Tabelle 3.1-17	Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für die Nullvariante.....	121
Tabelle 3.1-18	genehmigte Phosphor (Gesamt) – Konzentration und – Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004.....	121
Tabelle 3.1-19	Phosphor (Gesamt) – Konzentration und – Fracht für das Vorhaben	121
Tabelle 3.1-20	Phosphor (Gesamt) – Konzentration und – Fracht für das GuD-Kraftwerk.....	122
Tabelle 3.1-21	In der wasserrechtlichen Erlaubnis genehmigte Schwermetall-Konzentrationen und –frachten für die RAA-Anlage des Kraftwerkes Staudinger und tatsächliche kurzfristige Maximalfrachten aus der RAA-Anlage für das Jahr 2007 (Quelle: RAA-Schwermetall-Konzentrationen und entsprechende RAA-Tagesabfluten aus EKVO-Bericht 2008).....	122
Tabelle 3.1-22	Schwermetall-Frachtanteile des Kraftwerkes Staudinger (Basis: Eigenüberwachung E.ON Kraftwerke GmbH 2007; Teilstrom REA; vgl. Tab. 2.2.-7) an der durchschnittlichen Fracht des Mains (Basis: Gewässergütedaten 2006 des WWA Aschaffenburg, Messstelle Kahl a. Main, HMSt F 613).....	123

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1-1	Lageplan Status quo	3
Abbildung 1.4-1	Lageplan Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	11
Abbildung 1.4-2	Lageplan Alternative GuD-Kraftwerk.....	12
Abbildung 1.4-3	Lageplan Nullvariante.....	14
Abbildung 2.1-1	Mittlerer Jahresgang der Abflüsse (Q) und Maintemperatur (MT) im Main (Kleinheubach: Q JR 1959-2001, Tw JR 1981-2001; Frankfurt Osthafen: Q JR 1966-2001)	21
Abbildung 2.1-2	Mittlerer Jahresgang der Abflüsse (Q) und Wassertemperatur (Tw) im Main (Kleinheubach: Q JR 1959-2001, Tw JR 1981-2001; Frankfurt Osthafen: Q JR 1966-2001)	22
Abbildung 2.2-1	Blick von der Probenahmestellen P 2 zum Kraftwerk Staudinger (23.08.2007).....	25
Abbildung 2.2-2	Entwicklung der Sichttiefe im Main, 05/07 – 09/07.....	30
Abbildung 2.2-3	Entwicklung der Chlorophyll-a Konzentrationen im Main, 05/07 – 09/07	31
Abbildung 2.2-4	Entwicklung der Gesamt-Phosphor-Gehalte (TP) im Main, 05/07 – 09/07.....	31
Abbildung 2.2-5	Entwicklung der Gesamtstickstoff (TN)-Gehalte im Main, 05/07 – 09/07	33
Abbildung 2.2-6	Entwicklung der Chlorid-Konzentrationen im Main, 05/07 – 09/07	35
Abbildung 2.2-7	Verwendete Randbedingungen zur Modellierung Wärmefahne im Main zwischen Wehr Krotzenburg und Wehr Mühlheim	41
Abbildung 2.2-8	Mainabfluss und Temperaturverhältnisse am Kraftwerk Staudinger (KWS) für das Jahr 2003 (Tagesmittelwerte).....	42
Abbildung 2.2-9	Gemessene und gerechnete Kühlwasserentnahme- und Kühlwasserrückgabetemperaturen am Kraftwerk Staudinger.....	42
Abbildung 2.2-10	Querschnitte Q1 bis Q3 am 24.04.2003 17:00 Uhr (oben) und am 25.04.2003 5:00 Uhr (unten) – Szenario 1	44
Abbildung 2.2-11	Temperaturen an der Sohle und an der Oberfläche am 24.04.2003 17:00 Uhr sowie 25.04.2003 05:00 Uhr – Szenario 1	45
Abbildung 2.2-12	Querschnitte Q1 bis Q3 am 07.08.2003 20:00 Uhr (oben) und 08.08.2003 22:00 Uhr (unten) – Szenario 3	46
Abbildung 2.2-13	Temperaturen an der Sohle und an der Oberfläche 07.08.2003 20:00 Uhr sowie 08.08.2003 22:00 Uhr – Szenario 3	47
Abbildung 2.2-14	Temperaturen an der Oberfläche der Punkte P1 bis P4 sowie die Kühlwassermenge und dessen Temperaturerhöhung (Szenario 3 (Status quo, extreme Umweltverhältnisse, Blöcke 1-5 im Ablauf- und Kreislaufbetrieb)	49
Abbildung 2.3-1	Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S1 (km 63,0 – 62,9, rechts), Wassertiefe: 3,6 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 5 % Schlamm, 40 % Schill, 55 % Sand	51
Abbildung 2.3-2	Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S2 (km 61,85 – 61,65, rechts), Wassertiefe: 4,3 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 5 % Schlamm, 5 % <i>Corbicula</i> , 90 % Sand.....	51
Abbildung 2.3-3	Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S3 (m 61,4 – 61,2, links), Wassertiefe: 1,0 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 90 % Schlamm, 8 % <i>Corbicula</i> , 2 % Pflanzen	51
Abbildung 2.3-4	Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S4 (km 61,0 – 60,6, links), Wassertiefe: 1,7 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 90 % Schlamm, 8 % <i>Corbicula</i> , 2 % Pflanzen	52
Abbildung 2.4-1	Entnahme von Proben aus dem Uferbereich	68
Abbildung 2.4-2	Überwiegend kiesig-sandige Substrattypen bei Main-km 61,54 (Strommitte), → Körbchenmuschel <i>Corbicula fluminalis</i> (lebende Tiere und Leerkappen).....	69
Abbildung 2.4-3	Taxa/Arten des Makrozoobenthos im untersuchten Mainabschnitt mit sehr hoher oder hoher Stetigkeit/Konstanz.....	71
Abbildung 2.4-4	Substratzusammensetzung der Mainsohle im Querprofil bei Main-km 62,25 (Anteile in Volumen-%)	72
Abbildung 2.4-5	Substratzusammensetzung der Mainsohle im Querprofil bei Main-km 61,45 (Anteile in Volumen-%)	72

Abbildung 2.4-6	Substratzusammensetzung der Mainsohle im Querprofil bei Main-km 58,85 (Anteile in Volumen-%)72
Abbildung 2.4-7	Dominanzstruktur (Individuendominanz) im Makrozoobenthos des Mains bei Main-km 62,25 (oberhalb Ausleitung/Einleitung KW Staudinger)73
Abbildung 2.4-8	Dominanzstruktur (Individuendominanz) im Makrozoobenthos des Mains bei Main-km 58,85 (unterhalb Ausleitung/Einleitung KW Staudinger)74
Abbildung 2.4-9	Zooplankton im Main - Die Schalenamöbe <i>Centropyxis aculeata</i>86
Abbildung 2.4-10	Abundanzdichten wichtiger Tiergruppen des Zooplanktons im untersuchten Mainabschnitt 200787
Abbildung 2.4-11	Referenzzönose (fiBS) für den Untermain.....92
Abbildung 2.4-12	Vergleich der Dominanzverhältnisse bezüglich der Strömungspräferenz der Arten bei verschiedenen Nachweismethoden95
Abbildung 2.4-13	Flachwasserbereiche (links Steinheimer Altarm) und wellengeschützte Zonen (rechts km 55,7) sind in der Stauhaltung selten zu finden.97
Abbildung 2.4-14	Anzahl der im Rechengut angefallenen Fische98
Abbildung 2.4-15	Längenfrequenz der im Rechengut angefallenen Fische.....99
Abbildung 2.4-17	Artenzusammensetzung und Gewichtsanteile der Fische aus dem Rechengut99
Abbildung 2.4-18	Schädigung der im Rechengut angefallenen Tiere (n = 144).....100
Abbildung 2.4-19	Relative Häufigkeiten der im Abspritzwasser nachgewiesenen 0+ Jungfischarten an den einzelnen Probeterminen.....100
Abbildung 2.4-20	Bewertung der Fangergebnisse der Elektrobefischungen nach fiBS.....103
Abbildung 3.2-1	Lageplan des neuen Kühlturmsatzwassereinlaufkanals für den geplanten Block 6.....125
Abbildung 3.2-2	Querschnitte Q1 bis Q3 am 10.08.2003 22:00 Uhr (oben) und am 11.08.2003 09:00 Uhr (unten) - Planfall.....126
Abbildung 3.2-3	Temperaturen an der Sohle und an der Oberfläche am 10.08.2003 22:00 Uhr sowie 11.08.2003 09:00 Uhr – Planfall.....127

Anhang

Karten im Maßstab 1 : 5.000 (Revision 01, Stand: 26.09.2008)

- Lage der physikalisch-chemischen Gewässerprobestellen- und Gewässermessstellen
- Lage der Sedimentprobestellen
- Lage der Temperaturprofile
- Lage der Probestellen zum Makrozoobenthos
- Einzelergebnisse der Erfassung fischökologisch wichtiger Gewässerstrukturen
- Lage der Befischungstrecken

Main-Abschnitt	Kartenblatt	Dateiname
Main-km 52,0 bis 64,2	Legende zu Blatt 1 bis 5	Legende.pdf
Main-km 52,0 bis 54,5	Blatt 1	Karte_blat1.pdf
Main-km 54,4 bis 57,1	Blatt 2	Karte_blat2.pdf
Main-km 57,1 bis 59,8	Blatt 3	Karte_blat3.pdf
Main-km 59,8 bis 62,5	Blatt 4	Karte_blat4.pdf
Main-km 62,2 bis 64,2	Blatt 5	Karte_blat5.pdf

1 Vorbemerkung, Aufgabenstellung

Die E.ON Kraftwerke GmbH betreibt am Standort Staudinger in Großkrotzenburg am Main das Kraftwerk Staudinger, das derzeit aus den steinkohlebefeuelten Blöcken 1, 2, 3 und 5 sowie dem erdgasbefeuelten Block 4 besteht. Als Ersatz für die Blöcke 1 bis 3 sind die Errichtung und der Betrieb eines neuen 1100 MW-Steinkohleblockes (Block 6) geplant. Die Inbetriebnahme des neuen Steinkohleblockes ist für 2013 vorgesehen. Die Blöcke 4 und 5 werden über 2012 hinaus betrieben.

Gemäß einer Entscheidung der hessischen Landesregierung ist im Vorfeld des Anlagenzulassungsverfahrens ein Raumordnungsverfahren durchzuführen.

Gegenstand des Raumordnungsverfahrens sind neben dem Vorhaben (Neubau eines 1100 MW Steinkohleblockes) zwei weitere technische Alternativen:

- Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock
Errichtung eines Steinkohleblockes mit einer elektrischen Nettoleistung von 1.050 MW und Stilllegung der derzeit betriebenen Steinkohleblöcke 1, 2 und 3 mit einer elektrischen Nettoleistung von zusammen 791 MW. Weiterbetrieb der Blöcke 4 und 5 über 2012 hinaus.
Das Kühlwasser des neuen Steinkohleblockes wird über einen 180 m hohen Naturzug-Nasskühlturm im Kreislaufbetrieb mit 4facher Eindickung rückgekühlt. Die Ableitung der gereinigten Rauchgase erfolgt gemeinsam mit den Kühlturmschwaden über den Kühlturm.
- Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk:
Errichtung eines aus zwei Blöcken bestehenden GuD-Kraftwerkes mit einer elektrischen Nettoleistung von 2 x 525 MW an Stelle des neuen Steinkohleblockes und Stilllegung der derzeit betriebenen Steinkohleblöcke 1, 2 und 3. Weiterbetrieb der Blöcke 4 und 5 über 2012 hinaus.
Das Kühlwasser des neuen GuD-Kraftwerkes wird über einen 140 m hohen Naturzug-Nasskühlturm im Kreislaufbetrieb mit 4facher Eindickung rückgekühlt. Die Ableitung der gereinigten Rauchgase erfolgt für jeden Block separat über ca. 155 m hohe Kamine
- Alternative Nullvariante
Ertüchtigung der bestehenden Blöcke 1 bis 3 an Stelle des neuen Steinkohleblockes und Weiterbetrieb der Blöcke 1 bis 5 bis weit über das Jahr 2012 hinaus.

Die bisherige Nutzung des Mains für Kühlwasserzwecke, welche aktuell auch für die Blöcke KWS 1 bis 5 praktiziert wird, soll für das geplante Vorhaben bzw. die geplanten Alternativen beibehalten werden. Der gültige wasserrechtliche Bescheid gemäß §§ 2, 3, 7 WHG für den Betrieb der Blöcke 1 bis 5 wird im Rahmen eines eigenständigen wasserrechtlichen Erlaubnisverfahrens an den künftigen Betrieb des Kraftwerkes Staudinger angepasst werden. Für die Vorhabensvariante und die GuD-Variante entfallen durch die Stilllegung der Blöcke 1 bis 3 (Block 2 ist derzeit in „Kaltreserve“), die entsprechenden Kühlwasserentnahmen und Wärmeeinträge in den Main. Diese freien Potentiale werden für den Betrieb des neuen Steinkohleblockes bzw. des neuen GuD-Kraftwerkes bei weitem nicht genutzt.

Mit Schreiben vom 22.04.2008 hat das Regierungspräsidium Darmstadt dem Vorhabens-träger eine „Unterrichtung über voraussichtlich beizubringende Unterlagen für das Raumordnungsverfahren sowie zur Prüfung der Auswirkungen auf die Umwelt“ übermittelt.

Im Punkt D.2 des Unterrichtungsschreibens wird u. a. Folgendes aufgeführt:

Das gewässerökologische Gutachten für die zu betrachtenden Anlagenvarianten hat sich u. a. an folgenden Fragestellungen zu orientieren und ist Bestandteil des Raumordnungsverfahrens:

- *Auswirkungen auf die Fischfauna durch Entnahme von Kühlwasser*
- *Auswirkungen auf die Fischfauna durch Wärmebelastung*
- *Einschätzung über den Entzug von Biomasse (Nahrungsgrundlage für aquatische Organismen) durch die Entnahme von Kühlwasser*
- *Einschätzung der Ausbreitung von thermophilen und wärmetoleranten aquatischen Neozoen*
- *Einschätzungen zur Beeinträchtigung der Lebenszyklen von Makrozoobenthos und Molluskenarten*
- *Einschätzung zur Dominanzverschiebung bei den Pflanzen (Makrophyten, Phytoplankton, Phytobenthos)*
- *Bewertung der Verträglichkeit gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)*

Ziel dieses gewässerökologischen Gutachtens ist die Darstellungen der zu erwartenden Auswirkungen des geplanten Vorhabens sowie der Alternativen und deren Beurteilung hinsichtlich möglicher gewässerökologischer Auswirkungen unter Berücksichtigung der umweltgesetzlichen Zulassungsvoraussetzungen und der Zielvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (u.a. VO-WRRL) und ggf. ergänzenden Aussagen der Regionalplanung (RPS 2000).

Im Zusammenhang mit der Bewertung der Auswirkungen des geplanten Vorhabens auf den Main erfolgte daher die Erarbeitung eines gewässerökologischen Gutachtens mit folgendem Inhalt:

Ermittlung des Status quo und Auswirkungsprognose sowie Konfliktanalyse im Main für den Nahbereich von Staudinger zu folgenden Aspekten:

- Hydromorphologie und Wasserhaushalt
- Chemisch-physikalische Gewässerqualität
- Temperaturverhältnisse, Ausdehnung der Wärmefahne (3D Modellierung)
- Sedimentbeschaffenheit (chemische Parameter)
- Biologische Wasserqualität (Fische, Phyto- und Zooplankton, Makrozoobenthos, Phytobenthos)
- Fischereiliche Nutzung

Die zu berücksichtigenden Parameter und Probenahmestellen und Untersuchungszeiträume sowie Bewertungskriterien wurden vorab mit dem HLUg und dem RP Darmstadt bzw. RPU Frankfurt abgestimmt.

1.1 Derzeitige Situation

Die E.ON Kraftwerke GmbH betreibt am Standort Staudinger in Großkrotzenburg am Main (Main-km 62,2 bis 61,6, rechtes Ufer) das Kraftwerk Staudinger mit fünf Kraftwerksblöcken (siehe Lageplan). Die Blöcke 1, 2, 3 und 5 werden mit Steinkohle, der Block 4 mit Erdgas/Heizöl befeuert. Die installierte elektrische Nettoleistung beträgt ca. 2.000 MW. Konzipiert sind die Blöcke 1 bis 3 für den Einsatz in der Mittellast, der Block 4 für den Spitzenlastbereich. Der Block 5 arbeitet vorwiegend in der Grundlast.

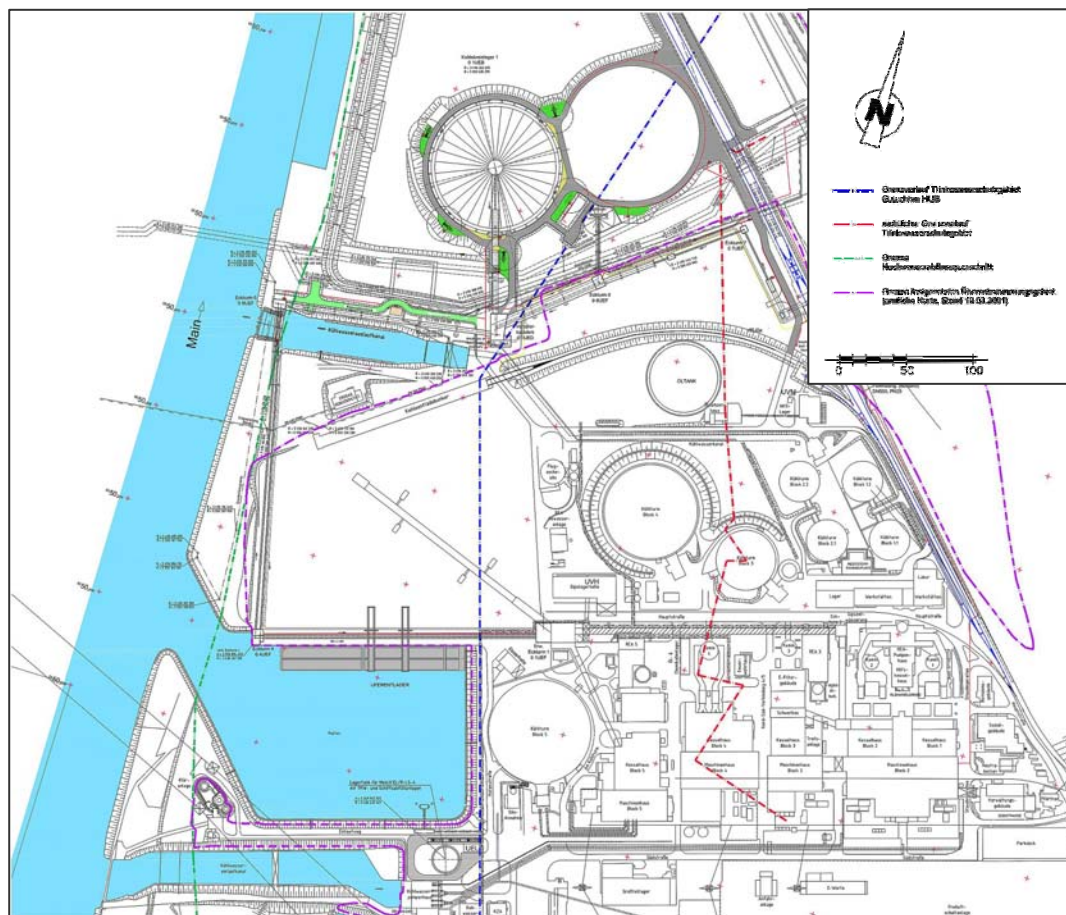


Abbildung 1.1-1 Lageplan Status quo

Das Kühlwasser für den Betrieb der Kraftwerksblöcke wird dem Main entnommen. Die Blöcke 1 und 2 werden mit Frischwasserkühlung betrieben. Zur Einhaltung der Auflagen aus den wasserrechtlichen Genehmigungen können bei Bedarf Ablaufkühltürme zugeschaltet werden. Der Block 3 kann, die Blöcke 4 und 5 werden im reinen Kreislaufbetrieb über Kühltürme gefahren. Bei Stillstand des Blocks 2 kann Block 3 mit Frischwasserkühlung betrieben werden.

1.1.1 Genehmigte Wasserentnahme aus dem Main

Der Wasserbedarf des Kraftwerkes Staudinger wird mit Ausnahme des Trink- und Sanitärwassers über die Entnahme von Mainwasser gedeckt. Gemäß der derzeit bestehenden wasserrechtlichen Erlaubnis beträgt die zulässige Gesamtwasserentnahmemenge aus dem Main $93.600 \text{ m}^3/\text{h}$ ($26,3 \text{ m}^3/\text{s}$; $819.936.000 \text{ m}^3/\text{a}$) bei Main-km 62,20, rechtes Ufer, zur Verwendung im Kraftwerk.

1.1.2 Genehmigte Wiedereinleitung in den Main

Die derzeitige wasserrechtliche Erlaubnis zur Wiedereinleitung von Abwasser in den Main erstreckt sich auf folgende Punkte:

- bei Main-km 61,603, rechtes Ufer, über den Kühlwasserauslaufkanal: bis zu $89.100 \text{ m}^3/\text{h}$ ($24,75 \text{ m}^3/\text{s}$; $780.516.000 \text{ m}^3/\text{a}$) Abflut von Haupt- u. Nebenkühlwasser, einschl. Abwasser aus REA-Anlagen und Wäsche der Gasvorwärmer der Blöcke 1 bis 3 sowie der neutralisierten Regenerate aus der Vollentsalzungsanlage und der Kondensataufbereitungsanlagen der Blöcke 1 und 2, Niederschlagswasser aus Dachentwässerung

rungen und versiegelten Flächen, Leichtflüssigkeitsabscheider geführtes Niederschlagswasser und der Reifenwaschanlage.

- bei Main-km 61,90, rechtes Ufer, über den werkseigenen Hafen: bis zu 18.000 m³/h (5 m³/s)
bei Bedarf Abflut von Haupt- und Nebenkühlwasser einschließlich behandelten Abwassers aus den REA-Anlagen und der Wäsche der Gaswärmer der Blöcke 1-3 sowie neutralisierten Regeneraten zur Eisfreihaltung und Vermeidung der Versandung des Hafens.
sowie bis zu 403,2 m³/h (0,112 m³/s; 190.000 m³/a) für über Ölabscheider geführte, jedoch nicht weiter behandlungsbedürftige Betriebsabwässer.
Niederschlagswasser von den zum Kraftwerk gehörigen Grundstücken über einen Regenwasserkanal und einen Beobachtungsschacht.
Einleitung von Niederschlagswasser der Fahrbahn zwischen Kai und der Betonwand des jetzigen Kohlelagerplatzes in unbestimmter Menge über drei Einleitstellen in den Kraftwerkshafen.

1.1.3 Genehmigte Wiedereinleitung in den Kraftwerkssee (mit Main-Überlauf bei km 62,667)

Die Wiedereinleitung in den Kraftwerkssee ist wie folgt reglementiert:

- bis zu 600 m³/h (0,2 m³/s; 3.000.000 m³/a) Granulier- und Granulatförderwasser sowie Abwasser aus der mechanisch-biologischen Abwasserbehandlungsanlage einschließlich Abwasser aus der Kondensataufbereitungsanlage des Blocks 4 sowie Niederschlagswasser aus dem umgrenzten Kraftwerksbereich.

1.1.4 Abwärmereglement

Das Abwärmeregime ist wie folgt reglementiert

- Der Main darf, völlige Durchmischung vorausgesetzt, im Bereich des Standortes KW Staudinger durch die Kühlwassereinleitung des Kraftwerkes in der Regel rechnerisch um nicht mehr als 3,0 K aufgewärmt werden.
- Die rechnerisch ermittelte Mischtemperatur des Mains darf nach Wiedereinleitung des Kühlwassers und vollständiger Vermischung den Wert $t_{(\text{Main})} = 28 \text{ °C}$ nicht überschreiten. Im Falle einer Mischtemperatur $>28 \text{ °C}$ darf keine weitere Wärmefracht in den Main eingebracht werden.
- Das einzuleitende Kühlwasser darf eine Wiedereinleittemperatur von 33 °C nicht überschreiten. Falls die Blöcke 1 und 2 außer Betrieb sind, darf die Wiedereinleitungstemperatur des Kühlwassers max. 35 °C betragen.
- Bei anlagenbedingten sprunghaften Änderungen der Betriebsweise gelten bis zu einem Zeitraum von einer Stunde die Regelungen des vorausgehenden Zeitraums.

Zur Begrenzung der eingeleiteten Wärmemenge gilt im Einzelnen:

Sommerlastfall (1.06. bis 31.08.):

Für den Sommerlastfall darf für Abflüsse $< 28 \text{ m}^3/\text{s}$ am Bezugspegel Mainflingen die Abwärmeeinleitung $1281,6 \times 10^3 \text{ MJ/h}$ ($= 356 \text{ MJ/s}$) nicht überschreiten.

Für Abflüsse $> 28 \text{ m}^3/\text{s}$ sind die in der nachfolgenden Tabelle in der Spalte „Sommer“ ausgewiesenen Abwärmewerte einzuhalten.

Herbstlastfall (1.09. bis 30.11.):

Für den Herbstlastfall darf für Abflüsse $< 37 \text{ m}^3/\text{s}$ am Bezugspegel Mainflingen die Abwärmeeinleitung $1.695,6 \times 10^3 \text{ MJ/h}$ (= 471 MJ/s) nicht überschreiten.

Für Abflüsse $> 37 \text{ m}^3/\text{s}$ sind die in der nachfolgenden Tabelle ausgewiesenen Abwärmewerte einzuhalten.

Restlicher Teil des Jahres (01.12. bis 31.05.):

Für den restlichen Teil des Jahres darf, unabhängig vom Abfluss, die Abwärmeeinleitung $2930 \times 10^3 \text{ MJ/h}$ (= 814 MJ/s) nicht überschritten werden.

Tabelle 1.1-1 Abwärmereglement für den Zeitraum Juni bis November (01.06 bis 30.11)

Q (Mainflingen) in m^3/s	Abwärmemenge (We) in MJ/s – Sommer (Juni - August)	Abwärmemenge (We) in MJ/s – Herbst (September – November)
< 28	356	471
28	356	471
29	369	471
30	382	471
31	394	471
32	407	471
33	420	471
34	432	471
35	445	471
36	458	471
37	471	471
38		483
39		496
40		509
41		521
42		534
43		547
44		560
45		572
46		585
47		598
48		610
49		623
50		636
51		649
52		661
53		674
54		687
55		700
56		712
57		725
58		738
59		750
60		763
61		776
62		788
63		801
64		814
> 64		814

1.1.5 Sauerstoffreglement

Der Sauerstoffgehalt ist wie folgt reglementiert:

Der Sauerstoffgehalt vor der Entnahmestelle muss in 50% aller Fälle mindestens 7 mg/l betragen und darf 5 mg/l nicht unterschreiten. Wird ein Wert von 5 mg/l unterschritten, sind bei Betrieb der Blöcke 1 und/oder 2 die Kühltürme der Blöcke im Ablaufbetrieb zu fahren um den Sauerstoffgehalt im Main zu erhöhen.

1.1.6 Weitere Auflagen zu Gewässerinhaltsstoffen

Das Abwasser aus dem Kraftwerksbetrieb darf folgende Stoffe und Stoffgruppen, die aus dem Einsatz von Betriebs- und Hilfsstoffen stammen, nicht enthalten:

- Organische Komplexbildner (ausgenommen Phosphonate und Polycarboxylate), die einen DOC-Abbaugrad nach 28 Tagen von 80 Prozent nicht erreichen
- Chrom- und Quecksilberverbindungen, Nitrit, metallorganische Verbindungen (Metall-Kohlenstoff-Bindungen) und Mercaptobenzothiazol
- Zinkverbindungen aus Kühlwasserkonditionierungsmitteln aus der Abflutung von Hauptkühlkreisläufen der Kraftwerksblöcke
- Mikrobizide Wirkstoffe bei der Kühlung von Kraftwerken im Durchlauf

Im Abwasser aus der Frischwasserkühlung im Ablauf der Kraftwerke sowie aus der Abflutung der Kühlkreisläufe dürfen mikrobizide Wirkstoffe nur nach Durchführung einer Stoßbehandlung enthalten sein. Davon ausgenommen ist der Einsatz von Wasserstoffperoxid oder Ozon. Nach der Behandlung mit mikrobiziden Wirkstoffen gelten Überwachungswerte für Chlordioxid und anderer Oxidanten, AOX (adsorbierbare organische gebundene Halogene) und Bakterienleuchthemmung:

Ferner sind in der bestehenden wasserrechtlichen Erlaubnis für das Abflutwasser der Kühltürme 4 und 5 Grenzwerte für den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), absetzbare Stoffe, Gesamtphosphor- und den Sulfatgehalt festgelegt.

Für das Abwasser aus der mechanisch-biologische Abwasserbehandlungsanlage sind in der Erlaubnis Beschränkungen des pH-Wertes sowie Grenzwerte für CSB und absetzbare Stoffe vorgesehen. Das Granulier- und Granulatförderwasser darf eine Temperatur von 33 °C nicht überschreiten und ist hinsichtlich der absetzbaren Stoffe und des CSB auf die Vorbelastung durch den Main beschränkt

Besondere Grenzwerte schreibt die wasserrechtliche Erlaubnis für die Abwassereinleitung aus der Behandlungsanlage der Rauchgasreinigungsanlagen und der Waschwässer der Gasvorwärmer der Blöcke 1-3 vor. Die Rauchgasreinigungsanlagen sind demnach so zu betreiben, dass am Ablauf eine Chloridkonzentration von 17 g/l erreicht wird. Neben einer Begrenzung des Abwasservolumenstromes sind die Konzentrationen folgender Parameter begrenzt und zu überwachen: Abfiltrierbare Stoffe, CSB, Fluorid, Sulfat, Gesamtstickstoff, Ammonium, Schwermetalle, Arsen und Dioxine/Furane.

Folgende Tabelle stellt technische Daten bestehender Blöcke (Status Quo) zusammen.

Tabelle 1.1-2 Ausgewählte technische Parameter der bestehenden Blöcke 1, 3 - 5

	Block 1	Block 3	Block 4	Block 5
Elektrische Nettoleistung	249 MW	293 MW	622 MW	510 MW
Feuerung	Steinkohle	Steinkohle (Mitverbrennung v. Tiermehl)	Erdgas/Heizöl EL	Steinkohle (Mitverbrennung v. Klärschlamm)
Max. abgeführte Wärme- menge an den Main	172 MW	202 MW	4,7 MW	1,3 MW
Kühlung	Mainwasser/ Ablaufkühlung über Kühlturm	Mainwasser/ Ablaufkühlung über Kühlturm (Kreislauf- betrieb möglich)	Kühlturm im Kreis- laufbetrieb	Kühlturm im Kreis- laufbetrieb
Kühlturmtyp	Ventilator	Ventilator	Naturzug	Naturzug
Rauchgasreinigung				
Entstickung	SCR (Selektive katal. Reduktion)	SCR (Selektive katal. Reduktion)	1. Primärmaßnah- men an den Kessel- befeuerungen	SCR (Selektive katal. Reduktion)
Entstaubung	Elektrofilter	Elektrofilter	-	Elektrofilter
Rauchgasentschwefelung (REA)				
System	Rauchgasentschwe- felungsanlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis	Rauchgasentschwe- felungsanlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis	-	Rauchgasentschwe- felungsanlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis

1.2 Fachliche und fachrechtliche Grundlagen

Fachrechtliche und fachliche Grundlagen für die Betrachtung des Schutzgutes Wasser/ Oberflächengewässer im Rahmen des Gewässerökologischen Gutachtens sind insbesondere die nachfolgend aufgeführten Richtlinien und Gesetze der Europäischen Union, des Bundes und des Landes:

- EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)
- Wasserhaushaltsgesetz (WHG)
- Hessisches Wassergesetz (HWG)
- Fischgewässerverordnung des Landes Hessen
- Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie)
- Hessen – Wärmelastplan Main 1973, Wärmelastplan Untermain 1991 (Entwurf)
- Hessisches Programm nach § 3 der Qualitätsverordnung und Art. 6 der Richtlinie 2006/11/EG zur Verminderung der Gewässerbelastung durch gefährliche Stoffe
- Grundlagen für die Beurteilung von Kühlwassereinleitungen in Gewässer (LAWA 1991, 3. verb. Auflage)

Fischgewässerverordnung des Landes Hessen vom 24 April 1997

Die Fischgewässerverordnung dient der Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.

Der **Wärmelastplan** ist im Zusammenhang mit den allgemeinen Bewirtschaftungsgrundsätzen des § 1a WHG zu sehen. Für die Festsetzung von Grenzwerten in den Wärmelastplänen sind u.a. die EU-Richtlinie 78/659/EWG und die auf dieser EU-RL erlassenen nationalen Fischgewässerqualitätsverordnungen der Länder maßgeblich.

Der Wärmelastplan Untermain (Entwurf 1991) wurde als Fortschreibung des Wärmelastplans von 1973 erstellt. Er bezieht sich auf die Mainstrecke von der bayerisch-hessischen Landesgrenze bei Stockstadt (km 66,0) bis zur Mündung in den Rhein (km 0,0).

Ziel des Planes ist es,

- die Auswirkungen der Wärmeeinleitungen auf den Untermain darzustellen
- die Grundlage für getroffene und zukünftige Festlegungen der Abwärme-Reglements zu schaffen
- die Vorbelastung und die Abstimmung der relevanten Wärmeeinleiter in einer Gesamtbetrachtung darzustellen.

Mit dem **Hessischen Programm nach § 3 der Qualitätsverordnung und Art. 6 der Richtlinie 2006/11/EG zur Verminderung der Gewässerbelastung durch gefährliche Stoffe** wird das bisherige Programm vom 29 August 2001 in der Fassung vom 17. August 2004 fortgeschrieben.

Ziel dieses erweiterten Programms ist es,

- eine Qualität der Oberflächengewässer zu erreichen, zu gewährleisten und zu überwachen, die mindestens den durch die Qualitätszielverordnung für gefährliche Stoffe der Liste II der Richtlinie 2006/11/EG festgesetzten Qualitätszielen entspricht,
- Das Programm dient in Teilen auch der Verminderung der Gewässerbelastung durch prioritäre Stoffe der WRRL. Einige der prioritären Stoffe der WRRL sind auch Stoffe der Liste II zur Richtlinie 2006/11/EG.

Da der Einsatz von Kühlwasser bei der Energiegewinnung in erster Linie zu einer Wärmebelastung der Gewässer führt, müssen Maßnahmen zur Begrenzung dieser Belastung in Abhängigkeit von der örtlichen Gewässersituation (z.B. Cypriniden-/Salmoniden-Gewässer) getroffen werden. Eine der Grundlagen für diese Betrachtung sind die von den in der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zusammenarbeitenden Wasserbehörden herausgegebenen **Grundlagen für die Beurteilung von Kühlwassereinleitungen in Gewässer**. (3. verb. Aufl., 1991)

Im Hinblick auf die Schutzgüter Tiere (insbesondere Fischfauna) und Pflanzen sowie auf naturschutzrechtlich besonders geschützte Gebiete und Arten und auf die fischereiliche Nutzung kommen bei den fachlichen Bewertungen, Prognosen und Feststellungen des gewässerökologischen Gutachtens die Vorgaben folgender Gesetze, Richtlinien und Verordnungen zur Anwendung:

- Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)
- Hessisches Naturschutzgesetz (HENatG)
- Hessisches Fischereigesetz (HFischG)
- Landesentwicklungsplan Hessen
- Regionalplan Südhessen
- Landesentwicklungsprogramm Bayern (LEP Bayern)
- Regionalplan der Region Bayerischer Untermain (RP1)
- Entwurf der 37. BImSchV

1.3 Untersuchungsgebiet und Vorgehensweise

1.3.1 Lage des Untersuchungsgebietes und Einstufung des Mains nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Das engere Untersuchungsgebiet für das vorliegende gewässerökologische Gutachten liegt im Regierungsbezirk Darmstadt und umfasst den Abschnitt des Mains zwischen den Staustufen Mühlheim und Krotzenburg (Fluss-km 53,05 - 63,73).

Das Untersuchungsgebiet ist Teil der naturräumlichen Einheit „Untermainebene“. Die ehemaligen für die Untermainebene typischen Biotope wie Au-, Sumpf- und Bruchwälder, Eichen-Hainbuchenwälder, Buchen-Eichenwälder, Eichen-Kiefernwälder aber auch Röhrichte, Seggenriede, Nass- und Feuchtwiesen sind bis auf wenige Bestände nicht mehr vorhanden.

Mit der Umsetzung der WRRL ist u.a. eine Einordnung der Oberflächengewässer in ökologische Typen verbunden. Der Main im Untersuchungsgebiet ist nach der WRRL dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägte Ströme“ zugeordnet. Im Zuge der Bestandsaufnahme zur Umsetzung der WRRL wurden die Gewässer in sog. „Wasserkörper“ (Bewirtschaftungseinheiten) gegliedert und eingeteilt. Der hessische Main-Abschnitt ist nur ein „Wasserkörper“.

Zentrales Ziel der WRRL ist der „gute Zustand“ der Gewässer. Der gute Zustand der Fließgewässer besteht aus dem „guten chemischen“ und dem „guten ökologischen“ Zustand. Alternativ gilt für Gewässer, die als „erheblich verändert“ eingestuft sind, das „gute ökologische Potenzial“ als Ziel (Artikel 2 WRRL). Nach den Ergebnissen der Bestandsaufnahme 2004 erfolgte die vorläufige Einstufung der Oberflächenwasserkörper gemäß Art. 4, Abs. 3 (BAG Main 2005) WRRL in drei Klassen:

- Einstufung als „künstlich“ oder „erheblich verändert“
- Einstufung als möglicher Kandidat für „erheblich verändert“
- Einstufung als „nicht erheblich verändert“

Der Oberflächenwasserkörper bzw. die Bewirtschaftungseinheit Main im Untersuchungs- und Bewertungsgebiet wurde nach diesem Schema als vorläufig erheblich veränderter Wasserkörper ausgewiesen. Für diese erheblich veränderten Wasserkörper gelten weniger strenge Umweltziele, sie müssen jedoch zumindest ein gutes „ökologisches Potenzial“ erreichen. (WRRL in Hessen – Internet)

1.3.2 Ermittlung der Umweltauswirkungen (Methodik, Bewertungskriterien)

Grundlage für die Bewertung der Umweltauswirkungen des Vorhabens ist der gewässerökologische sowie der floristische und faunistische Ist-Zustand des Untersuchungs- und Bewertungsgebietes. Der Ist-Zustand wurde entsprechend gängiger gewässerökologischer Untersuchungs- und Bewertungsstandards ermittelt und bewertet. Soweit das methodische Instrumentarium zum Untersuchungsbeginn bereits verbindlich eingeführt war, wurden Untersuchungs- bzw. Bewertungsstandards der WRRL verwendet.

Der Ist-Zustand hat sich unter den gegebenen flussmorphologischen, hydrologisch-hydraulischen, chemisch-physikalischen und sonstigen abiotischen Rahmenbedingungen inklusive aller Vorbelastungen und Defizite so eingestellt. Zu den Vorbelastungen, zählen u.a. auch die bisherige Wärmebelastung durch den bestehenden Kraftwerksbetrieb am Standort Staudinger.

Wesentliches Instrumentarium für die Auswirkungsprognose sind Modellbetrachtungen des zukünftig möglichen Kraftwerksbetriebes des geplanten Blocks 6 oder der GuD-Anlage in

Zusammenwirken mit dem Betrieb der bestehenden Kraftwerksblöcke 4 und 5 oder der Weiterbetrieb der Blöcke 1-5 (Nullvariante). Diese zukünftig möglichen Betriebsszenarien bzw. die daraus rechnerisch ermittelten täglichen Wärmeeinleitungen in den Main wurden modellhaft mit den täglichen (natürlichen) Temperatur- und Abflussmittelwerten des Mains für das Betrachtungsjahr 2003 bzw. 2007 gekoppelt. Hieraus ergibt sich für insgesamt 3 Modell-Betriebsvarianten ein realistisches Bewertungsszenario, welches sowohl eine exakte Beurteilung künftiger maximaler Aufwärmspannen, die potenziell erreichte Maximaltemperatur des Mainwassers sowie die Ausdehnung der Abwärmefahnen erlaubt. Die solchermaßen quantifizierte potenzielle Temperaturveränderung im Main durch den Betrieb des neuen und der weiterbetriebenen Kraftwerksblöcke wurde dann hinsichtlich ihrer potenziellen Auswirkungen auf die Gewässerökologie bzw. auf die aquatische Flora und Fauna bewertet. Bewertungskriterien waren dabei, soweit bekannt, insbesondere die autökologischen Ansprüche und Anpassungen der untersuchten Pflanzen- und Tiergruppen an die Temperaturverhältnisse. Weitere Bewertungsgrundlagen für die möglichen Auswirkungen des geplanten Vorhabens waren naturschutzfachliche Kriterien und Maßgaben (Rote Listen, Natürlichkeit von Lebensgemeinschaften).

1.4 Kurzbeschreibung des Vorhabens und dessen wesentlichen umweltrelevanten Wirkungsebenen im Bereich Gewässerökologie

1.4.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock 6

Das Vorhaben umfasst die Errichtung und den Betrieb eines neuen, steinkohlebefeuerten Kraftwerksblocks (Block 6) mit einer elektrischen Nettoleistung von 1.050 MW_{el}. Der vorhandene erdgasbefeuerte Spitzenlastblock 4 mit 622 MW_{el} und der vorhandene steinkohlebefeuerte Grundlastblock 5 mit 510 MW_{el} werden zukünftig weiterbetrieben.

Die Blöcke 4, 5 und 6 sind mit Naturzug-Nasskühltürmen ausgestattet. Diese Kühltürme kühlen das Kühlwasser im offenen Kreislauf überwiegend durch Verdunstung und in geringem Umfang konvektiv durch direkten Wärmeaustausch mit Umgebungsluft ab. Durch den Kreislaufbetrieb werden die in den Main einzuleitenden Kühlwassermengen weitgehend minimiert.

Die Abgase der Blöcke 5 und 6 werden in einer Abgasreinigungsanlage (DENOX, Elektrofilter, REA) behandelt, bevor sie oberhalb der Tropfenabscheider in die jeweiligen Kühltürme eingeleitet und zusammen mit dem Kühlturmschwaden in die Atmosphäre abgeleitet werden. Die Abgase des Blocks 4 und die der Hilfskessel werden über einen separaten Kamin ins Freie abgeführt.

Zur Versorgung des Blocks 6 mit Kühlturmsatzwasser aus dem Main wird ein neues Kühlwasserentnahmebauwerk errichtet. Das Bauwerk besteht wasserseitig aus zwei Entnahmestraßen mit Grob- und Feinrechen und mechanischen Reinigungsanlagen zur Entfernung von groben und feineren Schwebstoffen aus dem Wasser. Zusätzlich wird das Wasser mit einer Siebbandanlage (Multi-Disc-Anlage) vor der weiteren Nutzung gereinigt. Die Siebbandanlage ist mit Fischbechern ausgerüstet, um im Wasser befindliche Fische und Kleinlebewesen schonend in den Fluss zurückzuführen. Der Ablauf der Fischbecher erfolgt über eine Freispiegelleitung zurück in den Main vor dem Entnahmebauwerk.

Nachfolgend ist das Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock im Lageplan (Abbildung 1.4-1) dargestellt.

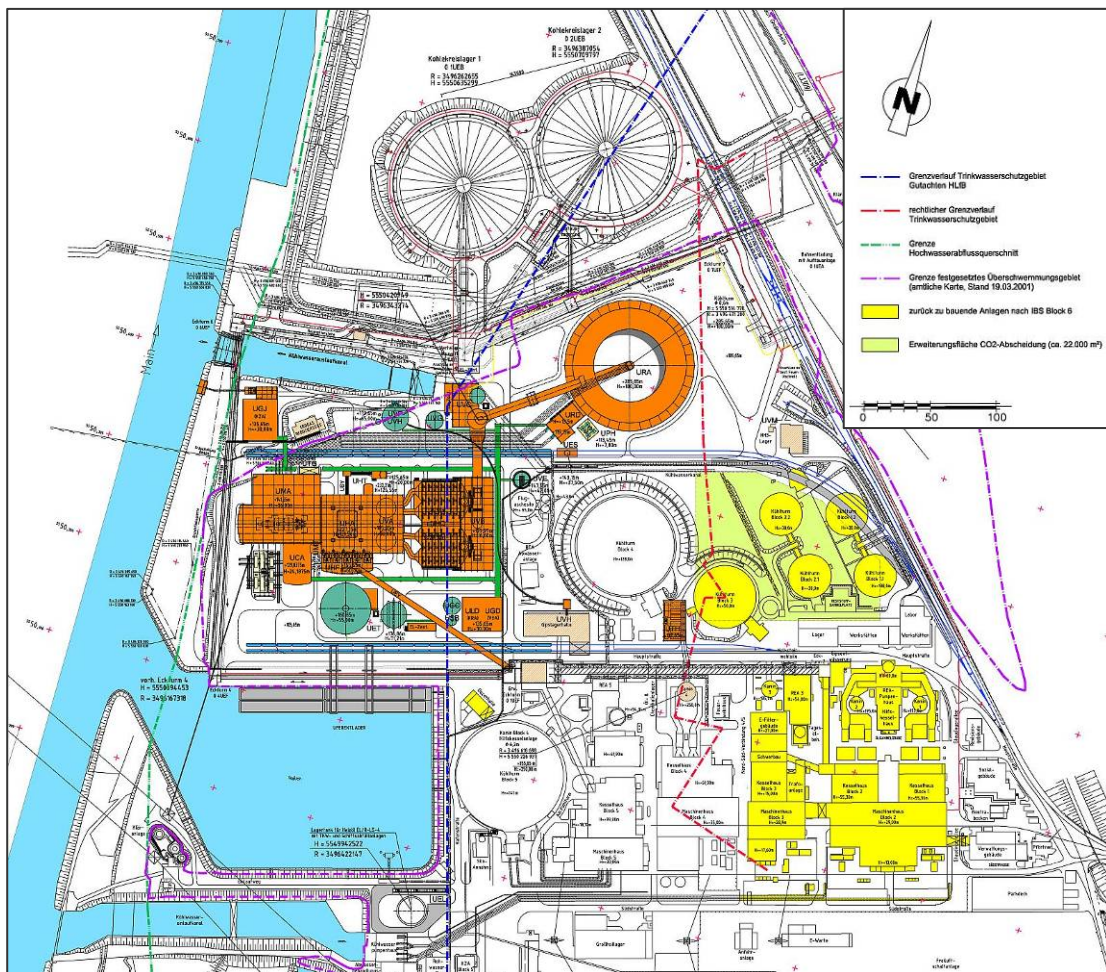


Abbildung 1.4-1 Lageplan Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Einige technische Daten zu den künftig weiterhin bzw. neu betriebenen Blöcken sind in Tabelle 1.4-1 dargestellt.

Tabelle 1.4-1 Ausgewählte technische Parameter der Blöcke 4 - 6

	Block 6 (geplant)	Block 4 (bestehend)	Block 5 (bestehend)
Elektrische Nettoleistung	1050 MW	622 MW	510 MW
Feuerung	Steinkohle	Erdgas/Heizöl EL	Steinkohle (Mitverbrennung v. Klärschlamm)
Max. abgeführte Wärmemenge an den Main	4,0 MW	4,7 MW	1,3 MW
Kühlung	Kühlturm im Kreislaufbetrieb	Kühlturm im Kreislaufbetrieb	Kühlturm im Kreislaufbetrieb
Kühlturmhöhe	180 m	128 m	141,5 m
Kühlturmtyp	Naturzug	Naturzug	Naturzug
Rauchgasreinigung			
Entstickung	SCR (Selektive katal. Reduktion)	Primärmaßnahmen an der Kesselbefeuerung	SCR (Selektive katal. Reduktion)
Entstaubung	Elektrofilter	-	Elektrofilter
Entschwefelung (REA)			
System	Rauchgasentschwefelungsanlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis	-	Rauchgasentschwefelungsanlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis

Für das Kraftwerk Staudinger in der Vorhabenvariante ist eine Trennentwässerung vorgesehen. Es werden entsprechend den Abwasserqualitäten und unterschiedlichen Herkunftsbereichen verschiedene Entwässerungsnetze erstellt. Für die wesentlichen Herkunftsbereiche werden nachfolgend die betrieblichen Abwässer benannt. Die jeweiligen Massenströme sind der Zusammenstellung „technische Inputdaten für das ROV GSt Block 6 (EKW-KWS/EEN/PIE/TGN)“ in der derzeit gültigen Fassung entnommen.

- REA-Abwasser
- Kühlturmaxflut
- Abwässer aus Vollentsalzung und Kondensatreinigung
- Abwasser aus Nassentaschung

1.4.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Als Alternative zu dem Vorhaben wird die Errichtung und der Betrieb eines neuen, aus zwei Blöcken bestehenden erdgasbefeuerten GuD-Kraftwerkes mit einer elektrischen Nettoleistung von $2 \times 525 \text{ MW}_{el}$ als Ersatz für die Blöcke 1 – 3 (MW_{el}) untersucht. Der vorhandene erdgasbefeuerte Spitzenlastblock 4 und der vorhandene steinkohlebefeuerte Grundlastblock 5₁ werden auch hier zukünftig weiterbetrieben.

Nachfolgend ist die Alternative GuD-Kraftwerk im Lageplan dargestellt.

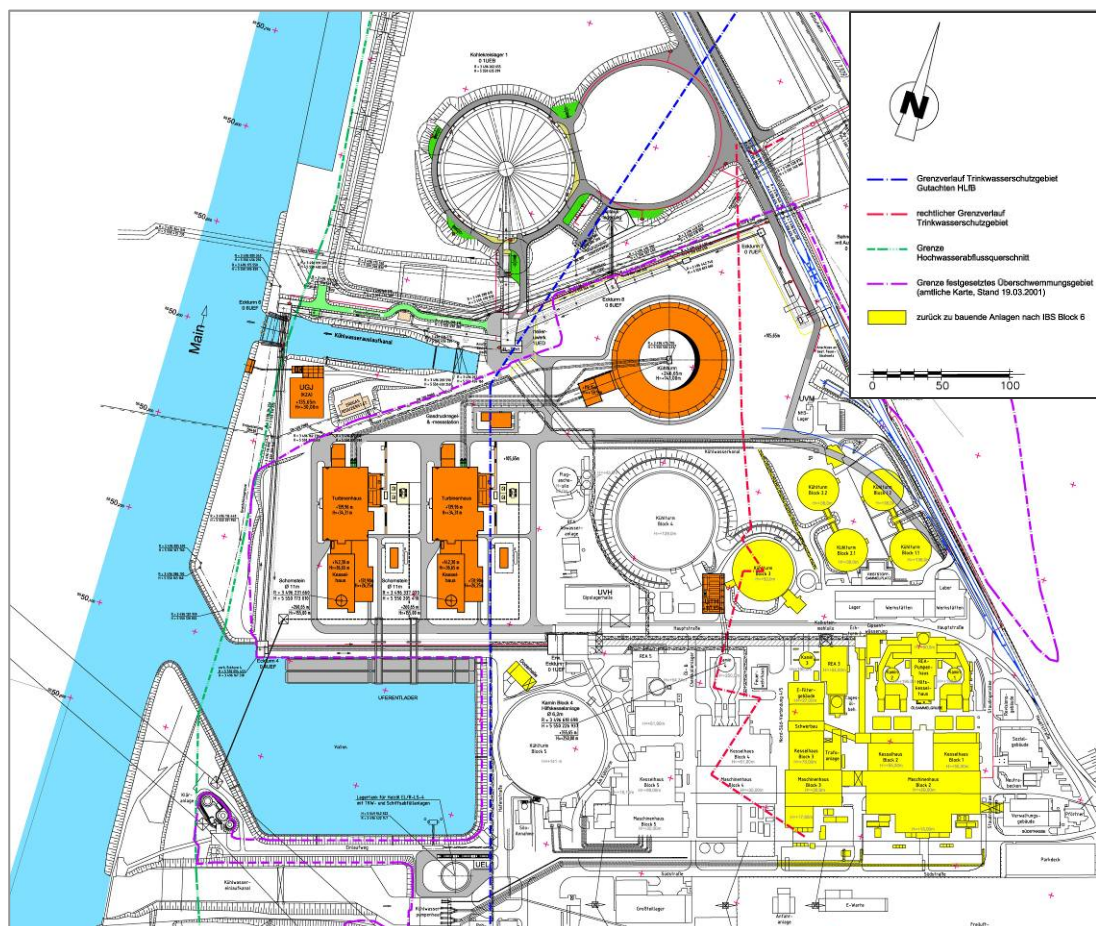


Abbildung 1.4-2 Lageplan Alternative GuD-Kraftwerk

Die Blöcke 4, 5 und das GuD-Kraftwerk sind jeweils mit Naturzug-Nasskühltürmen ausgestattet. Diese Kühltürme kühlen das Kühlwasser im offenen Kreislauf überwiegend durch Verdunstung und in geringem Umfang konvektiv durch direkten Wärmeaustausch mit Um-

gebungsluft ab. Durch den Kreislaufbetrieb werden die in den Main einzuleitenden Kühlwassermengen weitgehend minimiert.

Die Abgase des Blocke 4 und des GuD-Kraftwerkes und die der Hilfskessel werden über separate Kamine ins Freie abgeführt.

Zur Versorgung des GuD-Kraftwerkes mit Kühlturmzusatzwasser aus dem Main wird ein neues Kühlwasserentnahmebauwerk errichtet. Das Bauwerk besteht wasserseitig aus zwei Entnahmestraßen mit Grob- und Feinrechen und mechanischen Reinigungsanlagen zur Entfernung von groben und feineren Schwebstoffen aus dem Wasser. Zusätzlich wird das Wasser mit einer Siebbandanlage (Multi-Disc-Anlage) vor der weiteren Nutzung gereinigt. Die Siebbandanlage ist mit Fischbechern ausgerüstet, um im Wasser befindliche Fische und Kleinlebewesen schonend in den Fluss zurückzuführen. Der Ablauf der Fischbecher erfolgt über eine Freispiegelleitung zurück in den Main vor dem Entnahmebauwerk.

Einige technische Daten zu den künftig neu bzw. weiterhin betriebenen Blöcken sind in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 1.4-2 Ausgewählte technische Parameter der Blöcke 4 - 6

	Block 6 (GuD) (geplant)	Block 4 (bestehend)	Block 5 (bestehend)
Elektrische Nettoleistung	1050 MW	622 MW	510 MW
Feuerung	Erdgas	Erdgas/Heizöl	Steinkohle (Mitverbrennung v. Klärschlamm)
Max. abgeführte Wärmemenge an den Main	1,9 MW	4,7 MW	1,3 MW
Kühlung	Kühlturm im Kreislaufbetrieb	Kühlturm im Kreislaufbetrieb	Kühlturm im Kreislaufbetrieb
Kühlturmhöhe	180 m	128 m	141,5 m
Kühlturmtyp	Naturzug	Naturzug	Naturzug
Rauchgasreinigung			
Entstickung	Primärmaßnahmen an den Feuerungen	Primärmaßnahmen an der Kesselbefeuerung	SCR (Selektive katal. Reduktion)
Entstaubung		-	Elektrofilter
Entschwefelung			
System		-	Rauchgasentschwefelungsanlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis

Für das Kraftwerk Staudinger mit dem GuD-Kraftwerk ist eine Trennentwässerung vorgesehen. Es werden entsprechend den Abwasserqualitäten und unterschiedlichen Herkunftsbereichen verschiedene Entwässerungsnetze erstellt. Für die wesentlichen Herkunftsbereiche werden nachfolgend die betrieblichen Abwässer benannt. Die jeweiligen Massenströme sind der Zusammenstellung „technische Inputdaten für das ROV GSt Block 6 (EKW-KWS/EEN/PIE/TGN)“ in der derzeit gültigen Fassung entnommen.

- REA-Abwasser (nur Block 5)
- Kühlturmaxabflut
- Abwässer aus VEA und KRA
- Verwerfkondensate werden in den Prozess zurückgeführt und nicht in die Entwässerungsnetze eingeleitet.
- Abwasser aus Nassentaschung (nur Block 5)
- Abwasser aus der Kühlwassereinigung wird in den Prozess zurückgeführt, daher fallen hier keine Abwässer an, die in die Entwässerungsnetze eingeleitet werden.

1.4.3 Nullvariante - Technische Grundlagen zur Nullvariante

Das vorhandene Kraftwerk Staudinger besteht aus 5 Blöcken. Diese 5 Blöcke sollen in der Nullvariante bis weit über das Jahr 2012 hinaus betrieben werden. Das Kraftwerk wird bei der Nullvariante ganzjährig im Grund- (Blöcke 1 - 3 und 5) bzw. Spitzenlastbereich (Block 4) betrieben, um eine vergleichbare Strommenge wie im Vorhaben zu erzeugen.

Folgende Randbedingungen gelten in der Nullvariante:

- Erhöhung der Auslastung der steinkohlebefeuerten Blöcke 1, 2, 3 und 5 auf 7.000 VBh, der erdgasbetriebene Block 4 wird weiter als Spitzenlastblock mit 1.000 VBh eingeplant
- max. 300 MW Fernwärmeauskopplung durch Block 5, 50 MW durch Block 1
- Die REA-Abwasseraufbereitung (RAA), Hilfskesselanlage, Energieableitung, Rückkühlanlage, Nebenanlagen werden gegenüber dem Status quo nicht geändert
- **Die Rückkühlanlagen bleiben gegenüber dem Status Quo unverändert**
- Einleitbedingungen gegenüber dem Status quo unverändert, Abwassereinleitmenge in den Main deutlich erhöht.

Nachfolgend ist die Alternative „Nullvariante“ im Lageplan dargestellt.

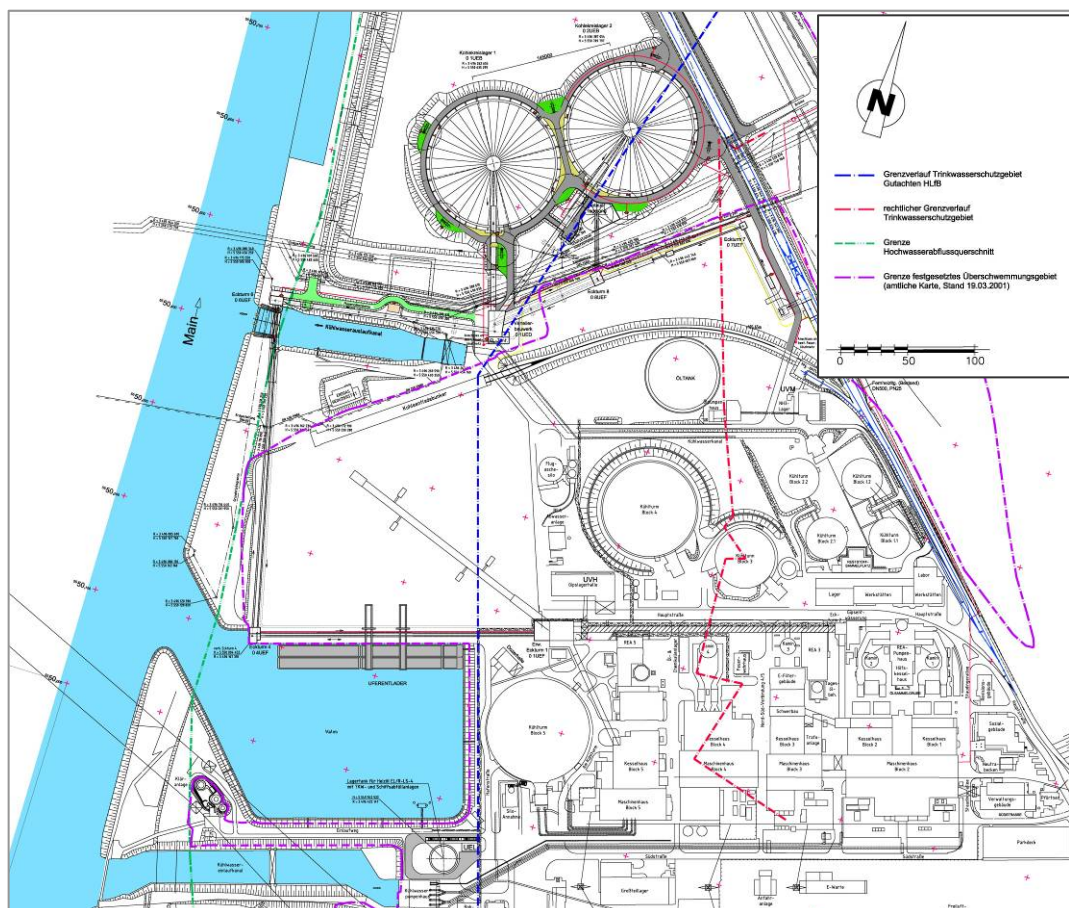


Abbildung 1.4-3 Lageplan Nullvariante

Folgende Tabelle fasst technische Daten zu den in dieser Alternative betriebenen Blöcken zusammen.

Tabelle 1.4-3 Ausgewählte technische Parameter der Blöcke 1 - 5

	Block 1 (bestehend)	Block 2 (bestehend)	Block 3 (bestehend)	Block 4 (bestehend)	Block 5 (bestehend)
Elektrische Nettleistung	249 MW	249 MW	293 MW	622 MW	510 MW
Feuerung	Steinkohle	Steinkohle	Steinkohle	Erdgas/Heizöl	Steinkohle (Klärschlamm)
Max. abgeführte Wärme- menge an den Main	250 MW	250 MW	32 MW	4,7 MW	1,3 MW
Kühlung	Kühlturm, Mainwasser/ Ablaufkühlung	Kühlturm, Mainwasser/ Ablaufkühlung	Kühlturm, Mainwasser/ Ablaufkühlung	Kühlturm	Kühlturm
Kühlturmhöhe	2 x 38	2 x 38	50 m	128 m	141,5 m
Kühlturmtyp	Ventilator	Ventilator	Ventilator	Naturzug	Naturzug
Rauchgasreinigung					
Entstickung	SCR (Selektive katal. Reduk- tion	SCR (Selektive katal. Reduk- tion	SCR (Selektive katal. Reduk- tion	Primärmaß- nahmen an der Kesselbefee- rung	SCR (Selektive katal. Re- duktion
Entstaubung	Elektrofilter	Elektrofilter	Elektrofilter	-	Elektrofilter
Entschwefelung					
System	Rauchgasent- schwefelungs- anlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis	Rauchgasent- schwefelungs- anlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis	Rauchgasent- schwefelungs- anlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis	-	Rauchgasent- schwefelungs- anlage (REA): Wäsche auf Kalkbasis

Für das Kraftwerk Staudinger ist in der Nullvariante eine Trennentwässerung vorhanden. Es sind entsprechend den Abwasserqualitäten und unterschiedlichen Herkunftsbereichen verschiedene Entwässerungsnetze vorhanden. Für die wesentlichen Herkunftsbereiche werden nachfolgend die betrieblichen Abwässer benannt. Die jeweiligen Massenströme sind der Zusammenstellung „technische Inputdaten für das ROV GSt Block 6 (EKW-KWS/EEN/PIE/TGN)“ in der derzeit gültigen Fassung entnommen.

- REA-Abwasser
- Kühlturmabflut
- Abwässer aus VEA und KRA
- Verwerfkondensate werden in den Prozess zurückgeführt und nicht in die Entwässerungsnetze eingeleitet.
- Abwasser aus Nassentaschung
- Abwasser aus der Kühlwassereinigung wird in den Prozess zurückgeführt, daher fallen hier keine Abwässer an, die in die Entwässerungsnetze eingeleitet werden.

1.4.4 Grundlegende Wirkungsebenen und -pfade des Vorhabens im Bereich Gewässerökologie

1.4.4.1 Betriebsbedingte Auswirkungen über den Wasserpfad

1.4.4.1.1 Wasserversorgung

Durch die Entnahme von Wasser aus Fließgewässern werden die darin enthaltenen Organismen mit in die Entnahmebauwerke und dort in die Rechen und Siebanlagen verfrachtet. Hiervon betroffen ist naturgemäß auch die sog. organismische Drift, zu der alle passiv im

Flusswasser verfrachteten Lebensformen wie Plankton und Samen aber auch Fischlarven sowie Fischbrut und Jung- bzw. Kleinfische zählen.

In der nachfolgenden Tabelle sind die für den Status quo, das Vorhaben und die beiden Alternativen benötigten Kühlwassermengen gegenübergestellt

Tabelle 1.4-4 Benötigte Wassermengen

Benutzungsart	Status Quo	Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock	Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk	Alternative Nullvariante
Kühlwasserentnahme Block 1 (Ablaufbetrieb)	35.750 m ³ /h	-	-	35.750 m ³ /h
Kühlwasserentnahme Block 2 (Ablaufbetrieb)	0	-	-	39.350 m ³ /h
Kühlwasserentnahme Block 3 (Kreislaufbetrieb)	40.000 m ³ /h	-	-	3.300 m ³ /h
Kühlwasserentnahme Block 4 (Kreislaufbetrieb)	1.698 m ³ /h	1.698 m ³ /h	1.698 m ³ /h	1.698 m ³ /h
Kühlwasserentnahme Block 5 (Kreislaufbetrieb)	902 m ³ /h	902 m ³ /h	902 m ³ /h	902 m ³ /h
Kühlwasserentnahme Block 6/GuD (Kreislaufbetrieb)	-	2.000 m ³ /h	932 m ³ /h	-
gesamt	78.350 m ³ /h	4.600 m ³ /h	3.532 m ³ /h	81.000 m ³ /h
Jahressumme	31.7562.572 m ³ /a	21.200.200 m ³ /a	13.742.200 m ³ /a	556.812.000 m ³ /a

Hauptwasserverbraucher sind die Rückkühlanlagen. Für die Vorhaben- und GuD-Variante ergeben sich deutlich geringere Kühlwasserentnahmemengen als im Status Quo, da einerseits die Blöcke 1 – 3 nicht mehr betrieben und die Kühltürme der Neubauvarianten im Kreislauf betrieben werden. Für die Nullvariante wird die Kühlwasserentnahme gegenüber dem Status Quo ansteigen, da zusätzlich der Block 2 betrieben wird und die Vollastbenutzungsstunden heraufgesetzt werden.

Weitere wichtige Wasserverbraucher sind die Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) und die Vollentsalzungsanlage.

1.4.4.1.2 Kühlwassereinleitung

Umweltauswirkungen auf den Main und seinen Lebensgemeinschaften gehen von der Wärmeemission über die Kühlwassereinleitung in den Main aus. Dadurch erhöht sich die Wassertemperatur des Mains in Abhängigkeit von

- der emittierten Wärmemenge,
- der Abflussmenge des Mains,
- den Einschichtungs- und Einmischungsbedingungen.

Die Wassererwärmung hat Auswirkungen sowohl auf der abiotischen Ebene als auch auf den Stoffwechsel und Stoffhaushalt des Gewässers und auf seine pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften.

Im abiotischen Bereich beeinflusst die Wassertemperatur bzw. deren Erhöhung beispielsweise den Sauerstoffgehalt des Wassers. Warmes Wasser kann weniger Sauerstoff aufnehmen bis es mit diesem Gas gesättigt ist als kaltes. Gleichmaßen werden chemische Reaktionen z. B. Säure-Basen-Gleichgewichte von der Temperatur beeinflusst. Von ökologischer Relevanz in diesem Zusammenhang kann dabei eine Verschiebung des temperaturabhängige Reaktionsgleichgewichts sein, welches zwischen dem Wasser-/Abwasserinhaltsstoff Ammonium (NH₄⁺) und dem nicht-ionisierten freien Ammoniak (NH₃) besteht, der eine für Wassertiere toxische Verbindung ist.

Auch auf der biotischen Ebene gehen die ökologischen Auswirkungen einer künstlichen Temperaturerhöhung im Wesentlichen darauf zurück, dass chemische und biochemische Reaktionen bei Temperaturerhöhung beschleunigt werden. Dies gilt innerhalb gewisser physiologischer Grenzen naturgemäß auch für alle pflanzlichen und tierischen Stoffwechselfvorgänge letztlich für die biologische Produktion und das Wachstum. Die Temperatur ist somit ein Schlüsselfaktor für das gesamte Ökosystem auch im aquatischen Bereich.

Die aquatischen Lebensgemeinschaften sind daher 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 hoch ist die Anpassung an das Temperaturregime naturgemäß bei solchen Organismengruppen, die im Gegensatz zu Warmblütern, über keine körpereigene Temperaturregulation verfügen, sondern deren Stoffwechselfvorgänge von der Umgebungstemperatur bestimmt werden (wechselwarme Organismen). Hierzu zählen sowohl Algen und Bakterien als auch die wirbellosen Kleintiere (Makrozoobenthos) und die Fische. Entsprechend hoch ist die Empfindlichkeit solcher Organismengruppen gegenüber einer Veränderung des natürlichen Temperaturregimes insbesondere gegenüber länger anhaltenden Erhöhungen der Wassertemperatur.

Der Wirkungsfaktor "Temperaturerhöhung" ist aus ökologischer Sicht auch deshalb von Bedeutung, da nicht nur das unmittelbare Umfeld der Kühlwassereinleitung sondern, nach vollständiger Einmischung des erwärmten Wassers, Flussstrecken flussabwärts davon betroffen sind.

Für die Vorhaben- und GuD-Variante ergeben sich ggf. auch ungleich geringere Kühlwassereinleitmengen als im Status quo. Für die Nullvariante wird die Kühlwassereinleitmenge gegenüber dem Status Quo ansteigen.

Tabelle 1.4-5 Kühlwassereinleitmengen und Abwärmemengen

Benutzung	Status quo	Kreislaufbetrieb (EZ=4) Steinkohle	Kreislaufbetrieb (EZ=4) GuD-Anlage	Nullvariante
Kühlturmabflut	76.545 m³/h	1.295 m³/h	1.015 m³/h	78.679 m³/h
Abwärme an das Wasser	380 MW	10 MW	7,9 MW	538 MW
Einleittemperatur	max. 33°C	max. 33°C	max. 33°C	max. 33°C
Verdunstungsverlust	1.840 m³/h	3.340 m³/h	2532 m³/h	2.632 m³/h

1.4.4.1.3 Abwasseranfall, -behandlung und -einleitung

Entsprechend den Abwasserqualitäten und unterschiedlichen Herkunftsbereichen werden folgende Abwässer unterschieden.

- **Schmutzwasser**
wie häusliche Abwässer, Spritzwässer aus Bodenabläufen der Gebäude, ggf. Niederschlagswässer von stark verschmutzten Straßenflächen werden der Schmutzwasserkanalisation zugeführt. Das Sanitärabwasser wird in der vorhandenen betriebseigenen mechanisch- biologischen Abwasserbehandlungsanlage behandelt.
- **Regenerate**
aus der Kesselspeisewasseraufbereitung (VEA) und Kondensatreinigung (KRA) werden neutralisiert und in den Main abgeleitet.
- **REA-Abwasser**
Abwasser aus der Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) wird in der Rauchgasentschwefelungs-Abwasser-Aufbereitungsanlage (RAA) aufbereitet. Nach der Aufbereitung wird das Abwasser in den Main geleitet.

- **Niederschlagswasser**

Niederschlagswässer von Dachflächen und Straßen werden über ein Regenwasserkanalnetz in den Main abgeleitet oder in den Retentionsraum des neuen Kohlelagers versickert.

- **Kühlturmabflut**

Die wesentlichen umweltrelevanten Abwasserinhaltsstoffe der mit den Kühlwässern in den Main abgeleiteten Abwässer sind Stickstoffverbindungen insbesondere Ammonium/Ammoniak und Phosphate. Stickstoff- und Phosphorverbindungen sind in Gewässern insbesondere wegen ihrer Wirkung als Pflanzennährstoffe zu beachten, welche die Trophie (Intensität der pflanzlichen Primärproduktion) und damit den Gesamtstoffhaushalt des Flusses beeinflussen können. Dem Ammoniak kommt darüber hinaus Bedeutung wegen seiner toxischen Wirkung auf Wassertiere, insbesondere auf Fische zu. Kühlturmabflutwasser ohne relevante chemische Zusätze wird ohne weitere Behandlung in den Main eingeleitet. Für den Fall einer Mikrobizidbehandlung wird die Abflutung des Kühlwassers für ca. 20 h unterbrochen bis die Biozidkonzentration toxisch nicht mehr wirksam ist.

2 Ermittlung des Ist-Zustandes (einschließlich Vorbelastungen)

2.1 Hydrologie und Hydromorphologie

2.1.1 Hydrologie / Wasserhaushalt

Das KW Staudinger liegt am rechten Ufer des unteren Mains etwa in Höhe Main-km 62 nord-westlich von Großkrotzenburg im Rückstaubereich der Main-Staustufe Mühlheim (Main-km 53,05). Wenige Flusskilometer unterhalb des Kraftwerks mündet rechtsseitig, nördlich von Hanau, die aus dem Fall- und Krebsbach gespeiste Kinzig bei Main-km 55,5 in den Main.

Der Main ist hinsichtlich seiner Wasserführung einer der mittelgroßen Flüsse Deutschlands mit etwa einem Siebtel der Abflussmenge des Rheins auf Höhe der Einmündung in den Rhein bei Mainz. Sein mittlerer Abfluss beträgt am Pegel Raunheim (Main-km 12,2) im Jahresdurchschnitt $225 \text{ m}^3/\text{s}$ (Jahresreihe 1986/1995; Quelle: WSA Aschaffenburg), am Pegel Frankfurt/Osthafen (Main-km 37,6) im Jahresdurchschnitt $192 \text{ m}^3/\text{s}$ (Sommerhalbjahr $127 \text{ m}^3/\text{s}$, Winterhalbjahr $259 \text{ m}^3/\text{s}$; Quelle: Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 2001, Jahresreihe 1966/2001) und auf Höhe des Kraftwerks Staudinger noch ca. $175 \text{ m}^3/\text{s}$ (MQ: Pegel Krotzenburg, Main-km 63,23; Quelle: WSA Aschaffenburg). Das MQ wurde am Pegel Frankfurt/Osthafen im Mittel an 187 Tagen unterschritten.

Der Main ist durch starke Abflussschwankungen charakterisiert: Das Verhältnis von mittlerem Niedrig- zu mittlerem Hochwasserabfluss beträgt etwa 1:16 bis 1:20. Den Main kennzeichnen von Schneeschmelze und Regen verursachte Winterhochwässer (2/3 der Abflussmenge) und niedrige sommerliche Abflussmengen, ca. 1/3 des Jahresabflusses (WWA Aschaffenburg 2005, Bestandserfassung BAG Main).

Der mittlere Jahres-Niedrigwasserabfluss (MNQ) beträgt am Pegel Raunheim ca. $68 \text{ m}^3/\text{s}$ (Jahresreihe 1986/1995), am Pegel Frankfurt/Osthafen ca. $62 \text{ m}^3/\text{s}$ (Sommerhalbjahr ca. $65 \text{ m}^3/\text{s}$, Winterhalbjahr ca. $86 \text{ m}^3/\text{s}$; Jahresreihe 1966/2001) und am Pegel Krotzenburg, kurz oberhalb des Kraftwerkes Staudinger, noch ca. $52 \text{ m}^3/\text{s}$ (Quelle: WSA ASCHAFFENBURG). Das MNQ wurde am Pegel Frankfurt/Osthafen im Mittel an 17 Tagen unterschritten.

Noch deutlicher werden die starken Abflussschwankungen, wenn man die Niedrigstabflüsse (NQ) in den letzten Jahrzehnten betrachtet. Das Jahres-NQ am Main-Pegel Raunheim wird mit $35,7 \text{ m}^3/\text{s}$ angegeben (Sommerhalbjahr $35,7 \text{ m}^3/\text{s}$, Winterhalbjahr $50,5 \text{ m}^3/\text{s}$; Jahresreihe 1986/1995). Für den Main-Pegel Frankfurt/Osthafen wird ein Jahres-NQ von nur $9,0 \text{ m}^3/\text{s}$ (gemessen am 29.06.1976) für die Jahresreihe 1966/2001 angegeben (Sommerhalbjahr $9,0 \text{ m}^3/\text{s}$, Winterhalbjahr $37,0 \text{ m}^3/\text{s}$; Quelle: Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 2001). Dabei ist zu berücksichtigen, dass der untere Main nahezu durchgehend staugeregelt ist und ganz besonders die Niedrigwasserverhältnisse durch die Stauerrichtungen und die Schleusungen für die Großschifffahrt beeinflusst werden (s.u.).

Bei Niedrigwasser im Main erfolgt eine Aufhöhung um max. $15 \text{ m}^3/\text{s}$ aus der Donau (COOPERATIVE INFRASTRUKTUR + UMWELT, 1991).

Der untere Main ist staugeregelt und als Bundeswasserstraße ausgebaut.

Das KW Staudinger liegt zwischen den Staustufen Krotzenburg (km 63,73) und Mühlheim (km 53,05) im von der Stufe Mühlheim noch beeinflussten Bereich. Für die Stauziele (Hydrostatischer Stau) der Staustufen sind Mindesthöhen festgelegt, bei Mühlheim $98,97 \text{ m}$ ü. NN, die ganzjährig nicht unterschritten werden dürfen, da sonst die Großschifffahrt auf der Bundeswasserstrasse gefährdet würde. Allerdings existieren, vom Main-Abfluss und der

Lage der Staustufe abhängige, Stauzieltoleranzen von 0 - 30 cm nach oben, die im Wesentlichen zur Bereitstellung von Schleusungswasser für die Schifffahrt während Zeiten mit geringen Main-Abflüssen erforderlich sind. Für einen Schleusungsvorgang werden innerhalb von 30 - 60 Minuten zwischen 10.000 und 15.000 m³ Mainwasser benötigt, was bei Niedrigwasserabflüssen zu, an den Pegeln beobachtbaren, kurzfristigen Wasserstandsschwankungen im Main führt. Durch die variablen Stauhöhen werden, v.a. bei geringen Main-Abflüssen, die Relationen zwischen Wasserstand und Main-Abfluss an den Pegeln ungünstig, da ein Pegelan- oder -abstieg nicht mehr ausschließlich abflussbedingt ist, sondern auch durch das Absenken bzw. Anheben des Staus verursacht wird.

Auf Höhe des Wehres der Staustufe Mühlheim befindet sich rechtsufrig das Laufwasserkraftwerk Kesselstadt. Bei Main-Abflüssen unter NQ wird der überwiegende bis gesamte Main-Abfluss durch die Kraftwerksturbinen abfließen und spätestens im Tosbecken des Kraftwerkauslaufes vollständig durchmischt.

In der folgenden Tabelle ist eine Übersicht zu den verfügbaren Pegeln und maßgeblichen Bauwerken am Main im Umfeld des Kraftwerkes Staudinger gegeben.

Tabelle 2.1-1 Pegel und Bauwerke am Main

Main-km	Fluss / Bauwerk	Pegelname	Datenverfügbarkeit	Bemerkungen
121,72	Main	Kleinheubach (Main-Pegel)	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch	MQ 143 m ³ /s MNQ 43,6 m ³ /s NQ 11,8 m ³ /s (Jahresr. 1966-2001.)
83,15 re	Aschaff-Mündung	Goldbach (Aschaff-km 8,4)	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch	MQ 1,37 m ³ /s MNQ 0,4 m ³ /s (Jahresr. 1958-2003)
77,1 li	Gersprenz-Mündung	Harreshausen (Gersprenz-km 10,2)	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch	MQ 3,2 m ³ /s MNQ 0,9 m ³ /s (Jahresr. 1956-2001.)
76,40	Main	Mainflingen (Main-Pegel)	WSA Aschaffenburg	Referenzpegel für derzeitigen Genehmigungsbescheid KW Staudinger
66,76 re	Kahl-Mündung	Alzenau (Kahl-km 6,6)	WWA Aschaffenburg	MQ 1,58 m ³ /s MNQ 0,46 m ³ /s (Jahresr. 1993...-2002)
66,75	Main	Kahl a. Main	WWA Aschaffenburg	Gewässergütemessstelle
63,73	Stufe/Schleuse Krotzenburg		WSA Aschaffenburg	
63,23	Main	Krotzenburg (Main-Pegel)	WSA Aschaffenburg	MQ ca. 175 m ³ /s MNQ ca. 52 m ³ /s (1986-1995)
62,20	KW Staudinger Entnahmehauwerk (bestehend)		E.ON Kraftwerke GmbH	Entnahme max. 93.600 m ³ /h
61,60	KW Staudinger Einleitbauwerk (bestehend)		E.ON Kraftwerke GmbH	Einleitung max. 89.100 m ³ /h
55,5 re	Kinzig-Mündung	Hanau (Kinzig-km 5,0)	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch	MQ 10,0 m ³ /s MNQ 2,35 m ³ /s (1957-2001)
53,05	Stufe/Schleuse Mühlheim und Kraftwerk Kesselstadt			mit Kraftwerk; Schluckvermögen 37 m ³ /s
38,44	Staustufe, und Schleuse Offenbach, Kraftwerk			mit Kraftwerk; Schluckvermögen 37 m ³ /s
37,6	Main	Frankfurt/Osthafen	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch	MQ 192,0 m ³ /s MNQ 61,6 m ³ /s (1966-2001)
	Main	Frankfurt/Nied	HLUG Wiesbaden	Gewässergütemessstelle
12,2	Main	Raunheim	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch	Wassertemperaturmessstelle
4,0	Main	Bischofsheim	HLUG Wiesbaden	Gewässergütemessstelle

Tabelle 2.1-2 zeigt langjährig ermittelte Abflusshauptwerte und Wassertemperaturen an verschiedenen Stellen des Mains zwischen Hanau und Kleinheubach.

Tabelle 2.1-2 Abflusshauptwerte (Q) in m³/s, Wassertemperatur (Tw) des Mains in °C

Hauptwerte	Q Main / Kleinheubach	Q Kinzig / Hanau	Q Main / Frankfurt-Osthafen	Tw Main	Tw Main / Kleinheubach	Tw Main / Raunheim
Fluss-Km	121,7	5,0	37,6		121,7	12,2
Jahresreihe	1959 - 2001	1957 - 2003	1966 - 2001		1981 - 2001	1996 - 2001
NQ	11	1	9	NT	0,1	0,1
MNQ	48	2	62	MNT	0,9	1,5
MQ	161	10	192	MT	11,7	13,2
MHQ	820	72	952	MHT	23,5	24,7
HQ	1800	160	2010	HT	26,1 (am 5.08.1994)	25,4 (am 12.08.1998)

In Abbildung 2.1-1 sind mittlere Jahressganglinien der Abflüsse ausgewählter Pegel und der Wassertemperatur am Pegel Main / Kleinheubach dargestellt. Zusätzlich wurden zur Orientierung synthetische Jahresreihen der Abflüsse am Standort KW Staudinger (proportional aus Teileinzugsgebiet ermittelt) eingetragen.

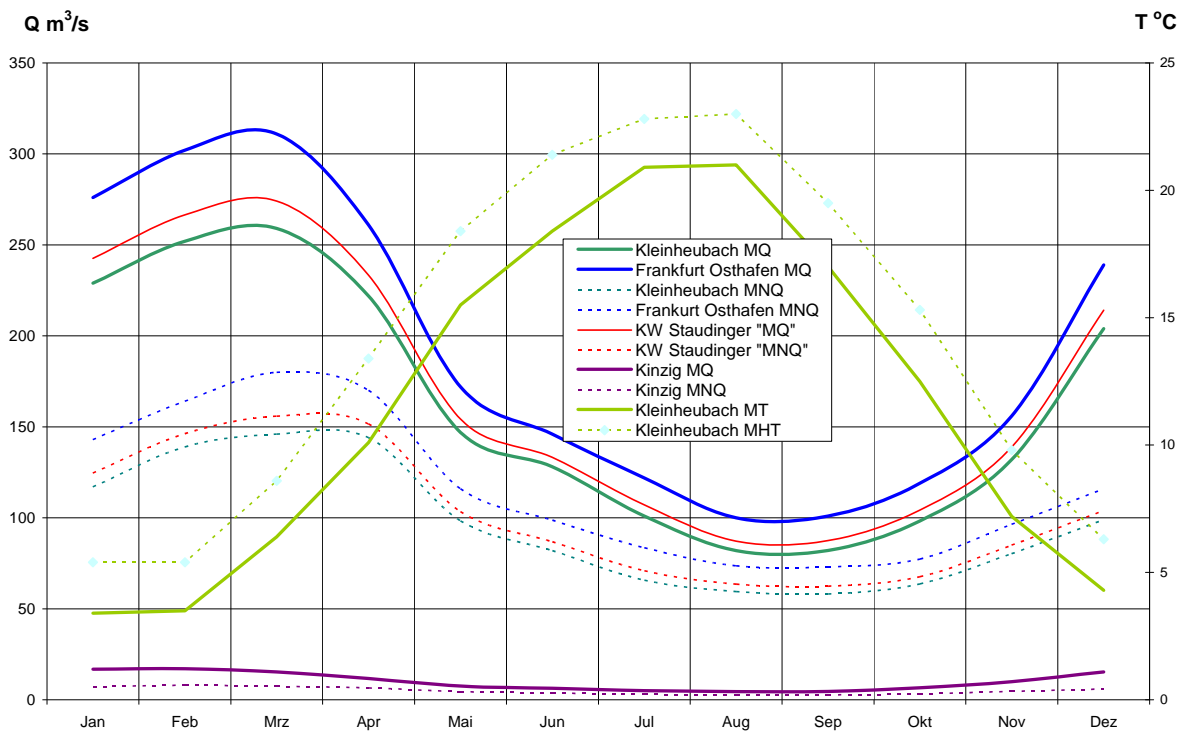


Abbildung 2.1-1 Mittlerer Jahressgang der Abflüsse (Q) und Maintemperatur (MT) im Main (Kleinheubach: Q JR 1959-2001, Tw JR 1981-2001; Frankfurt Osthafen: Q JR 1966-2001)

Die geringsten Abflüsse treten statistisch gesehen in den Monaten August und September auf. Die höchsten Temperaturen sind in den Monaten Juli und August zu erwarten.

Die folgende Abbildung 2.1-2 zeigt die Abfluss- und Temperaturverhältnisse im Sommer 2007 am Pegel Krotzenburg im Vergleich zu langjährigren Monatsmittelwerten.

Erkennbar ist, dass ab Mitte Juni 2007 vergleichsweise hohe Abflüsse, im Mai 2007 vergleichsweise hohe Temperaturen herrschten.

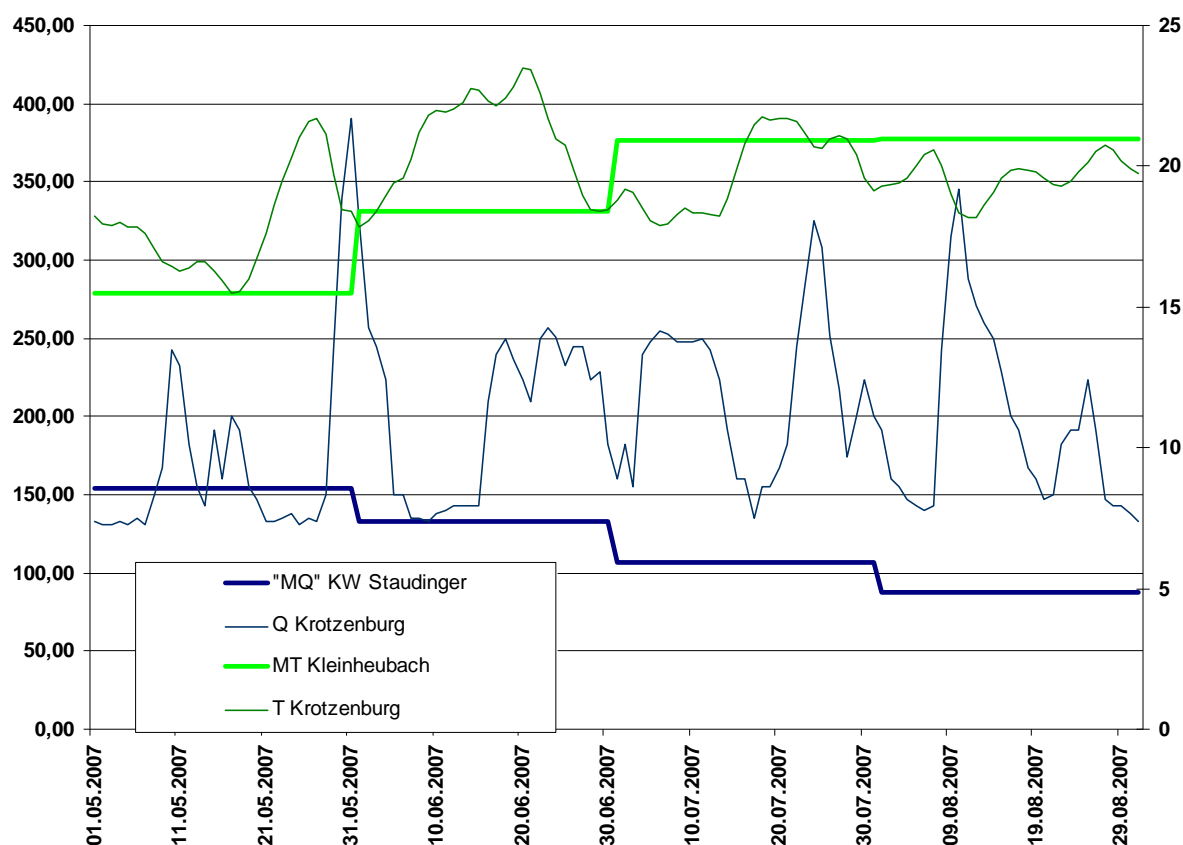


Abbildung 2.1-2 Mittlerer Jahresgang der Abflüsse (Q) und Wassertemperatur (Tw) im Main
(Kleinheubach: Q JR 1959-2001, Tw JR 1981-2001; Frankfurt Osthafen: Q JR 1966-2001)

In der folgenden Tabelle 2.1-3 sind in einem 1D-Modell der Bundesanstalt für Gewässerkunde berechnete mittlere Fließgeschwindigkeiten des Mains bei Abflüssen bis Mittelwasser im Bereich der Kühlwasserentnahme KW Staudinger (Main-km 62,2) angegeben (Quelle: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (BfG), Ref. M1, Herr Busch).

Tabelle 2.1-3 Berechnete mittlere Fließgeschwindigkeiten des Mains am KW Staudinger (Main-km 62,2)

Main-Abfluss in m ³ /s	41	52 (ca. MNQ)	82	125	174 (ca. MQ)
Fließgeschwindigkeit in m/s	0,12	0,15	0,23	0,34	0,46

Die Modellrechnungen mit dem 3D-Strömungsmodell (s. Kapitel 2.2.2.3) ergaben für etwas geringere als mittlere Abflussverhältnisse (im Mittel 124 m³/s) im April 2003 mittlere Geschwindigkeiten an der Gewässeroberfläche von 0,31 m/s, in Sohlhöhe von 0,21 m/s. Diese Werte stimmen gut mit den in der obigen Tabelle genannten Werten (aus 1-dimensionalen Berechnungen) der BfG überein.

Signifikante Unterschiede in den Fließgeschwindigkeiten ober- und unterhalb des Kraftwerks sind nicht feststellbar.

2.1.2 Hydromorphologie, Gewässerstruktur / WRRL

2.1.2.1 Hydromorphologie, Gewässerstruktur im Ist-Zustand

In INSTITUT FÜR GEWÄSSERFORSCHUNG UND GEWÄSSERSCHUTZ DER UNI KASSEL (2003) zur Überprüfung der Ausweisung des staugeregelten Mains als verändertes Gewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie erfolgte u.a. eine Bewertung der Gewässerstruktur. Für den hier maßgeblichen hessischen Main wurden im Rahmen einer Vor-Ort-Untersuchung

nach LAWA (2000) Untersuchungseinheiten à 100 m betrachtet. 99 % der Gewässerstrecke ist hier sehr stark bis vollständig verändert.

Das Untersuchungsgebiet ist dem Wasserkörper Main: Stauhaltung Wallstadt bis Mündung zugeordnet. Dieser Wasserkörper ist wie folgt bewertet:

- Durchgängigkeit: bedeutsame Veränderung
- Strukturbildungsvermögen / Laufentwicklung: bedeutsame Veränderung:
- Auennutzung: teilweise bedeutsame Veränderung
- Gewässerbett / Sohlenstruktur: bedeutsame Veränderung
- Rückstau: teilweise bedeutsame Veränderung

Die Struktur des Flusslaufs Main ist durch den Ausbau als Bundesschiffahrtsstraße stark, streckenweise vollständig verändert. Die Stauregelung mit ihrem Einfluss auf Abflussdynamik und Geschiebetransport sowie die Befestigungs- und Ausbaumaßnahmen im Uferbereich stellen hier die stärksten Beeinträchtigungen dar.

Die hydromorphologischen Belastungen des Unteren Mains werden gemäß BAG Main (2005) als signifikant bewertet. Signifikante Belastungen stellen wasserbauliche Anlagen (Abstürze, Wehre mit Fallhöhe > 0,3 m) dar. Sie beeinträchtigen die Durchwanderbarkeit der Gewässer für die Fischfauna deutlich. Die Durchgängigkeit des Gewässersystems Main ist fast flächendeckend stark beeinträchtigt, insbesondere auch im Unteren Main. Die erfassten Querbauwerke stellen für Fische unüberwindbare Barrieren dar. Durch die Stauregelung des Mains ist bereits der Einstieg ins Gewässersystem stark erschwert bzw. vollständig verhindert und die charakteristische Vernetzungsfunktion des Gewässersystems unterbunden. Die Struktur eines ursprünglich mäandrierenden, in seiner Wasserführung stark variablen Flusses ist grundsätzlich verändert.

Als weitere signifikante Belastung im BAG Main ist die Schifffahrt im Bereich des staugeregelten Mains zu nennen. Neben den Beeinträchtigungen durch die erforderlichen Ausbau- und Befestigungsmaßnahmen, die als „morphologische Belastungen“ behandelt werden, können durch die Schifffahrt weitere Beeinträchtigungen durch Schadstoffeinträge (Mineralölkohlenwasserstoffe etc.), Wellenschlag und Aufwirbelungen von Sedimenten erfolgen.

Durch die Staustufen entsteht ein starker Rückstau im Gewässer. Im Oberwasser der Querbauwerke ist bei MQ und darunter nur eine geringe Fließgeschwindigkeit gegeben (im Mittel um 0,35 m/s).

Der Rückstau umfasst mindestens 20 % der Gewässerstrecke einer Stauhaltung. Die mittlere Gewässerbreite oberhalb des Stauwehres beträgt bis zum Dreifachen der Breite unterhalb des Bauwerks. Das Strukturbildungsvermögen ist aufgrund von massiven Beeinträchtigungen der bettbildenden Prozesse durch Uferverbau auf über 50 % der Uferlänge mit massiven Bauweisen und möglicher zusätzlicher Sohlverbauung vollständig verändert. Die Beweglichkeit des Gewässers ist durch schweren Ufer- und Böschungsverbau unterbunden. Es finden regelmäßige Unterhaltungsbaggerungen statt. An den Staustufen gibt es Gefällesprünge deutlich mehr als 30 cm (z.B. bei Krotzenburg 2,74 m). Die gewässerökologisch bedeutende Längs-Durchgängigkeit des Mains wird durch das Fehlen von Umgehungsgerinnen und Fischpässen an den Staustufen Mühlheim und Krotzenburg besonders stark beeinträchtigt.

Es liegen sehr starke bzw. vollständige Veränderungen des Gewässerbettes vor. Die Gewässerabschnitte sind durch strukturelle Verarmung, mäßig bzw. stark veränderte Linienführung, stark bis übermäßig beeinträchtigtes Strukturbildungsvermögen und fehlenden Uferbewuchs charakterisiert. Altwässer sind bis auf wenige Ausnahmen abgetrennt oder verfüllt.

Siedlungsbereiche weisen stark bis vollständig veränderte Auendynamik auf. Charakteristisch sind fehlende Hochwässer (Eindeichung), unangepasste Auennutzungen und fehlende Uferrandstreifen. In überwiegend bebauten und versiegelten Gebieten fehlen Uferrandstreifen, auch unabgängig von Schutzbauwerken. Das Uferumfeld ist weitgehend naturfern ausgeprägt und im Vorland sind gewässerunverträgliche Nutzungen vorherrschend. Mehr als 50 % des Uferumfelds weist Acker, Gärten, Nadelforst oder Bebauung auf.

Der Untere Main ist gemäß BAG Main (2005) durchgängig, vorläufig als erheblich verändert eingestuft (HMWB) und eine Zielerreichung gemäß EG-WRRL bzgl. der Gewässerstruktur wird als unwahrscheinlich eingeschätzt.

2.1.2.2 Projekte Dritter mit Auswirkungen auf Hydromorphologie und Gewässerstruktur des Mains im Untersuchungsgebiet

Veränderungen der Gewässermorphologie im Unteren Main sind mittelfristig durch den geplanten Ausbau der Fahrrinne der Bundeswasserstraße Main (WNA ASCHAFFENBURG 2007) zu erwarten. Vorgesehen ist die Vertiefung der Fahrrinne um 0,40 m auf zukünftig 3,30 m unter Hydrostatischem Stauspiegel zuzüglich einer Tiefenreserve von 0,20 m (Herstellungstiefe 3,50 m). Der größte Teil der Vertiefungsmaßnahmen findet in den Bereichen auf der Flusssohle statt, in die ohnehin regelmäßig im Rahmen von Unterhaltungsbaggerungen eingegriffen wird. Es handelt sich hierbei um so genannte Dauerbaggerstellen. Im Bereich der Stauhaltung Mühlheim sind ca. 18 % der Sohlfläche betroffen. Die Kinzigmündung wird umgestaltet, am Hanauer Bogen ist eine Uferrücknahme von 420 m Länge vorgesehen. Drei Anlagestellen sollen vertieft werden.

Die Auswirkungen des Untermainausbaus werden nach WNA ASCHAFFENBURG (2007) als gering bezeichnet. Oberhalb und im Bereich der Sohlenvertiefungen und Uferzurücknahmen ist mit einer geringfügigen Absenkung der Wasserspiegellagen, insbesondere bei mittleren Abflüssen zu rechnen. Die mittlere Fließgeschwindigkeit wird sich in Abschnitten mit Uferzurücknahmen lokal geringfügig verringern. In den anderen Bereichen ist die Veränderung der Fließgeschwindigkeit vernachlässigbar.

2.2 Chemisch-physikalische Wasserqualität des Mains

2.2.1 Methodik - Chemisch-physikalische Wasserqualität

2.2.1.1 Probeentnahmestellen

Zur Erfassung der chemischen und physikalischen Wasserqualität des Mains wurden zwischen Mai und September 2007 Probenahmen und Untersuchungen durchgeführt:

Die Probenahme im Main erfolgte an vier Stellen innerhalb der Stauhaltung Mühlheim zwischen den Wehranlagen Mühlheim und Krotzenburg. Dabei wurden zwei Stellen oberhalb des Entnahmebauwerkes und zwei Stellen unterhalb des Einlaufbauwerkes des Kraftwerks Staudinger beprobt.

Abbildung 2.2-1 zeigt beispielhaft für die Probenahmestellen im Main den Blick von Messstelle P 2 zum Entnahmebauwerk und zum Kraftwerk Staudinger (vgl. Karte im Anhang)

Die Probenahmestellen wurden so gewählt, dass zum einen die Wasserqualität des Mains vor der Emissionsquelle Kraftwerk, als auch dessen Auswirkungen in der unmittelbaren und weiteren Umgebung flussabwärts eingeschätzt werden können.

Einen Überblick über die Lage der Probenahmestellen gibt die folgende Tabelle.

Tabelle 2.2-1 Lage und Bezeichnung der Probenahmestellen 2007 im Main

Main-km	Messstelle	Lage der Messstelle
63,25	P 1	50 m vom linken Ufer im Wehrunterwasser (Schleuse Krotzenburg)
62,25	P 2	20 m vom rechten Ufer; unmittelbar oberhalb Entnahmebauwerk
61,55	P 3	20 m vom rechten Ufer; unmittelbar unterhalb Einlaufbauwerk
58,85	P 4	30 m vom linken Ufer, nördlich Sportanlage Klein-Auheim

Die Probenahmestellen P 1 unterhalb der Wehranlage Krotzenburg, an welcher aufgrund von verstärkter Verwirbelung gegebenenfalls höhere Schwebstofffrachten auftreten können, bildet die vom Kraftwerk völlig unbelastete Ausgangssituation ab. An der Messstelle P 2 unmittelbar oberhalb des Entnahmebauwerks wird die Wasserqualität des Mains unterhalb einer Altlast (Deponie Eisert) erfasst, welche das Gewässer möglicherweise über Grundwasserzustrom belasten könnte. Die Probenahmestellen P 3 befindet sich unmittelbar unterhalb des Einleitbauwerkes wie alle Messstellen in der Nähe des Stromstrichs.

Aus dem im Rahmen des Gesamtgutachtens erstellten Wärmelastgutachten (siehe Kapitel 2.2.2.3) geht hervor, dass an der Messstelle P 3 nur zum Teil die Belastungen durch das Kraftwerk erfasst werden, da sie sich am Rand der vom Kraftwerk Staudinger ausgehenden Abwärmefahne befindet. An der Messstelle P 4, welche ca. 3 km stromabwärts des Einleitbauwerks liegt, kann aufgrund der vollständigen Einmischung des Abwassers in den Wasserkörper eine Überprüfung der Auswirkungen des Kraftwerksbetriebes auf das Mainwasser durchgeführt werden. Dabei ist zu beachten, dass innerhalb dieser Fließstrecke weitere diffuse Stoffeinträge in den Main gelangen können. Ein zusätzlicher Eintrag aus größeren punktuellen Quellen ist in dieser Strecke nicht bekannt.



Abbildung 2.2-1 Blick von der Probenahmestellen P 2 zum Kraftwerk Staudinger (23.08.2007)

2.2.1.2 Analytik

Generell ist darauf hinzuweisen, dass es nicht behördliche Auflage noch Ziel der chemisch-physikalischen Probennahmen und Vor-Ort-Messungen an den vier Messstellen mit je sechs Messterminen war, die Immissionsbelastung des Mains durch KW Staudinger quantitativ und qualitativ vollständig abzubilden. Es sollte anhand dieser Stichproben die Plausibilität der allgemeinen Annahmen zu Art und Umfang der chemisch-physikalischen Auswirkungen (Immissionen) der Emissionen aus dem KW Staudinger überprüft werden.

Die Beurteilung der Wärmebelastung (derzeitige und künftige) des Mains durch das KW Staudinger erfolgte über eine 3-D-Modellierung verschiedener Betriebsszenarien.

An den oben bezeichneten Messstellen (P 1 – P 4) im Main wurden an den sechs Untersuchungsterminen neben der Wasserprobenahme auch Vor-Ort-Messungen, zur Bestimmung der physikalischen Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt u. -sättigung, Leitfähigkeit und pH-Wert, durchgeführt. Des Weiteren wurde an jeder Probenahmestellen die Sichttiefe im Gewässer ermittelt.

Als Bestimmungsmethoden und -verfahren für die physikalischen Parameter wurden vorgeschriebene Standard- bzw. Einheitsverfahren (DIN, DIN EN ISO) angewendet.

Für die Beurteilung der chemischen Wasserqualität des Mains wurden an den Probenahmestellen Wasserproben aus 0,5 m Wassertiefe entnommen und in teilweise vorfixierte Probenahmegefäße gefüllt. Ab der dritten Probenahme (16.07.2007) wurde für die Schwermetallanalytik vor Ort eine Wasserprobe filtriert.

Die Analytik erfolgte in einem für die jeweiligen Parameter akkreditierten Labor.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber und der zuständigen Genehmigungsbehörde wurden die Wasserproben neben den physikalischen Parametern auf die Parametergruppen Chlorophyll-a (unkorrigiert), Nährstoffe u. Salze, Schwermetalle und AOX (adsorbierbare organisch gebundene Halogene) analysiert.

In der Parametergruppe der Nährstoffe u. Salze wurden neben den in der Verordnung zur Umsetzung der WRRL (VO-WRRL, LAND HESSEN, 2005 – Anh. 3) zur Einstufung des ökologischen Zustands angeführten chemischen Qualitätskomponenten Gesamt-Phosphor [TP], Orthophosphat-Phosphor [DRP], Chlorid [Cl], Gesamt-Stickstoff [TN] und Nitrat-Stickstoff [NO₃-N] auch die Stickstoffverbindungen Nitrit- [NO₂-N] u. Ammonium-Stickstoff [NH₄-N], die Schwefelverbindungen Sulfat [SO₄²⁻], Sulfid [S²⁻] u. Sulfit [SO₃²⁻], sowie der chemische Sauerstoffbedarf [CSB] analysiert. Da sich mit der ersten Beprobung des Mains herausgestellt hat, dass der CSB an allen Probenahmestellen unter der Bestimmungsgrenze von 15 mg/l liegt, wurde ab der zweiten Probenahme anstelle dessen die chemische Analyse der Parameter gelöster organischer Kohlenstoff [DOC] und gesamter organischer Kohlenstoff [TOC] durchgeführt.

Bei der Auswahl der Einzelparameter der Schwermetalle wurde weitgehend den in Anlage 4 u. 5 der VO-WRRL (LAND HESSEN, 2005) bzw. dem Vorschlag für eine Richtlinie über Qualitätsnormen (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 2006) zur Einstufung des ökologischen bzw. chemischen Zustands angeführten Stoffen entsprochen.

Zusätzlich zu den Parametern Arsen [As], Blei [Pb], Cadmium [Cd], Chrom [Cr], Kupfer [Cu], Nickel [Ni], Quecksilber [Hg] und Zink [Zn] wurden auch die Konzentrationen der Schwermetalle Thallium [Tl] und Vanadium [V] ermittelt.

2.2.1.3 Rahmenbedingungen für die Auswertung der chemisch-physikalischen Parameter

Der Main stellt sich in dem Abschnitt der Untersuchungen als Fließgewässer zwischen zwei Staustufen dar. Die mittleren täglichen Main-Abflüsse in dem Untersuchungsabschnitt lagen zu den Untersuchungsterminen zwischen 138 und 315 m³/s und damit im Bereich des MQ am Pegel Krotzenburg (siehe Tabelle 2.1-1). Damit stellt der Main in diesem Abschnitt trotz der Stauhaltungen ein Fließgewässer dar, dessen Wasserkörper grundsätzlich turbulent durchmischt ist. Die Fließgeschwindigkeiten variieren im Querprofil und im Längsprofil in Abhängigkeit von der Entfernung zur Staustufe Mühlheim. Die Stärke der Durchmischung ist abhängig von der Struktur der Gewässersohle und der Lage innerhalb der Stauhaltung.

Das Kraftwerk Staudinger ist im Untersuchungsbereich ein potenzieller Emittent, der Abwasser in den Main einleitet. Neben aktiven Einleitungen ist auch davon auszugehen, dass Wasser über den Grundwasserzustrom dem Main zufließt. Oberhalb des Kraftwerkes Staudinger befindet sich mit der Deponie Eisert eine Altlast. Ein Einfluss der Altlast auf den Main über den Grundwasserzustrom kann, nach derzeitigem Kenntnisstand, nicht völlig ausgeschlossen werden. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass noch weitere mögliche Belastungen aus dem Grundwasser (z.B. ehemaliger NATO-Ölhafen) in den Main eingetragen werden.

Wie oben dargestellt, ist der Wasserkörper des Mains im Untersuchungsabschnitt turbulent durchmischt. Es herrscht reger Schiffsverkehr. Damit tritt der Wasserkörper in Wechselwirkung mit dem Sediment. Abhängig von Fließgeschwindigkeit sowie Wasserstand und Intensität des Schiffsverkehrs nimmt der Main Sediment auf und mischt es in den Wasserkörper ein oder lagert partikuläre Stoffe (mineralisch und organisch) im Sediment ab.

Veränderungen der Wasserqualität zwischen den Messstellen P 1 – P 4 sind nicht ausschließlich auf Einleitungen durch das Kraftwerk Staudinger zurückzuführen, sondern auch auf andere Faktoren. Die im Folgenden dargestellten geringen Unterschiede in Stoffkonzentrationen oder Messwerten zwischen den Messstellen, die oft auch keinen eindeutigen Trend der Veränderung von Messstelle zu Messstelle aufweisen, sind damit oft schwer zu interpretieren.

Um das oben genannte Problem der geringen Messwertunterschiede und der nicht eindeutig zu zuordnenden Ursachen ansatzweise zu lösen, haben die Gutachter in Abstimmung mit dem HLUG entschieden, mit Hilfe der erhobenen bzw. durch den Auftraggeber und Landesbehörden zur Verfügung gestellten Daten Stofffrachten darzustellen, die im Main abfließen bzw. durch das Kraftwerk in den Main eingeleitet werden.

Das entnommene Mainwasser muss vom Kraftwerksbetreiber regelmäßig in Eigenkontrolle (EKVO) auf verschiedene Parameter, hauptsächlich physikalische, sowie Nährstoff- und Salzparameter, untersucht werden. Anschließend werden die gesammelten Abwässer am Einleitbauwerk bzw. über den werkseigenen Hafen zurück in den Main geleitet.

Für den aktuellen Kraftwerksbetrieb werden, geregelt durch die wasserrechtliche Erlaubnis, an den einzelnen Anlagen (Abwasserteilströmen) chemische Analysen des Ablaufwassers durchgeführt. Hierbei werden die für die unterschiedlichen Anlagen charakteristischen Parameter, beispielsweise Schwermetalle in der Behandlungsanlage der Rauchgasreinigungsanlagen, überwacht.

2.2.2 Ergebnisse

2.2.2.1 Physikalische Parameter im Main

Die physikalischen Verhältnisse im Main waren während des gesamten Untersuchungszeitraums an allen Probenahmestellen sehr ausgeglichen. Obwohl die Morphologie des Flussbettes sehr gleichmäßig gestaltet und das Gefälle sehr gering ist, kommt es aufgrund der, wenn auch geringen, Fließbewegung des Gewässers und dem Schiffsverkehr zu einer ständigen Durchmischung des Wasserkörpers und somit zu einem Ausgleich der physikalischen Verhältnisse.

Eine Veränderung der Messwerte mit zunehmender Gewässertiefe konnte bei keinem der physikalischen Einzelparameter beobachtet werden. In wenigen Fällen wurde bei den Sauerstoffgehalten u. -sättigungen eine geringfügige Abnahme zwischen 0,5 und 1 m Wassertiefe festgestellt.

2.2.2.1.1 Wassertemperatur des Mains

Die **Wassertemperatur**verhältnisse im Main waren an den Probenahmeterminen stark von den äußeren Bedingungen abhängig. Während der Untersuchungen lagen die Temperaturen in 0,5 m Wassertiefe zwischen 16,0°C Anfang September und 24,3°C während der Beprobung im Juni 2007. Im Juni und Juli waren die Wassertemperaturen aufgrund von vorherigen oder aktuellen Phasen mit hochsommerlichen Temperaturen im Vergleich zu den anderen Terminen um wenige Kelvin erhöht.

An den Messstellen P 1 bis P 3 waren die Wassertemperaturen zu den einzelnen Untersuchungstagen nahezu konstant. Eine Veränderung der Temperaturen zwischen den Probenahmestellen P 2 (oberhalb Entnahmebauwerk) und P 3 (unterhalb Einleitbauwerk) konnte an den Untersuchungsterminen, obwohl das Kraftwerk Staudinger teilweise im Volllastbetrieb lief, nicht festgestellt werden. Dieser Umstand kann mit der Lage der Messstelle nahe dem Stromstrich erklärt werden. Das am Einleitbauwerk in den Main fließende Abwasser, welches im vergleichbaren Untersuchungszeitraum 2006 mittlere Temperaturen von 20 bis 28°C, bei Maximalwerten von 32°C, aufwies (E.ON KRAFTWERKE GMBH, 2007), mischt sich gleichmäßig in den Wasserkörper ein und breitet sich entlang des Uferbereiches langsam Richtung Strommitte aus. An der ca. drei Kilometer stromabwärts gelegenen Messstelle P 4 nördlich der Sportanlage Klein-Auheim waren die Temperaturen im Gewässer während der sechs durchgeführten Beprobungen durchschnittlich um 1 bis 2°C erhöht. Zu den Ursachen wird auf die in Kapitel 2.2.2.3 dargestellten Ergebnisse des Teilgutachtens zur Bestimmung der Temperaturverteilung im Bereich der Einleitung des geplanten Kraftwerkes am Standort Staudinger verwiesen.

Zusätzlich wurden am 23.08.2007 bei nahezu maximalem Ablaufbetrieb des KW Staudinger im Main vier Wassertemperatur-Querprofile des Mains aufgenommen. Die vier Querprofile liegen bei Main-km 62,4 (oberhalb KW Staudinger), Main-km 61,4, Main-km 58,8 und im Unterwasser der Staustufe Mühlheim bei Main-km 52,0.

2.2.2.1.2 Sauerstoffverhältnisse im Main

Die **Sauerstoff**verhältnisse im Main verhielten sich im Untersuchungszeitraum von Mai bis September 2007 ebenfalls sehr ausgeglichen. Die Sauerstoffsättigungen betragen in dem gut durchmischten Wasser immer um 100 %, häufig konnten auch geringe Sauerstoffübersättigungen gemessen werden. Die Schwankungsbreiten der Sauerstoffmesswerte an den Probestellen P 1 bis P 4 sind für die einzelnen Untersuchungstermine in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 2.2-2 Schwankungsbreiten der 2007 gemessenen Sauerstoffwerte im Main

Parameter / Datum	24.05.2007	21.06.2007	16.07.2007	09.08.2007	23.08.2007	13.09.2007
O ₂ – Konz. [mg/l]	10,3 – 11,5	8,4 – 9,7	9,5 – 10,1	9,0 – 9,0	9,2 – 9,4	9,3 – 9,5
O ₂ – Sättigung [%]	116 - 131	100 - 107	111 – 120	99 - 101	103 – 105	96 - 98

Am Tag der ersten Probenahme (24.05.2007) waren die O₂-Sättigungen aufgrund gesteigerter Bioproduktion stärker erhöht. Hier wurden Maximalsättigungen von 131 % im Oberflächenwasser gemessen. Der zu diesem Zeitpunkt erhöhte Sauerstoffgehalt im Main konnte auch stromabwärts an der vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) betriebenen Messstation Frankfurt-Nied beobachtet werden. Die für die Monate August und September verhältnismäßig geringen Sauerstoffwerte sind die Folge der für diesen Sommer ungewöhnlich kühlen und feuchten Witterungsverhältnisse (DWD 2007), bei denen durch die eingeschränkte Assimilation der Planktonalgen nur eine geringe Sauerstoffproduktion entsteht. Gleichzeitig können sauerstoffzehrende Prozesse immer dazu

führen, dass O₂-Sättigungskonzentrationen auch in turbulent durchmischen Gewässern wie dem Main am Tage geringfügig unter 100 % liegen.

An vier von sechs Untersuchungsterminen zeigte sich im Vergleich ober- u. unterhalb des Kraftwerkes keine Veränderung des Sauerstoffregimes. Nur bei den Sondenmessungen im Mai und Juli 2007 wurden minimal erhöhte Sauerstoffsättigungen unterhalb des Einleitbauwerkes, an den Messstellen P 3 u. P 4, ermittelt. Insgesamt ergaben sich keine Hinweise, dass die Abwassereinleitung des Kraftwerkes Staudinger einen nennenswerten Einfluss auf die Sauerstoffverhältnisse im Main hat. Der gemäß der wasserrechtlichen Erlaubnis (REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT, 2004) festgelegte Sauerstoffgehalt von mindestens 7 mg/l vor der Entnahmestelle wurde während der sechs Messungen im Untersuchungszeitraum immer deutlich überschritten.

2.2.2.1.3 pH-Wert des Mains

Die Messwerte schwanken im Untersuchungszeitraum nur geringfügig zwischen Minimalwerten von 7,66 und Maximalwerten von 8,27 im neutralen bis (mäßig) basischen Bereich. Dies entspricht im Wesentlichen auch den Messwerten der sechs Kilometer stromaufwärts gelegenen Messstelle Kahl am Main (LfU Bayern, schriftl. Mitt.) für die vergleichbaren Zeiträume (Mai – September) 2006 und 2007. Eine Veränderung der pH-Werte im Längsprofil des Mains (von P 1 nach P 4) konnte nicht festgestellt werden. Geringfügig höhere pH-Werte zwischen 8,2 und 8,3 stellten sich im Mai zum Zeitpunkt erhöhter Bioproduktion durch die Planktonalgen ein. Die Messungen des physikalischen Parameters pH-Wert an den Untersuchungsstellen geben keinen Hinweis darauf, dass das vom Kraftwerk Staudinger eingeleitete Abwasser einen Einfluss auf diesen Parameter hat.

2.2.2.1.4 Leitfähigkeit im Main

Während der sechs Untersuchungstermine variierte die Leitfähigkeit im Main zwischen minimal 577 µS/cm und maximal 706 µS/cm. Während der ersten, zweiten und sechsten Probenahme (24.05.2007 21.06.2007 u. 13.09.2007) waren die Leitfähigkeiten des Mainwassers mit Werten zwischen 680 µS/cm und 700 µS/cm verhältnismäßig hoch, an den restlichen Untersuchungsterminen schwankten sie auf niedrigerem Niveau zwischen 580 µS/cm und 640 µS/cm. Vergleicht man die Werte der einzelnen Probenahmestellen miteinander, so zeigen sich keinerlei Unterschiede in den gemessenen Leitfähigkeiten. Wie auch bei den pH-Werten ergaben sich keine Hinweise für einen Einfluss des Kraftwerkes Staudinger auf den physikalischen Parameter Leitfähigkeit, d.h. auf den Salzgehalt im Mainwasser. Auffällig ist allerdings, dass die Leitfähigkeiten an der Messstelle bei Main-km 66,7 im nur wenige Kilometer stromaufwärts gelegenen Kahl am Main (LfU Bayern, schriftl. Mitt.) regelmäßig etwa 100 µS/cm unter denen im Stauraum zwischen den Wehranlagen Mühlheim und Krotzenburg liegen. Die Erhöhung muss folglich vor der Schleuse Krotzenburg eintreten. An der stromabwärts bei Main-km 25,5 gelegenen Messstelle Frankfurt-Nied der HLUG, entsprechen die Leitfähigkeiten den im Rahmen dieser Untersuchungen gemessenen Werten.

2.2.2.1.5 Sichttiefe im Main

Die Sichttiefen schwankten im Untersuchungszeitraum an den vier Messstellen zwischen 0,5 und 1,3 m (vgl. Abbildung 2.2-2). Dabei konnte ein Anstieg der Transparenz im Laufe des Untersuchungszeitraums beobachtet werden. Lagen die Sichttiefen an den ersten beiden Untersuchungsterminen im Mai und Juni 2007 noch bei 0,9 bis 1,0 m, so konnten Ende August / Anfang September Werte von 1,2 bis 1,3 m gemessen werden. Am Tag der

vierten Probenahme (09.08.2007) wurde an allen Messstellen im Untersuchungsgebiet eine sehr geringe Sichttiefe von 0,5 bis 0,6 m bestimmt.

Die Ausprägung der Sichttiefe entlang der vier Untersuchungsstellen variierte nur geringfügig. Meist wurde an den Messstellen P 1 und P 2 die gleiche Sichttiefe gemessen. Diese sank an der Messstelle P 3 geringfügig (10 cm) ab. An der vierten Probenahmestellen ca. drei Kilometer stromabwärts ließ sich ein erneuter minimaler Anstieg der Transparenz beobachten.

Es fanden sich keine Hinweise, für erhebliche Auswirkungen der Kühlwassereinleitung des Kraftwerkes auf die Transparenz des Mainwassers.

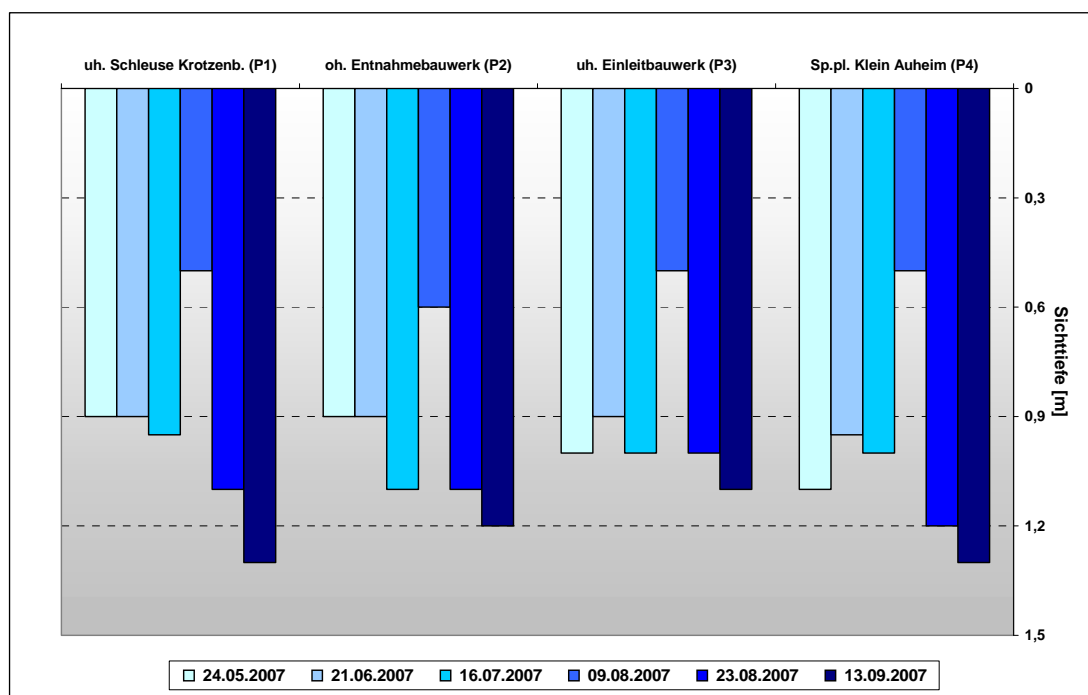


Abbildung 2.2-2 Entwicklung der Sichttiefe im Main, 05/07 – 09/07

2.2.2.2 Chemische Parameter im Main

2.2.2.2.1 Chlorophyll-a (unkorrigiert) im Main

Die Chlorophyll-a Konzentration variierte an fünf der sechs Untersuchungsterminen auf sehr niedrigem Niveau zwischen 3 und 14 µg/l. Die Abbildung 2.2-3 zeigt die Entwicklung der Chlorophyll-a Gehalte im Main im Untersuchungszeitraum 2007. Ein Vergleich der Werte mit der Zusammensetzung der Phyto- u. Zooplanktongesellschaften erfolgt mit der Auswertung der biologischen Wasserqualität (siehe Kapitel 2.4).

Besonders auffällig bei den analysierten Chlorophyll-a Konzentrationen im Main sind die um ein Zehnfaches höheren Gehalte während der ersten Probenahme am 24.05.2007. Hier wurden an den vier Probestellen Werte zwischen 74 und 85 µg/l bestimmt.

Einen ersten Hinweis auf das gesteigerte Vorhandensein von Algengesellschaften im Wasser geben die verhältnismäßig niedrigen Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen zu diesem Zeitpunkt. Sie betragen nur etwa die Hälfte der im weiteren Untersuchungszeitraum analysierten Gehalte. Durch die stärkere Aufnahme der gelösten Nährstoffanteile des Freiwassers kommt es zu einem gesteigerten Algenwachstum und damit verbundenen höheren Chlorophyll-a Konzentrationen. Auch die parallel zu der Chlorophyll-a Analytik zu den gleichen Terminen und Messstellen durchgeführte Planktonanalytik belegt die deutlich

erhöhten Mai-Konzentrationen. Während das Phytoplankton –Biovolumen im Mai bei ca. 43 mm³/l lag, bewegte es sich an den anderen Terminen zwischen Juni und September zwischen 4,7 und 7,3 mm³/l. (siehe Kapitel 2.4.4)

Hinweise auf Auswirkung der Abwassereinleitung des Kraftwerkes Staudinger auf den Parameter Chlorophyll-a ließen sich nicht feststellen. Die analysierten Werte an den einzelnen Untersuchungsterminen waren sehr konstant, in einigen Fällen wurden oberhalb des Kraftwerkes sogar geringfügig höhere Konzentrationen bestimmt.

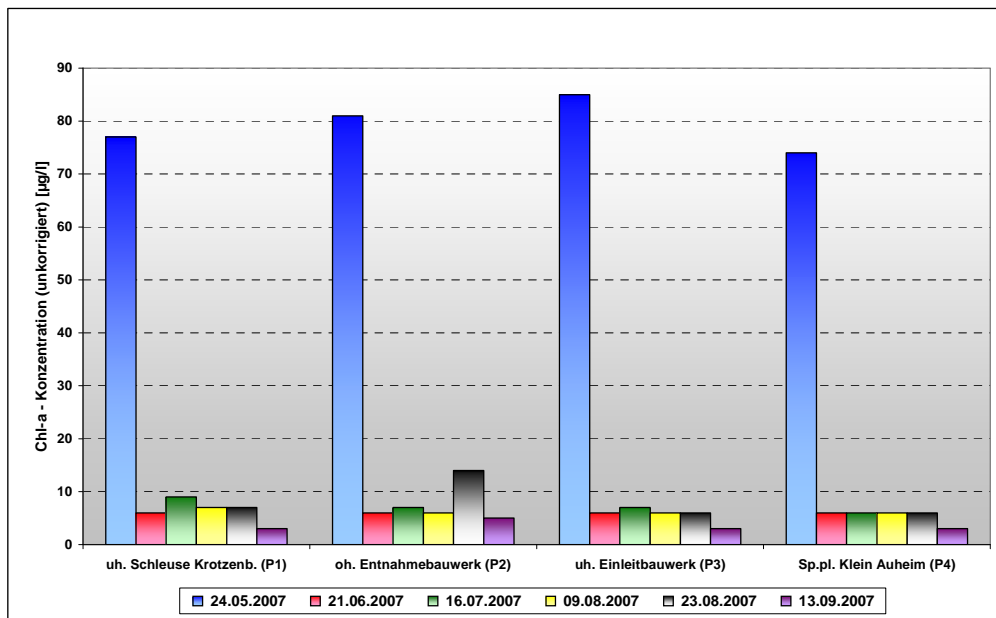


Abbildung 2.2-3 Entwicklung der Chlorophyll-a Konzentrationen im Main, 05/07 – 09/07

2.2.2.2.2 Phosphor im Main

Die Verteilung der **Gesamt-Phosphor-** [TP] u. **Orthophosphat-Phosphor-**Gehalte [DRP] im Untersuchungsgebiet war im Beprobungszeitraum von Mai bis September 2007 relativ ausgeglichen. Abbildung 2.2-4) zeigt die jahreszeitliche Verteilung der Phosphorgehalte.

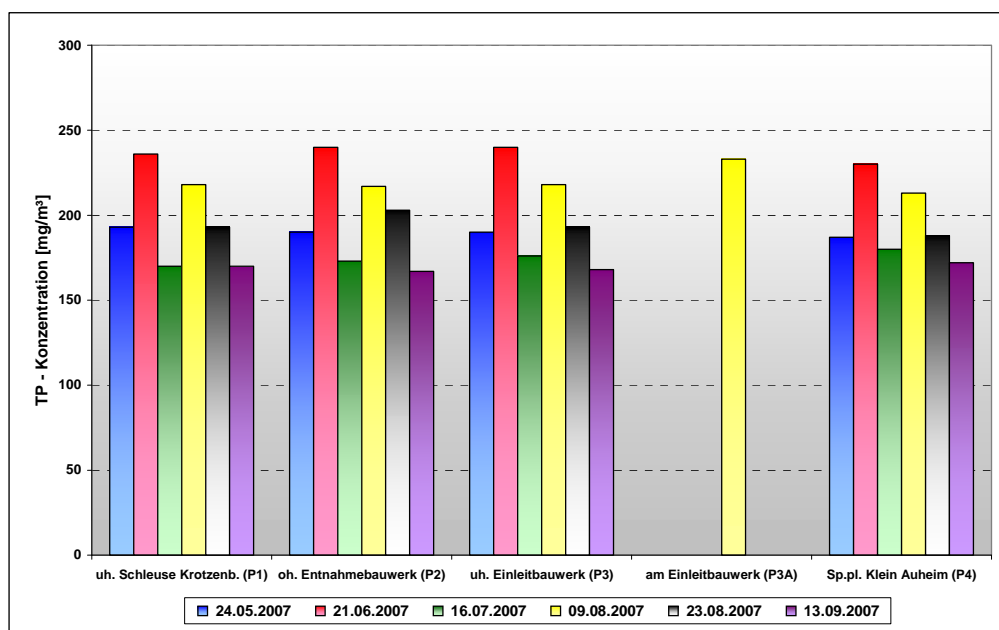


Abbildung 2.2-4 Entwicklung der Gesamt-Phosphor-Gehalte (TP) im Main, 05/07 – 09/07

Die TP-Konzentrationen schwankten zwischen Minimalgehalten von 131 mg/m³ (13.09.2007) und Maximalwerten von 240 mg/m³ (21.06.2007). Daraus lässt sich, bezogen auf alle Probestellen eine mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentration von 198 mg/m³ berechnen. Ein großer Anteil (bis zu 90 %) am Gesamt-Phosphor lag in gelöster Form im Wasserkörper vor.

Während der ersten, dritten, fünften u. sechsten Probenahme wurden TP-Gehalte zwischen 170 u. 190 mg/m³ analysiert. Die geringfügige Erhöhung der Messwerte während der zweiten u. vierten Beprobung (20.06. u. 09.08.2007) könnte auf die während dieser Zeit schlechten Witterungsbedingungen zurückzuführen sein, d.h. der mit dem Niederschlag eingetragene P-Eintrag war vergleichsweise höher.

Aus den mittleren täglichen Abflussmengen und den mittleren TP-Konzentrationen am Probenahmetag berechnen sich für die einzelnen Untersuchungstermine Phosphorfrachten von 2,3 (24.05.2007) bis 5,9 t (09.08.2007) pro Tag bzw. 839,5 bis 2.153,5 t pro Jahr im Mainwasser (siehe Tabelle 2.2-3).

Das Abflutwasser der Kühltürme 4 und 5 wird vom Kraftwerksbetreiber regelmäßig auf den Gehalt an Gesamt-Phosphor untersucht.

Für die Kühlung wird Mainwasser mit einer durchschnittlichen TP-Konzentration von 198 mg/m³ (Mittelwert Mai – Sept. 2007 [zum Vergleich: Mittelwert Kahl am Main Apr. – Okt. 2006 → 195 mg TP/m³]) verwendet.

Aus den Monatsmittelwerten des Jahresberichtes zur Eigenkontrolle 2007 errechnen sich nachfolgend aufgeführte Frachten:

Abflutwasser Kühlturm Block 4	0,254 t/a
Abflutwasser Kühlturm Block 5	0,072 t/a
Gesamtablauf der biologischen Kläranlage	0,057 t/a

(Der geringe TP-Gehalt des Kühlwassers Block 5 ist auf die chemische Aufbereitung des Kühlturmzusatzwassers des Blocks 5 zurückzuführen).

Daraus ergibt sich eine jährliche Gesamtfracht von 0,383 t an Gesamt-Phosphor, die vom Kraftwerk in den Main geleitet wird.

Tabelle 2.2-3 Gesamt-Phosphor-Frachten (TP) im Main, 05/07 – 08/07

Datum	Main-Abfluss m ³ /s	Main-Abfluss Mio. m ³ /d	Ø TP-Konz. mg/m ³	TP-Fracht kg/d
Ø Mai – Aug. 2007	195,6	16,90	198	3346
24.05.2007	138	11,92	190	2265
21.06.2007	209	18,06	236,5	4271
16.07.2007	160	13,82	174,8	2416
09.08.2007	315	27,22	216,5	5892
23.08.2007	191	16,50	194,3	3206

Stellt man diese Phosphorfracht den jährlichen Gesamtfrachten im Main gegenüber, so gelangen ca. 0,018 % bis 0,046 % der Gesamtfracht des Mains aus den genannten Belastungsquellen zusätzlich in den Main.

Die geringen relativen Anteile an der Gesamtfracht des Mains zeigen deutlich, dass der Einfluss des Kraftwerkes auf den Gewässergüteparameter Phosphor sehr gering ist.

2.2.2.2.3 Stickstoff im Main

Die Hauptformen des Stickstoffs in Gewässern sind molekular gelöster Stickstoff (N_2), Ammonium- (NH_4), Nitrat- (NO_3) u. Nitrit- (NO_2) Stickstoff sowie stickstoffhaltige organische Verbindungen.

Die Stickstoffverhältnisse variieren im Untersuchungsgebiet an den Probenahmeterminen sehr unregelmäßig. Für Gesamt-Stickstoff konnte eine Schwankungsbreite der Konzentrationen von 3,75 mg/l (16.07.2007 – P 1) bis 6,56 mg/l (21.06.2007 – P 2) festgestellt werden. Daraus ergibt sich ein mittlerer TN-Gehalt aller Messstellen im gesamten Untersuchungszeitraum von 4,81 mg/l.

Die Veränderung der Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen im Main ist in Abbildung 2.2-5 dargestellt.

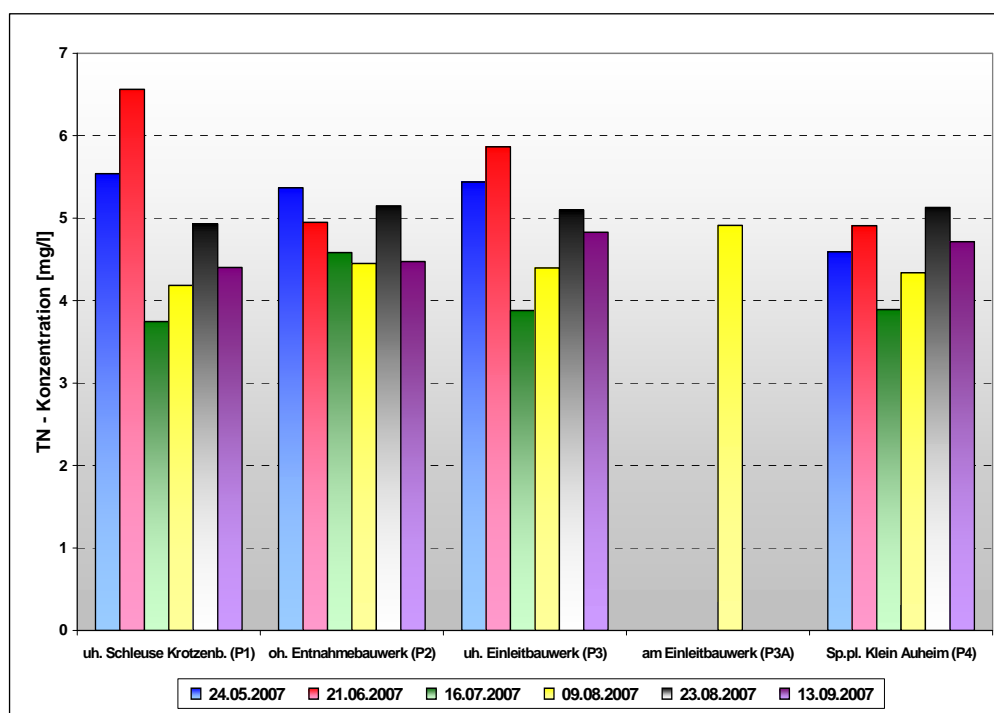


Abbildung 2.2-5 Entwicklung der Gesamtstickstoff (TN)-Gehalte im Main, 05/07 – 09/07

Den größten Anteil am Gesamt-Stickstoff bildet der Nitrat-Stickstoff. Dieser Anteil schwankt je nach Untersuchungstermin und Messstelle zwischen 65 und 95 %. Die Einzelparameter Nitrit- und Ammoniumstickstoff kommen im Wasserkörper des Mains nur in sehr geringen Konzentrationen vor, wobei die NH_4 -Gehalte teilweise größeren Schwankungen unterworfen sind. So variieren die Analysewerte zwischen der unteren Nachweisgrenze (24.05. / 23.08. – 0,001 mg/l) und dem 150fachen dieser Konzentration (21.06.2007 – 0,158 mg/l).

Aus der mittleren täglichen Abwassermenge von 183 m³ und der mittleren TN-Konzentration (nach Abzug der durchschnittlich TN-Konz. im Main von 4,81 mg/l) von 20,5 mg/l lässt sich eine tägliche Stickstofflast von 3,75 kg berechnen. Dies entspricht einem minimalen Anteil von 0,005 % der durchschnittlichen täglichen TN-Last des Mains für den Untersuchungszeitraum 2007, von 81,3 t.

Ein erheblicher Einfluss der Abwassereinleitung des Kraftwerkes Staudinger auf die Ausprägung der Stickstoffverhältnisse im Main konnte somit nicht festgestellt werden.

Die TN- und NO_3 -Gehalte schwanken an den Beprobungstagen im Längsprofil zwischen P 1 und P 4 sehr unterschiedlich, teilweise wurden unterhalb der Einleitung in das Gewässer sogar minimal geringere Konzentrationen analysiert.

Die in der Wasserrahmenrichtlinie für Nitrat verankerte Umweltqualitätsnorm für Oberflächengewässer von 50 mg/l (LAND HESSEN VO-WRRL, 2005) wird weder im Mittel- (3,8 mg NO₃-N/l) noch bei Maximalwerten von 4,4 mg NO₃-N/l überschritten.

2.2.2.2.4 Schwefelverbindungen im Main

Die Untersuchung der **Schwefelverbindungen** im Main brachte ähnliche Ergebnisse, wie sie bei der Auswertung der Phosphor- und Stickstoffverhältnisse dargestellt wurden.

Ein negativer Einfluss des Kraftwerkes ließ sich während des Untersuchungszeitraums von Mai bis September 2007 nicht feststellen. Die neben dem Sulfat analysierten Parameter Sulfit und Sulfid konnten nicht nachgewiesen werden.

Die analysierten **Sulfatkonzentrationen** im Main schwankten zwischen 69 mg/l und 104 mg/l. Es waren zwischen den vier Probenahmestellen keine Unterschiede zu erkennen.

Aus den in Tabelle 2.2-4 dargestellten mittleren Abflussmengen des Mains und den durchschnittlichen Sulfatkonzentrationen an den Untersuchungsterminen lassen sich, bei einem Mittelwert von 1442 t/d, Sulfatfrachten zwischen 1040 t und 1905 t pro Tag berechnen.

Bei einer Gegenüberstellung der aus den täglichen mittleren Entnahme- bzw. Einleitmengen und den mittleren SO₄-Konzentrationen an der Entnahme- bzw. Einleitstelle berechneten Sulfatfrachten (Tabelle 2.2-4) zeigt sich, dass mit dem Abwasser des Kraftwerkes maximale Erhöhungen der Mainvorlast von 3,1 t SO₄/d (16.07.2007) auftreten. Dies entspricht einem minimalen Anteil von 0,3 % der Mainlast zu diesem Zeitpunkt (1041 t SO₄/d). Rein rechnerisch ergeben sich gleichzeitig aber auch Stoffentlastungen für den Main von maximal 10,7 t SO₄/d (21.06.2007), was einem Anteil von 0,6 % (Mainlast: 1697 t/d) entsprechen würde.

Tabelle 2.2-4 Sulfatfrachten – Entnahme und Einleitung KW Staudinger, 05/07 – 09/07

Datum	Volumenstrom		SO ₄ -Konzentration		SO ₄ -Fracht	
	Entnahme	Einleitung	Entnahme	Einleitung	Entnahme	Einleitung
	m ³ /s	m ³ /s	mg/l	mg/l	t/d	t/d
24.05.2007	7,91	7,73	94	99	64,2	66,1
20.06.2007	8,31	8,10	92	79	66,0	55,3
16.07.2007	13,18	13,14	82	85	93,4	96,5
09.08.2007	10,97	10,78	84	84	79,6	78,2
23.08.2007	21,17	20,93	88	87	160,9	157,3
13.09.2007	20,26	20,05	92 (laG)	90 (laG)	161,0	155,9

2.2.2.2.5 Organischer Kohlenstoff [TOC] im Main

Zur Darstellung der im Wasserkörper vorhandenen Menge an organischem Material wurde die Konzentration des **gesamten organischen Kohlenstoffs** herangezogen.

Der Anteil des TOC im Freiwasser des Mains ist mit Gehalten zwischen 2,2 u. 5,1 mg/l sehr gering. Signifikante Veränderungen im Längsprofil des Fließgewässers konnten nicht festgestellt werden. Deutliche Abweichungen zu den oberhalb des Untersuchungsgebietes in Kahl am Main (WWA Aschaffenburg, schriftl. Mitt.) bestimmten TOC-Konzentrationen waren nicht zu erkennen.

2.2.2.2.6 Chloride im Main

Die Verteilung der Chloridgehalte während des Untersuchungszeitraums von Mai bis September 2007 sind in der folgenden Abbildung (Tabelle 2.2-6) dargestellt.

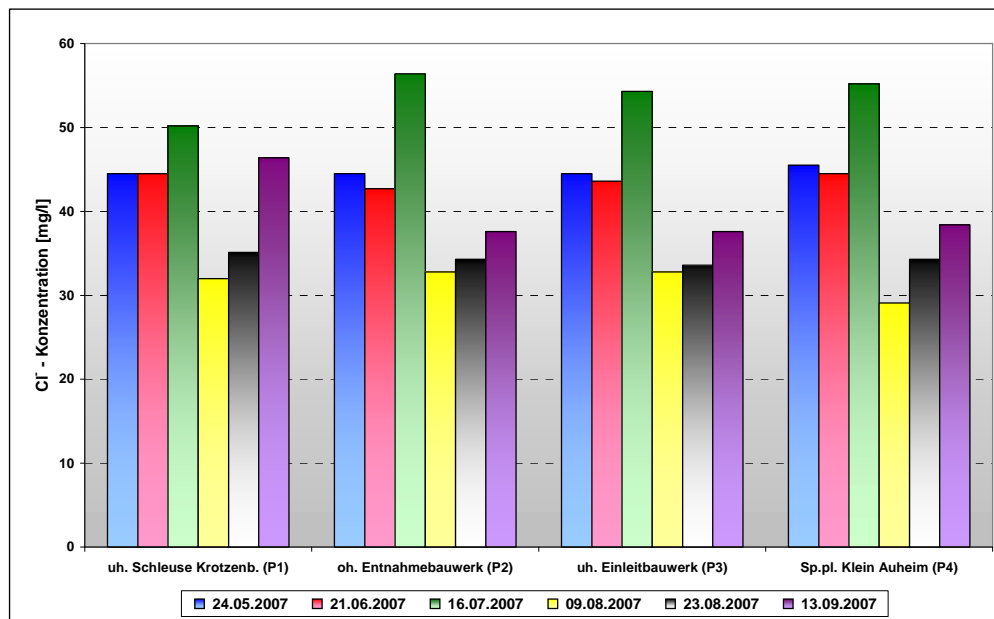


Abbildung 2.2-6 Entwicklung der Chlorid-Konzentrationen im Main, 05/07 – 09/07

Die Chloridkonzentrationen im Main schwankten bei einem Mittelwert von 41,4 mg/l im Untersuchungszeitraum zwischen Minimalwerten von 29,1 mg/l und Maximalgehalten von 56,4 mg/l. Der jahreszeitliche Verlauf ist durch einen kurzfristigen Anstieg der Konzentrationen im Juli 2007 gekennzeichnet. Im August und September variierten die Chloridgehalte auf niedrigem Niveau zwischen 30 und 40 mg/l relativ gleichmäßig.

Bei der Betrachtung des Längsprofils der Chloridgehalte im Main von Mai bis September 2007 sind keine signifikanten Unterschiede zwischen den Messstellen P 1 bis P 4 festzustellen. Gerade zwischen den Messpunkten vor dem Entnahmebauwerk (P 2) und hinter dem Einleitbauwerk (P 3) waren die Abweichungen der Chloridkonzentrationen minimal.

Die täglichen Chloridfrachten schwankten während des Untersuchungszeitraums zwischen 534 und 863 t, bei einem Mittelwert von 700 t pro Tag. In der folgenden Tabelle sind die täglichen Entnahme- und Einleitfrachten für den Parameter Chlorid berechnet.

Tabelle 2.2-5 Chloridfrachten – Entnahme und Einleitung KW Staudinger, 05/07 – 09/07

Datum	Volumenstrom		Chlorid-Konzentration		Chlorid-Fracht	
	Entnahme	Einleitung	Entnahme	Einleitung	Entnahme	Einleitung
	m ³ /s	m ³ /s	mg/l	mg/l	t/d	t/d
24.05.2007	7,91	7,73	43	43	29,4	28,7
20.06.2007	8,31	8,10	42	43	30,2	30,1
16.07.2007	13,18	13,14	33	33	37,6	37,5
09.08.2007	10,97	10,78	34	35	32,2	32,6
23.08.2007	21,17	20,93	34,3 (laG)	33,6 (laG)	62,7	60,7
13.09.2007	20,26	20,05	39	41	68,3	71,0

Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Abwassereinleitung aus dem Kraftwerk Staudinger keine gravierende Veränderung der Mainvorlast bewirkt wird. Minimalen Erhöhungen von 2,7 t Cl⁻/d (entspricht 0,4 % der mittleren Mainlast [700 t Cl⁻/d] – keine Frachtberechnung

für 13.09.2007 möglich) bei Vollastbetrieb stehen unter gleichen Bedingungen rechnerische Entlastungen von 2,0 t Cl⁻/d (entspricht 0,35 % der Mainlast [566 t Cl⁻/d] am 23.08.2007) gegenüber.

2.2.2.2.7 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene [AOX] im Main

Die AOX-Konzentrationen variieren im Untersuchungszeitraum unregelmäßig zwischen nicht nachweisbar und maximal 60 µg/l. Daraus lässt sich ein Mittelwert für die Probenahmestellen P 1 bis P 4 von 17,2 µg/l errechnen.

Ein jahreszeitlicher Trend der Verteilungen ist aufgrund der geringen Schwankungsbreite nicht erkennbar.

Eine signifikante Veränderung der AOX-Konzentrationen im Längsprofil des Mains war im Untersuchungszeitraum von Mai bis September 2007 nicht zu verzeichnen. Im Vergleich der beiden Messstellen oberhalb des Entnahmebauwerkes (P 2) und unterhalb des Einleitbauwerkes (P 3) traten sowohl geringe Konzentrationserhöhungen (24.05., 9.08.), als auch minimale Verringerungen der AOX-Gehalte (21.06., 16.07., 23.08. u. 13.09.) auf. In einer am 9.08.2007 zusätzlich direkt am Einleitbauwerk entnommenen Wasserprobe wurde ein erhöhter AOX-Gehalt von 50 µg/l (Vergleich P 2 / P 3 – 10 bzw. 20 µg AOX/l) analysiert, der sich bis zur ca. 3 km stromabwärts gelegenen Probenahmestellen P 4 auf einen Wert von 30 µg AOX/l reduzierte. Die am 23.08.2007 an den Probenahmestellen P 2 und P 3 ermittelten Messwerte lassen nicht darauf schließen, dass die an diesem Tag an der Messstelle P 4 bestimmte AOX-Konzentration von 60 µg/l durch die Abwassereinleitung des Kraftwerkes Staudinger verursacht wurde.

Die im Abflutwasser der Kühltürme 4 und 5 analysierten AOX-Gehalte von 30 bis 55 µg/l werden durch Zumischung von Kühlwasser Block 1 bis zur Einleitung in den Main soweit verdünnt (mengenproportional 1:50), dass eine signifikante Veränderung des Mainwassers hinsichtlich der AOX-Konzentration nicht erfolgt.

2.2.2.2.8 Chemische Gewässergüteklassifikation (ohne Schwermetalle)

In der folgenden Tabelle sind für den Main im Untersuchungsgebiet die Mittelwerte der Nährstoff- u. Salzkonzentrationen (dazu TOC u. AOX) und die Einordnung in die jeweilige stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse, sowie Hintergrund- und Orientierungswerte für ausgewählte chemische Komponenten (POTTGIESSER, 2007) dargestellt.

Tabelle 2.2-6 Chemische Gewässergüteklassifikation des Mains 2007 im Untersuchungsgebiet nach LAWA (1998)

Parameter	Einheit	Mittl. Stoffkonz.	chem. GK (n. LAWA, 1998)	Klassengrenze	Hintergrundwerte	Orientierungswerte
					(n. POTTGIESSER 2007) Typ 10	
Gesamt-Stickstoff [TN]	mg/l	4,81	II – III	3 – 6		
Nitrat-Stickstoff [NO ₃ -N]	mg/l	3,91	II – III	2,5 – 5		
Nitrit-Stickstoff [NO ₂ -N]	mg/l	0,013	I – II	0,01 – 0,05		
Ammonium-Stickstoff [NH ₄ -N]	mg/l	0,075	I – II	0,04 – 0,1	0,04	0,3
Gesamt-Phosphor [TP]	mg/l	0,198	II – III	0,15 – 0,3	0,05	0,10
Ortho-Phosphat-Phosphor [DRP]	mg/l	0,137	II – III	0,1 – 0,2	0,02	0,07
Chlorid [Cl ⁻]	mg/l	41,4	I – II	25 – 50	50	200
Sulfat [SO ₄ ⁻]	mg/l	85,3	II	50 – 100		
ges. organ. Kohlenstoff [TOC]	mg/l	4,36	II	3 – 5	5	7
AOX (adsorbierbare organische gebundene Halogene)	µg/l	17,2	II	10 – 25		

POTTGIESSER (2007) hat in einer Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen für jeden Gewässertyp Hintergrund- und Orientierungswerte für allgemeine physikalische und chemische Komponenten vorgeschlagen.

Für das Untersuchungsgebiet am Main zwischen den Wehranlagen Mühlheim und Krotzenburg ergibt sich auf Basis der chemischen Wasserbeschaffenheit (Nährstoffe u. Salze) für den Untersuchungszeitraum 2007 die chemische Gewässergüteklasse II (mäßig belastet), mit Tendenz zur Güteklasse II – III (deutlich belastet). Die mittleren Gehalte der wichtigsten Gewässergüteparameter Phosphor (TP u. DRP) und Stickstoff (TN u. $\text{NO}_3\text{-N}$) weisen dabei eher auf eine deutliche stoffliche Belastung (GK II – III) des Mains im Untersuchungsgebiet hin.

Der Unterlauf des Mains wird nach BAG Main (2005) dem Gewässertyp 10 – Kiesgeprägte Ströme – zugeordnet. Für den 77 km langen Hessischen Teil des insgesamt 101 km messenden Untermain wurde eingeschätzt, dass für alle Teilkomponenten (Organische Belastung, Phosphor, Ökologie – Chemie und chemischer Zustand) bis auf die Gewässerstruktur die Erreichung des guten ökologischen Zustandes / Potenzials zu erwarten ist.

Tabelle 2.2-6 zeigt, dass die im Untersuchungsjahr 2007 ermittelten mittleren Stoffkonzentrationen von Chlorid (Cl^-), gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) und Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) im Main teilweise deutlich unter den vorgeschlagenen Orientierungswerten liegen. Für diese drei Parameter werden auch die vorgeschlagenen Hintergrundwerte, welche für den Übergang vom "sehr guten" zum "guten" Zustand des betrachteten Fließgewässers stehen, unterschritten. Die mittleren Stoffkonzentrationen der Phosphorkomponenten Orthophosphat-Phosphor ($\text{o-PO}_4\text{-P}$) und Gesamtphosphor (ges-P) dagegen übersteigen im Untersuchungszeitraum 2007 die von POTTGIESSER (2007) vorgeschlagenen Orientierungswerte etwa um das Doppelte.

Hier zeigt sich, ähnlich der Einstufung nach der chemischen Gewässergüteklassifikation (LAWA, 1998 b), eine eher deutliche stoffliche Belastung des Mains im Untersuchungsgebiet, welche allerdings im Wesentlichen nicht auf den Einfluss des Kraftwerkes zurückzuführen ist (vgl. Kapitel 2.2). BAG Main (2005) nennt als potenzielle Quellen der stofflichen Belastung des Mains für das Gesamtgebiet des BAG Main 463 kommunale Kläranlagen unterschiedlicher Größe, eine große Anzahl industrieller Einleiter sowie diffuse Verunreinigungen.

2.2.2.2.9 Schwermetalle im Main

Schwermetalle gelangen innerhalb des Kraftwerkes hauptsächlich über die Abwassereinführung aus der Behandlungsanlage der Rauchgasreinigungsanlagen (REA) und der Waschwässer der Gasvorwärmer in den Kühlwasserauslaufkanal.

Aus den im Jahresbericht zur Eigenkontrolle für das Jahr 2006/2007 aufgeführten monatlichen Abwassermengen aus der REA-Abwasserbehandlungsanlage und den mittleren Stoffkonzentrationen lassen sich folgende durchschnittliche tägliche Schwermetallfrachten berechnen (Tabelle 2.2-7).

Die während der von Mai bis September 2007 im Main zusätzlich durchgeführten Untersuchungen analysierten Schwermetallkonzentrationen sind mit den Werten der Messstelle Kahl am Main (WWA ASCHAFFENBURG, schriftl. Mitt.) im vergleichbaren Zeitraum 2007 und den Ergebnissen der Eigenkontrolle des Kraftwerksbetreibers (Mainwasserentnahme – 18.06.2007) im Wesentlichen gut vergleichbar.

Tabelle 2.2-7 Schwermetallfrachten (mittlere Jahresfrachten) 2006/2007 des Kraftwerks Staudinger im REA-Abwasser (Quelle: EKVO-Bericht 2006/2007, Tabellen-Blatt 6, E.ON KRAFTWERKE GMBH, 2007/2008)

Schwermetall	Ø-Abwassermenge [m³/Tag]	Ø-Konzentration [mg/l]		Ø-Fracht [g/Tag]		
		2006	2007	2006	2007	
Arsen (As)	2006: 476	0,002	0,002	0,95	0,96	
Blei (Pb)		0,01	0,009	4,76	4,33	
Cadmium (Cd)		0,003	0,003	1,43	1,44	
Chrom (Cr)		0,007	0,016	3,33	7,68	
Kupfer (Cu)		0,007	0,009	3,33	4,32	
Nickel (Ni)		2007: 480	0,01	0,010	4,76	4,80
Quecksilber (Hg)			0,004	0,003	1,90	1,44
Thallium (Tl)			0,013	0,016	6,19	7,68
Zink (Zn)	0,022		0,039	10,47	18,72	

Die Konzentrationen von **Cadmium**, **Quecksilber** und **Thallium** lagen während des gesamten Untersuchungszeitraums unterhalb der jeweiligen analytischen Bestimmungsgrenze. Damit werden die im Anhang I Teil A zum Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 2006) festgelegten Umweltqualitätsnormen, ausgedrückt als zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN), von 1,5 µg/l für Cadmium und 0,07 µg/l für Quecksilber zu jedem Zeitpunkt unterschritten. Bei dem Parameter Cadmium ist die UQN von der Wasserhärte abhängig. Die Anforderungen des Hessischen Programms zu § 3 der Qualitätszielverordnung (QZielV 2007) und insbesondere die Grenzwerte für Cadmium aus der Richtlinie 83/513/EWG und für Quecksilber aus der Richtlinie 82/176/EWG werden eingehalten. Für Thallium gibt es derzeit keine für Oberflächengewässer verbindlichen Grenzwerte.

Die Schwermetallparameter **Arsen**, **Blei** und **Vanadium** ließen sich im Mainwasser an den Probenahmestellen P 1 bis P 4 nur in minimalen Konzentrationen nachweisen.

Arsen, welches außer in der REA Abwasseranlage auch im Regenerationsabwasser der Vollentsalzungsanlage überwacht wird, trat im Wasserkörper des Mains ausschließlich in gelöster Form mit einem Gehalt nahe der analytischen Bestimmungsgrenze von 1 µg/l auf. Damit blieben die in der Verordnung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie vom 17. Mai 2005 festgelegten Umweltqualitätsnormen von 40 mg/kg unterschritten. Für in Lösung befindliches Arsen gibt es derzeit keine für Oberflächengewässer verbindlichen Grenzwerte.

Der Parameter Blei (Pb) dagegen konnte nur adsorptiv an Schwebstoffen gebunden im Main nachgewiesen werden. Die analysierten Pb-Konzentrationen von 0,4 bis 2,2 µg/l entsprechen annähernd dem in LAWA (1998 a) angegebenen geschätzten Schwankungsbereich der Hintergrundkonzentrationen in oberirdischen Binnengewässern. Eine signifikante Veränderung im Längsprofil des Mains tritt nicht auf. Die im Anhang I Teil A zum Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 2006) festgelegte Umweltqualitätsnorm von 7,2 µg/l wurde im gesamten Untersuchungszeitraum unterschritten.

Vanadium konnte im Freiwasser des Mains hauptsächlich in gelöster Form analysiert werden. Der partikulär gebundene Anteil ist vergleichsweise gering. Die Vanadiumkonzentrationen von maximal 1 bis 2,3 µg/l verändern sich zwischen den Messstellen P 1 bis P 4 nicht. Ein Einfluss der Kraftwerksabwässer auf diesen Parameter kann somit ausgeschlossen werden. Für in Lösung befindliches Vanadium gibt es derzeit keine für Oberflächengewässer verbindlichen Grenzwerte.

Auch die Konzentrationen der Schwermetalle **Chrom**, **Kupfer** und **Nickel** schwanken im Mainwasser unregelmäßig auf niedrigem Niveau. Alle drei Parameter zeigen eine deutliche Abhängigkeit vom Schwebstoffanteil im Wasser. Der gelöste Anteil am Gesamtgehalt beträgt zu Zeiten mäßigen Abflusses im Untersuchungszeitraum zwischen 90 und 95 %. Er verringert sich bei höheren Abflüssen und gesteigerten Schwebstoffgehalten auf Werte zwischen 20 bis 70 %.

In der Verteilung der analysierten Chrom-Gehalte ist keine eindeutige Tendenz erkennbar. Häufig bewegen sich die Werte im Schwankungsbereich der Hintergrundkonzentrationen (LAWA, 1998 a) zwischen 1,3 u. 5,0 µg/l Cr oder darunter. Am Untersuchungstermin 23.08.2007 konnte an der Probenahmestellen P 4 ein erhöhter Chrom-Gesamtgehalt von 16 µg/l bestimmt werden. Eine eindeutige Zuordnung zu den eingeleiteten Kraftwerksabwässern kann nicht erfolgen. In der am 09.08.2007 zusätzlich direkt am Einleitbauwerk entnommenen Wasserprobe wurde ein vergleichsweise höherer Chromgehalt von 11 µg/l analysiert, der sich mit dem höheren Mainabfluss bis zur unterhalb gelegenen Messstelle P 4 wieder verdünnt hatte. Die nach LAWA 1998 b aufgestellten Zielvorgaben für die Schutzgüter Trink- und Bewässerungswasser von 50 µg/l werden im gesamten Untersuchungszeitraum erfüllt. Der Zielwert für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften von 10 µg/l (LAWA, 1998 b) wurde nur kurzzeitig überschritten.

Das Schwermetall Kupfer, bei dem der gelöste Anteil im Gewässer überwiegt, tritt im gesamten Wasserkörper sehr gleichmäßig auf. Die Konzentrationen übersteigen den Schwankungsbereich der Hintergrundwerte nur zum Zeitpunkt der höchsten Abflüsse, d.h. gesteigerter Schwebstoffgehalte, um etwa das Doppelte. Verteilt über das Längsprofil sind in den Kupfergehalten keine gravierenden Unterschiede zu erkennen. An den beiden Messstellen direkt oberhalb des Entnahmebauwerkes und unmittelbar unterhalb des Einleitbauwerkes sind die Kupferkonzentrationen mit 4,7 bzw. 4,8 µg/l am 09.08. und 2,7 µg/l am 23.08. nahezu identisch. Die von der LAWA (1998 b) aufgestellten Zielvorgaben für die verschiedenen Schutzgüter werden für den Parameter Kupfer an den meisten Untersuchungsterminen im Jahr 2007 erfüllt.

Bei dem Schwermetall Nickel ist die Abhängigkeit vom Schwebstoffgehalt im Wasser am deutlichsten zu erkennen. Während die Konzentrationen bei durchschnittlichen Abflüssen in der filtrierten und der unfiltrierten Probe fast identisch sind, steigt bei erhöhten Abflüssen und damit häufig erhöhten Schwebstoffgehalten im Wasser der Anteil des partikulär gebundenen Nickels auf ca. 80 % an. Eine Beeinflussung des Mainwassers durch die Abwassereinleitung des Kraftwerkes Staudinger hinsichtlich des Parameters Nickel konnte im Untersuchungszeitraum 2007 nicht festgestellt werden. Die Stoffgehalte wichen oberhalb und unterhalb des Kraftwerkes kaum voneinander ab. Während des annähernden Volllastbetriebes (23.08.) wurden an den Probenahmestellen P 2 bis P 4 sogar identische Konzentrationen von 2,1 µg/l Ni analysiert, die nach LAWA 1998 a im Schwankungsbereich der Hintergrundkonzentrationen von oberirdischen Binnengewässern liegen. Die von der LAWA (1998 b) aufgestellten Zielvorgaben für die Schutzgüter Trink- und Bewässerungswasser (50 µg/l) werden für den Parameter Nickel zu jedem Zeitpunkt erfüllt. Für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften wird das Qualitätsziel von 4,4 µg/l nur während erhöhter Abflüsse, in Verbindung mit größeren Schwebstoffanteilen, überschritten. Die im Anhang I Teil A zum Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 2006) festgelegte Umweltqualitätsnorm von 20 µg/l für Nickel wurde im gesamten Untersuchungszeitraum unterschritten.

Der **Zink**-Gehalt im Main variierte während des Untersuchungszeitraums von Mai bis September 2007 stark. Die Zinkkonzentrationen schwankten unregelmäßig zwischen 0,045 und 0,66 mg/l um einen Mittelwert von 0,27 mg/l. Ein eindeutiger Trend der zeitlichen und

räumlichen Verteilung der Zn-Konzentrationen konnte nicht ermittelt werden. Der Anteil von gelöstem Zink am Gesamtgehalt im Freiwasser schwankte ungleichmäßig zwischen 19 und 100 %. Tendenziell war zu erkennen, dass Zink in gelöster Form zu Zeiten erhöhter Abflüsse auftrat.

Eine charakteristische zeitliche und räumliche Verteilung der Zinkkonzentrationen im Main konnte nicht ermittelt werden. Die durchschnittlich höchsten Zn-Gesamtgehalte wurden mit Werten zwischen 0,3 u. 0,66 mg/l analysiert.

Die von der LAWA (1998 b) aufgestellten Zielvorgaben für die Schutzgüter Trink- und Bewässerungswasser (500 bzw. 1000 µg/l) werden für den Parameter Zink zu fast jedem Zeitpunkt erfüllt. Das Qualitätsziel für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften von 14 µg/l wurde während des Untersuchungszeitraums nicht erreicht. Die in der Verordnung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie vom 17. Main 2005 festgelegte Umweltqualitätsnorm von 800 mg/kg bleibt unterschritten. Für in Lösung befindliches Zink gibt es derzeit keine für Oberflächengewässer verbindlichen Grenzwerte.

2.2.2.3 Temperaturverhältnisse im Main im Ist-Zustand (Status quo)

Die detaillierte Analyse und Prognose der vorhabensbedingten Temperaturverhältnisse im Main erfolgten für die Staustufe Mühlheim für den Status quo (vgl. Kapitel 2.2.2.3.1). Bei der Bewertung wurde der Wärmelastplan Main (Entwurf, COOPERATIVE INFRASTRUKTUR + UMWELT, 1991) herangezogen (vgl. Kapitel 2.2.2.4).

2.2.2.3.1 Modellierung der Temperaturverhältnisse im Main, Staustufe Mühlheim, im Status quo

Zur Ermittlung der Wärmeverteilung des Kühlwassers wurde ein 3-dimensionales Modell für den Main von der Staustufe Krotzenburg bei Main km 63,85 bis zur Staustufe Mühlheim am Main km 53,04 aufgebaut (DHI - WASY 2007).

Zur Auswahl des Modellierungszeitraums kam das Jahr 2003 in Betracht, da dessen Sommer auf Grund sehr heißer Temperaturen als so genannter Jahrhundertsommer gilt und damit von den Wassertemperaturen her die ungünstigsten Randbedingungen herrschten. Als extremer Modellierungszeitraum wurde die Periode vom 04.08. bis zum 14.08.2003 gewählt. Um den Kraftwerksbetrieb auch unter durchschnittlichen Randbedingungen zu modellieren, wurde der Zeitraum vom 16.04. bis zum 30.04.2003 gewählt, da hier für das Jahr 2003 mittlere Temperaturverhältnisse herrschten.

Randbedingungen der Modelle

Die Modellvalidierung erfolgte anhand eines gut dokumentierten Zustandes für das Jahr 2003. Das Jahr 2003 wurde gewählt, da es, aufgrund hoher Luft- und Wassertemperaturen, ein für die Kühlwasserentnahme ungünstiges Jahr ist. Die Modellrandbedingungen für das 3-dimensionale Strömungs- und Wärmetransportmodell sind aus Abbildung 2.2-7 ersichtlich. Abbildung 2.2-8 zeigt die maßgebenden Einflussgrößen des Jahres 2003.

Als Zeitraum mit durchschnittlichen Randbedingungen im Jahr 2003 wurde der 16.04. - 30.04. gewählt. Innerhalb dieses Zeitraumes liegt die durchschnittliche Wassertemperatur an der Kühlwasserentnahme des Kraftwerkes Staudinger mit 13,4°C im Bereich der durchschnittlichen Wassertemperatur dieses Jahres mit 13,3°C (vgl. Tabelle 2.2-8). Der Abfluss des Mains vor dem Kraftwerk liegt mit 138 m³/s unterhalb des Jahresmittelwertes von 185 m³/s. Als Extremereignis im Jahr 2003 wurde der Zeitraum 04.08. bis 18.08. gewählt.

Tabelle 2.2-8 Temperaturen und Abfluss für das Jahr 2003 sowie der betrachteten Zeiträume im April und August (Tagesmittelwerte)

	Entnahmetemp. Main vor KWS [°C]	Mainabfluss vor KWS [m³/s]	Lufttemperatur[°C]
Min 2003	1.1	53.0	-18.0
Max 2003	27.2	1988.0	29.3
Mittelwert 2003	13.3	185.1	11.4

Zeitraum mit durchschnittlichen Randbedingungen

Min 16.04 - 30.04	11.3	128.0	6.9
Max 16.04 - 30.04	15.0	150.0	17.9
Mw 16.04 - 30.04	13.4	138.1	14.6

Zeitraum mit höchsten Temperaturen und geringem Abfluss

Min 04.08 - 18.08	25.2	55.0	20.3
Max 04.08 - 18.08	27.2	74.0	29.3
Mw 04.08 - 18.08	26.3	63.9	26.3

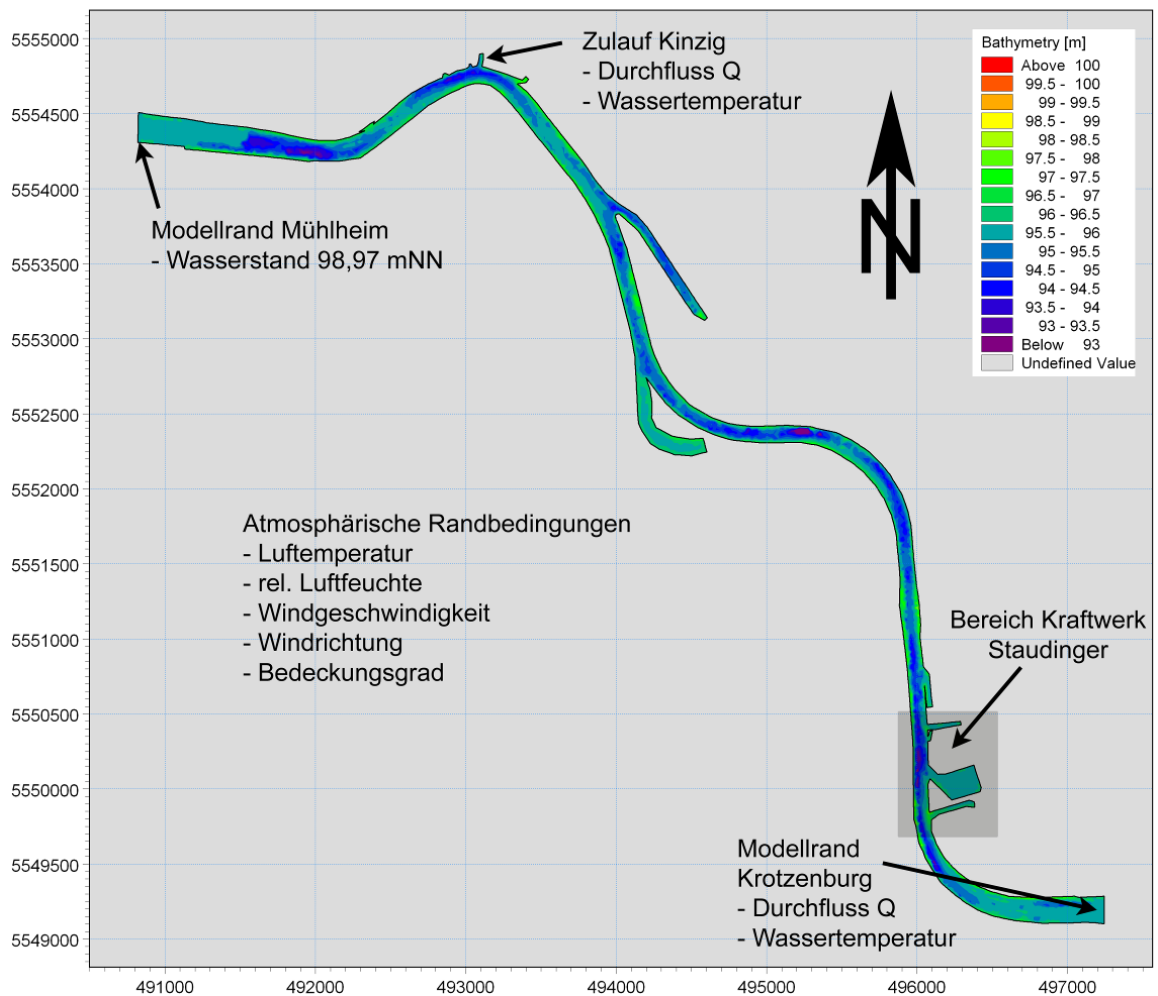


Abbildung 2.2-7 Verwendete Randbedingungen zur Modellierung Wärmefahne im Main zwischen Wehr Krotzenburg und Wehr Mühlheim

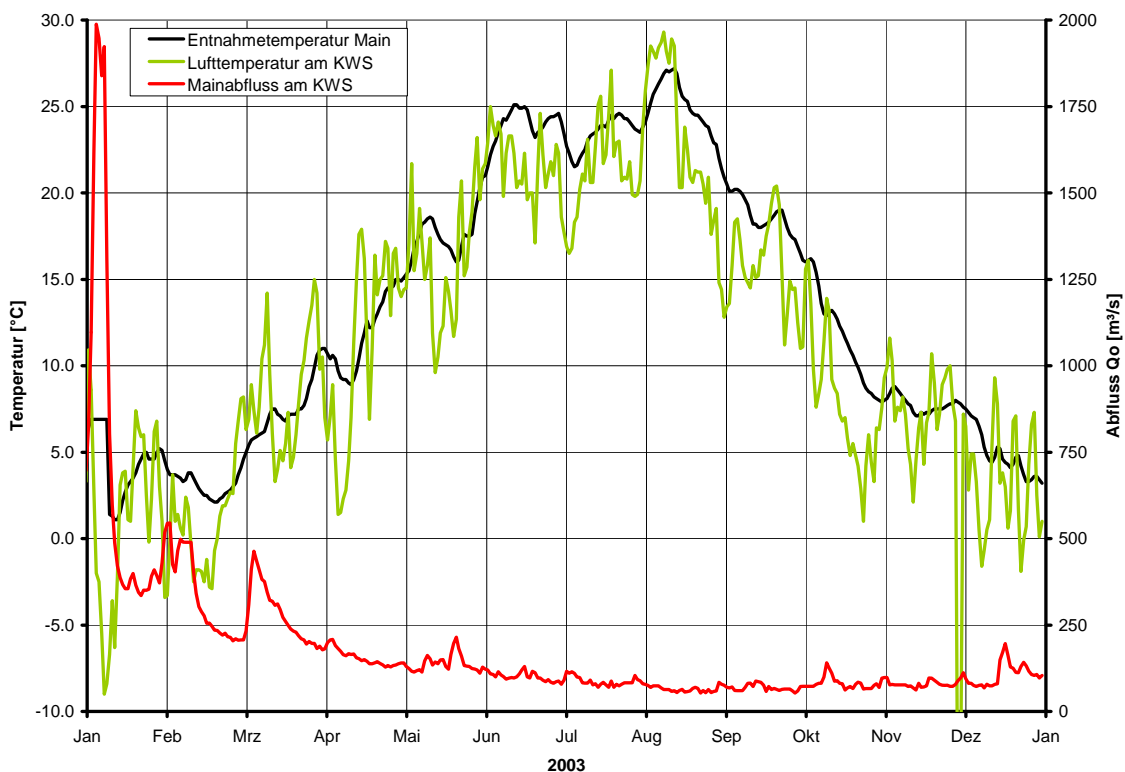


Abbildung 2.2-8 Mainabfluss und Temperaturverhältnisse am Kraftwerk Staudinger (KWS) für das Jahr 2003 (Tagesmittelwerte)

Modellvalidierung

Die nachfolgende Abbildung zeigt den Vergleich berechneter und gemessener Temperaturen an verschiedenen Querprofilen im Main im Umfeld des Kraftwerks. Aus dem Vergleich wird deutlich, dass das Modell den Status quo gut abbildet.

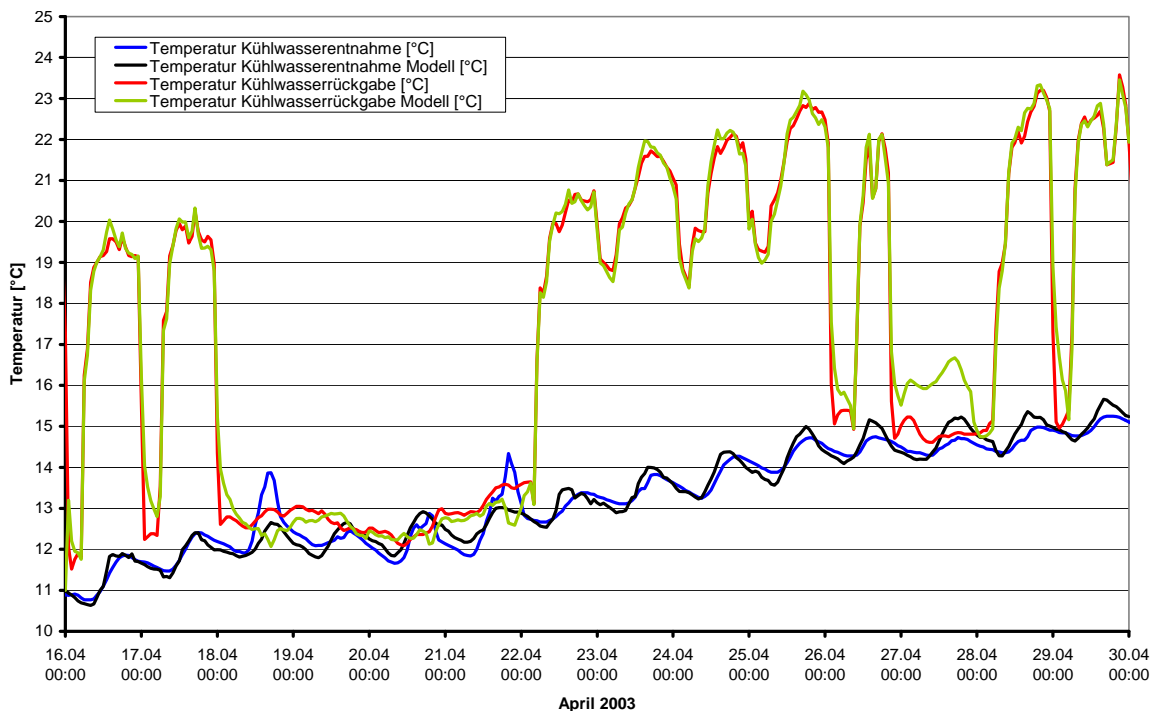


Abbildung 2.2-9 Gemessene und gerechnete Kühlwasserentnahme- und Kühlwasserrückgabetemperaturen am Kraftwerk Staudinger

2.2.2.3.2 Status quo (Szenarien 1 und 3)

Das Szenario 1 wurde für den Zeitraum des moderat temperierten April (Zeitraum 16.04. bis 30.04.2003) modelliert. Zu diesem Zeitpunkt herrschten Wasser- und Lufttemperaturen, die dem Jahresmittel entsprachen (mittlere Bedingungen bzgl. Abfluss, Wasser- und Lufttemperatur). Es diente der Modellvalidierung (s. oben). Maßgebende Eingangsgrößen sind die abgegebene Wärmemenge (0,04 bis 284 MW) sowie die Einleitmenge des Kühlwassers (0 bis 9,4 m³/s) bei tatsächlichem Mainabfluss ($Q = 114$ bis 131 m³/s).

Das Szenario 3 wurde für den Zeitraum während des heißen Sommermonats August (dokumentierter Kraftwerksbetrieb vom 04.08. bis 14.08.2003) mit einem NQ von 35,7 m³/s an der Stauhaltung Krotzenburg modelliert. Die Blöcke 1 und 3 wurden in dem Modellierungszeitraum im Ablaufbetrieb (Abgabe der Wärmemenge in den Main) und der Block 5 im Kreislaufbetrieb (Abgabe der Wärmemenge größtenteils durch Kühltürme) gefahren. Ab dem 09.08.2003 wurde das entnommene Mainwasser aufgrund sehr hoher Wassertemperaturen von bis zu 28 °C abgekühlt in den Main zurückgegeben.

In Tabelle 2.2-9 sind Eingangsdaten und Ergebnisse der Abwärmefahnenmodellierung der unterschiedlichen Szenarien gegenübergestellt.

Die in den Abbildungen dargestellten Querschnitte liegen bei Main-km 62,4 (=Q1), Main-km 61,4 (=Q2) und Main-km 58,8 (=Q3)

Szenario 1 (Status quo, Normalbedingungen Frühjahr)

Für zwei charakteristische Zeitpunkte (am 24.04.2003 17:00 Uhr sowie 25.04.2003 05:00 Uhr) erfolgte eine detailliertere Auswertung.

Abbildung 2.2-10 zeigt die Querprofile im Main im Frühjahr am frühen Abend und früh morgens. Während am frühen Abend (obere Abbildung) oberhalb des Kraftwerkes die Wassertemperatur des Flusslaufs einheitlich 14 – 14,5 °C beträgt, ist sie durch die Wärmeeinleitung unterhalb des Kühlwasserauslaufkanals am östlichen Ufer um 2,0 °C erhöht. In diesem Bereich hat sich das Kühlwasser noch nicht vollständig vermischt. 2500 m flussabwärts der Kühlwassereinleitung des Kraftwerk Staudinger hat sich das Kühlwasser im gesamten Flussbett vollständig über die Tiefe und die Breite vermischt und auf eine Wassertemperatur von 15 – 15,5°C eingestellt. Morgens (untere Abbildung) liegt oberhalb des Kraftwerkes die Wassertemperatur des Flusslaufs um 0,5 C unter dem Abendwert bei 13,5 - 14 °C. Die Erwärmung des Flusses durch die Wärmeeinleitung unterhalb des Kühlwasserauslaufkanals am östlichen Ufer beträgt nur 1,0 °C (noch unvollständige Vermischung). 2500 m unterhalb der Kühlwassereinleitung liegt die Temperatur des mittlerweile vollständig mit dem Kühlwasser vermischten Mains bei 14 – 14,5°C.

Abbildung 2.2-11 zeigt die berechnete Temperaturverteilung jeweils an der Oberfläche (Längsprofil b und d) und nahe der Gewässersohle (Längsprofil a und c) jeweils am 24.04.2003 17:00 Uhr und am 25.04.2003 05:00 Uhr. An ausgewählten Profilen wurden Temperaturverteilungen im Gewässerquerschnitt und im Gewässerlängsschnitt berechnet.

Am 24.04.2003 17:00 Uhr beträgt die berechnete Kühlwassertemperatur an der Einleitstelle 21,2 °C. Die Entnahmetemperatur liegt zu diesem Zeitpunkt bei 14,3 °C. Das Kühlwasser wurde zu diesem Zeitpunkt bei einer Kühlwassermenge von 9,5 m³/s um ca. 7,9 K erwärmt. An der Oberfläche sowie in Sohlhöhe betragen die Temperaturunterschiede zwischen westlichem und östlichem Mainufer ab dem Bootshafen (ca. 300 m nördlich des Kühlwasserauslaufes) nur noch 0,5 K. Hier ist die Maintemperatur sowohl an der Oberfläche als auch in Sohlhöhe maximal 1,5 K höher als bei der Kühlwasserentnahme.

Am 25.04.2003 05:00 Uhr beträgt die berechnete Kühlwassertemperatur an der Einleitstelle 19,1 °C. Das Kühlwasser wurde zu diesem Zeitpunkt bei einer Kühlwassermenge von

9,5 m³/s um ca. 5,3 K erwärmt. Die Kühlwasserentnahmetemperatur lag bei 13,8 °C. Die geringere Kühlwassererwärmung macht sich bei der Betrachtung der Kühlwasserfahne bemerkbar. Bereits in Höhe der Bootshafeneinfahrt ist die Maintemperatur lediglich 0,3 K höher als bei der Kühlwasserentnahme. Die Modellierung zeigt, dass sich das erwärmte Kühlwasser rasch über die gesamte Tiefe des Flussbetts vermischt, da die Oberflächen- und Sohl-Wassertemperaturen nahezu identisch sind. Zu diesem Zeitpunkt herrschten an der Oberfläche im Kraftwerksbereich Strömungsgeschwindigkeiten von etwa 0,3 m/s.

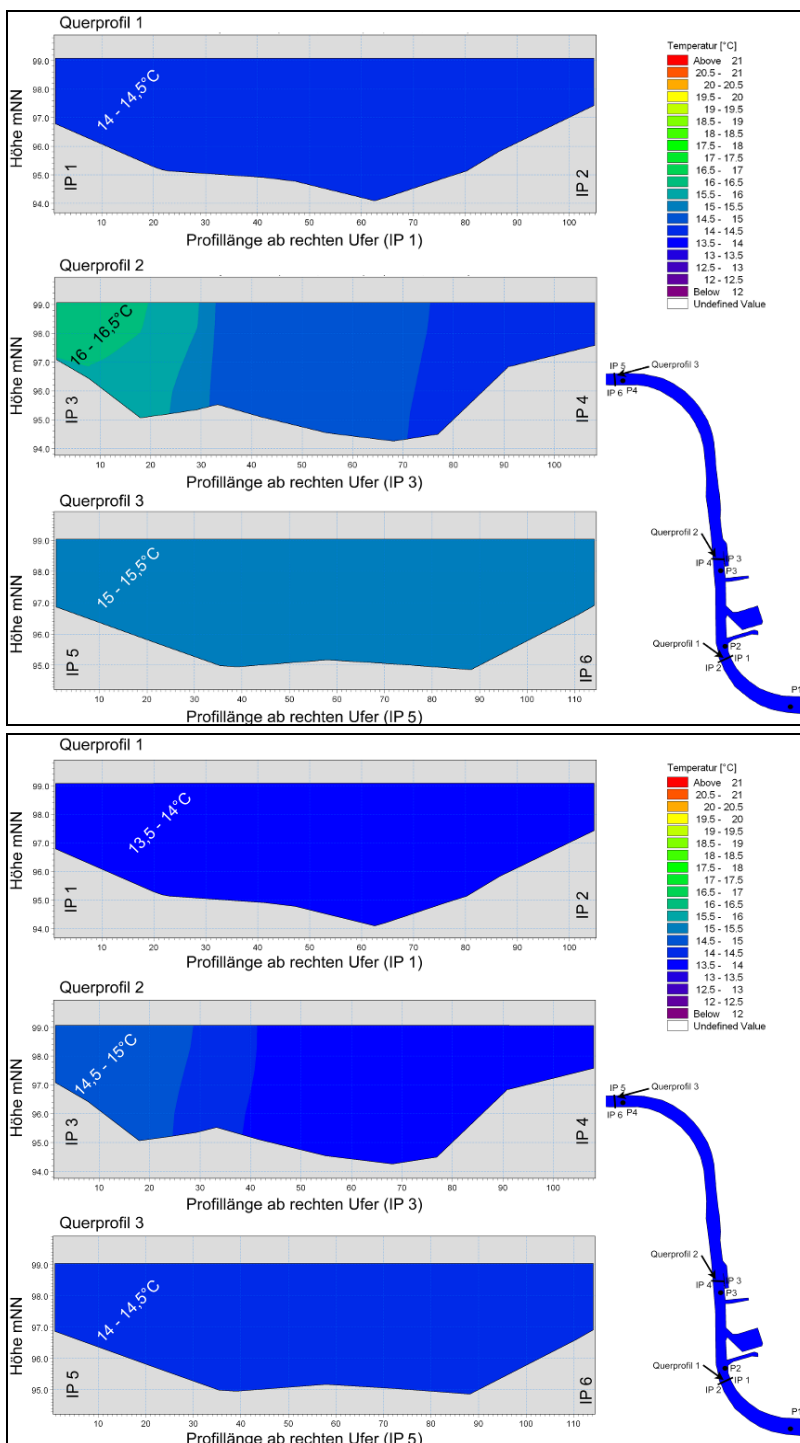


Abbildung 2.2-10 Querschnitte Q1 bis Q3 am 24.04.2003 17:00 Uhr (oben) und am 25.04.2003 5:00 Uhr (unten) – Szenario 1

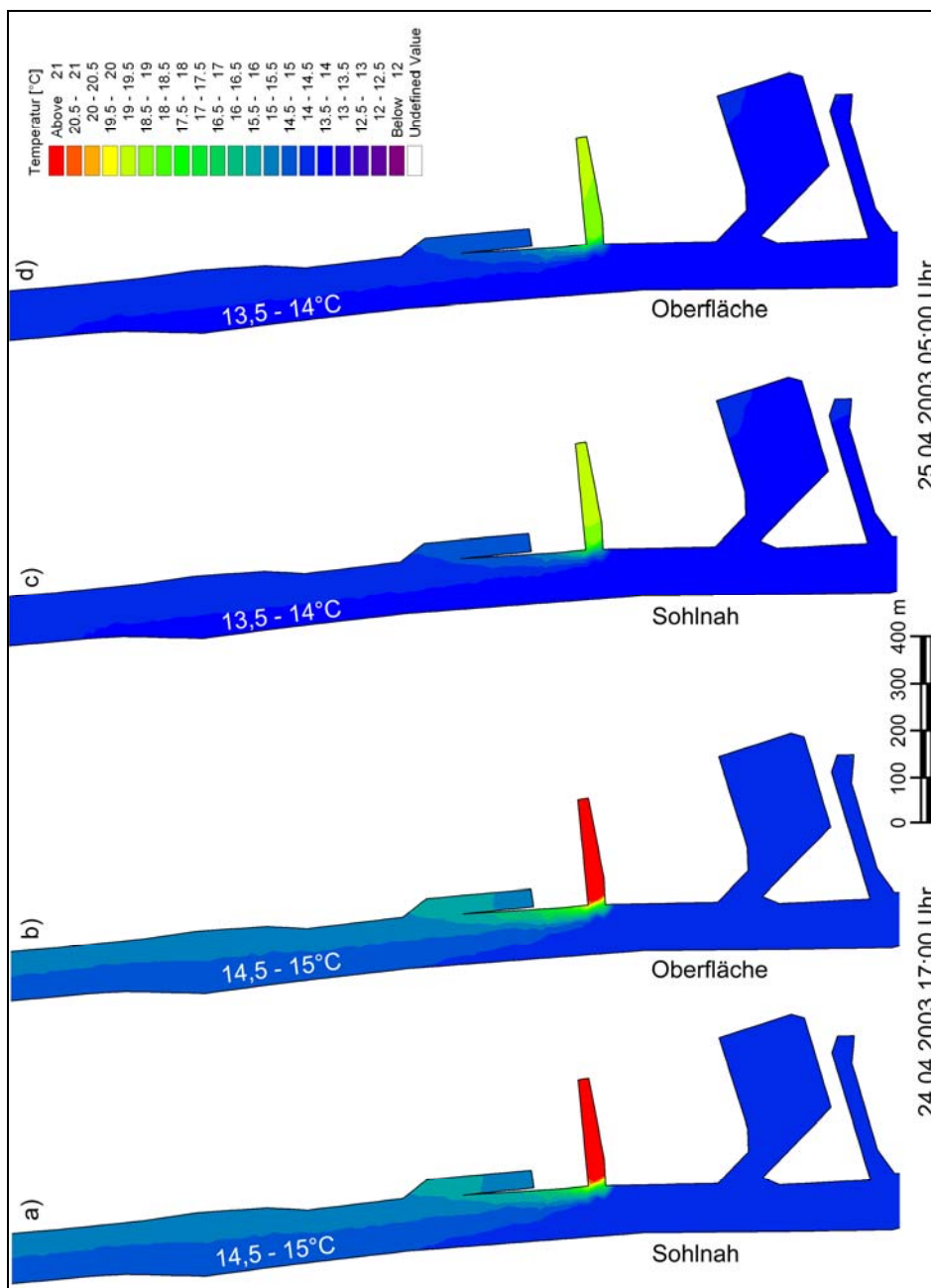


Abbildung 2.2-11 Temperaturen an der Sohle und an der Oberfläche am 24.04.2003 17:00 Uhr sowie 25.04.2003 05:00 Uhr – Szenario 1

Szenario 3 (Status quo, Extrembedingungen Sommer)

Das Szenario 3 (Modellierungszeitraum 04.08. – 18.08.2007) ist gekennzeichnet durch extreme hydro-meteorologische Verhältnisse. Die Daten des Kraftwerks fließen entsprechend dem tatsächlichen Betriebsablauf in diesem Zeitraum (Ablauf- und Kreislaufbetrieb) in die Modellierung ein. Die Ergebnisse der Modellierung des Szenarios 3 sind in den Abbildung 2.2-12 und Abbildung 2.2-13 graphisch dargestellt. Für charakteristische Zeitpunkte (am 07.08.2003 20:00 Uhr sowie 08.08.2003 22:00 Uhr) erfolgte eine detailliertere Auswertung.

Abbildung 2.2-12 zeigt die Querprofile im Main entgegen der Fließrichtung im Sommer am Abend (obere Bildhälfte) sowie spät abends (untere Bildhälfte).

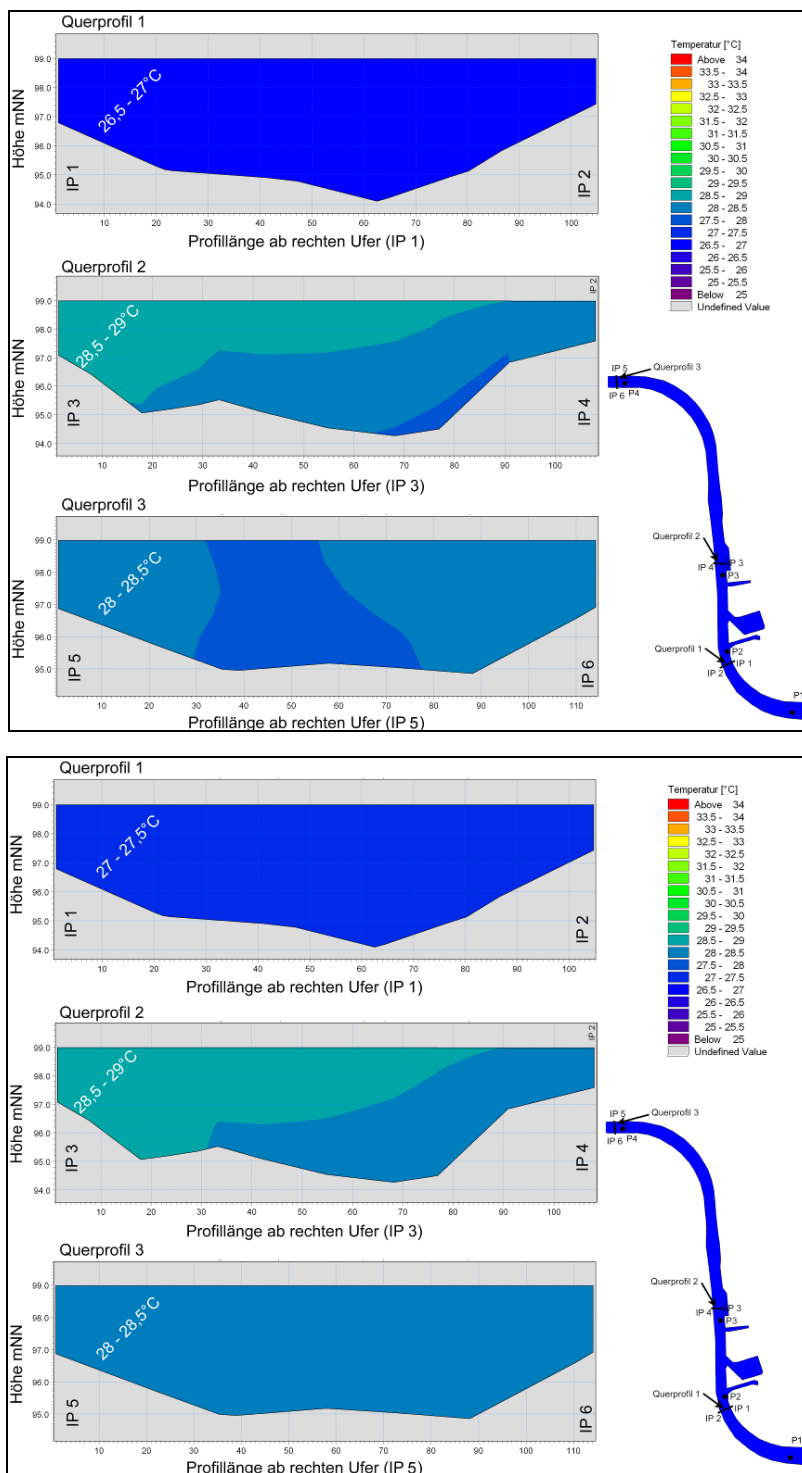


Abbildung 2.2-12 Querschnitte Q1 bis Q3 am 07.08.2003 20:00 Uhr (oben) und 08.08.2003 22:00 Uhr (unten) – Szenario 3

Die Wassertemperatur oberhalb des Kraftwerkes beträgt im gesamten Querschnitt des Querprofils 1 am Abend 26,5 – 27 °C. Durch die Wärmeeinleitung steigt die Wassertemperatur unterhalb des Kühlwasserauslaufkanals (Querprofil 2) am östlichen Ufer um 2,0 ° auf 28,5 – 29 °C. Die Wärmefahne reicht an dieser Stelle bis fast zum Westufer hinüber, jedoch nur am Ostufer bis zum Grund des Mains. In Richtung des Westufers verringert sich die Tiefe der Wärmefahne deutlich, so dass die Wassertemperatur an der Sohle des Westufers nur 27,5 – 28 °C beträgt. 2500 m flussabwärts der Kühlwassereinleitung des Kraftwerk Staudinger (Querprofil 3) hat sich das Kühlwasser weitestgehend über die Tiefe und

Breite des Flussbetts vermischt und auf eine Wassertemperatur von 28 – 28,5°C eingestellt. In der Flussmitte liegt die Wassertemperatur etwa 0,5 °C darunter.

Am 08.08.2003 um 22:00 Uhr liegt die Temperatur des Main am Querprofil 1 bei 27 – 27,5 °C. Unterhalb der Einleitstelle beträgt die Wassertemperatur am Ostufer des Querprofils 2 28,5 – 29 °C und reicht hier bis auf den Grund. Im Vergleich zur modellierten Situation für den Zeitpunkt 20:00 Uhr reicht hier die Wärmefahne in der Flussmitte weiter in die Tiefe. In Höhe des Querprofils 3 zeigt sich eine vollständige Durchmischung des Flusswassers in Tiefe und Breite mit einer Wassertemperatur von 28 – 28,5 °C.

Abbildung 2.2-13 zeigt die berechnete Temperaturverteilung an der Oberfläche (Längsprofil b und d) und nahe der Gewässersohle (Längsprofil a und c) jeweils um 20:00 Uhr (obere Abbildung) und 22:00 Uhr (untere Abbildung). An ausgewählten Profilen wurden Temperaturverteilungen im Gewässerquerschnitt und im Gewässerlängsschnitt berechnet.

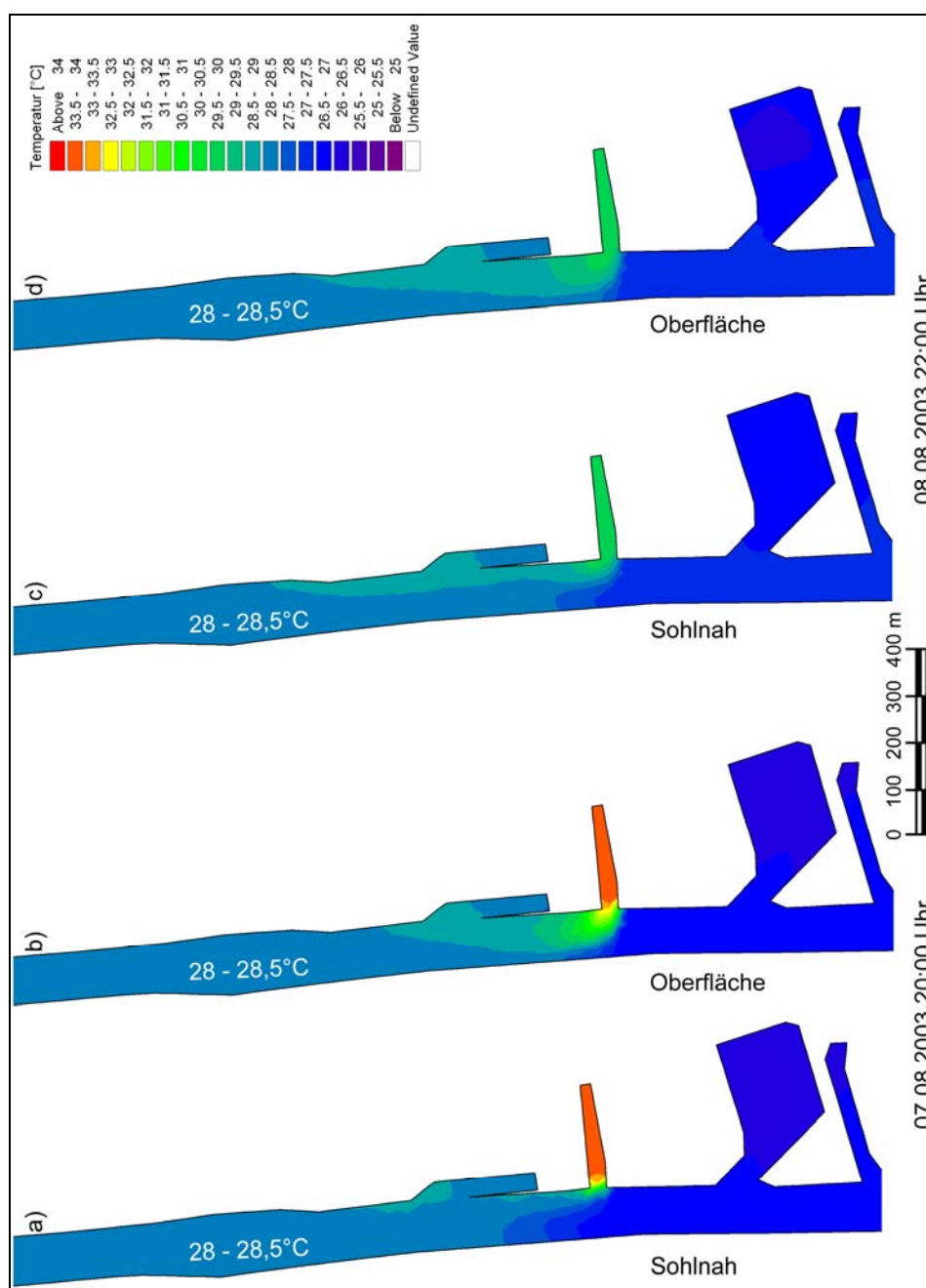


Abbildung 2.2-13 Temperaturen an der Sohle und an der Oberfläche 07.08.2003 20:00 Uhr sowie 08.08.2003 22:00 Uhr – Szenario 3

Um 20:00 Uhr beträgt die berechnete Kühlwassertemperatur an der Einleitstelle 34 °C bei einer Kühlwassermenge von 8,6 m³/s. Die Entnahmetemperatur liegt zu diesem Zeitpunkt bei 26,7 °C, das Mainwasser wurde also um 7,3 K erwärmt. Die berechnete Kühlwassertemperatur um 22:00 Uhr beträgt 29,9 °C (Erwärmung des entnommenen Mainwassers um 2,8 K) bei einer Kühlwassermenge von 17,6 m³/s. Der Temperaturunterschied zwischen der Oberfläche und der Sohlhöhe ist in diesem Szenario deutlich höher als in Szenario 1.

Wie in Abbildung 2.2-13 ersichtlich, beträgt die Wassertemperatur für den Zeitpunkt 20:00 Uhr an der Oberfläche bis zu 32,5 °C unmittelbar an der Mündung des Einlaufs, in Sohlhöhe eine Temperatur von etwa 28 °C. Die in diesem Szenario angenommene geringe Strömungsgeschwindigkeit bei niedrigstem Mainabfluss bewirkt eine längere Verweildauer des eingeleiteten Kühlwassers an der Oberfläche. Es kommt erst später zu einer vollständigen tiefgehenden Durchmischung des Kühlwassers mit dem Mainwasser. Der Temperaturunterschied zwischen dem Oberflächenwasser und dem Wasser in Sohlhöhe macht sich bis etwa 500 m flussabwärts der Einleitstelle bemerkbar.

Für den Zeitpunkt 22:00 Uhr ist der entsprechende Temperaturunterschied noch bis 800 m flussabwärts erkennbar. Weiter flussabwärts ist jedoch in beiden Varianten das Wasser komplett durchmischt und es herrscht eine einheitliche Temperatur von 28 – 28,5 °C. Am 07.08.2003 liegt die Maintemperatur an Querprofil 3 mit 28 °C also um 1,2 °C, am 08.08.2003 mit 28,1 °C um 1 °C höher als an der Entnahmestelle.

In Tabelle 2.2-9 sind wesentliche Ergebnisse der Szenarien 1 und 3 zusammengestellt.

Tabelle 2.2-9 Ergebnisse der Berechnungen der Temperaturverhältnisse, Szenarien 1 und 3

	Parameter	Szenario 1	Szenario 3
	Modellzeitraum	16.04. bis 30.04.2003 Mittlere Verhältnisse	04.08. bis 18.08.2003 Extreme Verhältnisse
Rand- bedingungen Kraftwerk	Kraftwerksbetrieb	Blöcke 1 bis 5	Blöcke 1 bis 5
	Kühlbetrieb	Ablaufbetrieb	Ab-, Kreislaufbetrieb
	abgegebene Wärmemenge	max = 284 MW min = 0.04 MW	max = 227 MW min = -256 MW
	Kühlwassermenge	0.0 bis 9.4 m ³ /s	7.2 bis 19.8 m ³ /s
	Kühlwassererwärmung	0.2 bis 7.2 K	-3.7 bis 6.6 K
Hydrolo- gische Randbed.	Durchfluss Krotzenburg	114 bis 131 m ³ /s	35.7 m ³ /s
	Temperatur Krotzenburg	10.6 bis 15.4°C	24.5 bis 28°C
	Durchfluss Kinzig	4 bis 5 m ³ /s	2 m ³ /s
	Temperatur Kinzig	11 bis 13°C	20 bis 23.2°C
Atmos- phärische Randbed.	Lufttemperatur	1 bis 25°C	13 bis 38°C
	Windrichtung	alle	alle
	Windgeschwindigkeit	0.1 bis 8.2 m ³ /s	0.1 bis 5.7 m ³ /s
	Relative Luftfeuchte	29 bis 74 %	39 bis 50 %
	Bedeckungsgrad	0 bis 100 %	0 bis 100 %
Erster Auswertungszeitpunkt	Auswertungszeitpunkt	24.04. 17:00 Uhr	07.08. 20:00 Uhr
	Durchfluss Krotzenburg	114 m ³ /s	35.7 m ³ /s
	Temp. Querprofil 1 oh. KWS	14.3°C	26.8°C
	Kühlwassermenge	9.3 m ³ /s	8.6 m ³ /s
	Kühlwassererwärmung	7.9 K	7.3 K
	Temperatur am Querprofil 2 an der Oberfläche	Rechtes Ufer 16.2°C Linkes Ufer 14.3°C	Rechtes Ufer 28.8°C Linkes Ufer 28.0°C
	Temp. Querprofil 3 uh. KWS	15.1°C	28.0°C
	Aufwärmung zw. Q1 & Q3	0.8 K	1.2 K
Zweiter Auswertungszeitpunkt	Auswertungszeitpunkt	25.04. 05:00 Uhr	08.08. 22:00 Uhr
	Durchfluss Krotzenburg	122 m ³ /s	35.7 m ³ /s
	Temp. Querprofil 1 oh. KWS	13.7°C	27.1°C
	Kühlwassermenge	9.5 m ³ /s	17.6 m ³ /s
	Kühlwassererwärmung	5.3 K	2.8 K
	Temperatur Querprofil am Rechten & Linken Ufer Oberfl.	Rechtes Ufer 15.0°C Linkes Ufer 13.7°C	Rechtes Ufer 28.9°C Linkes Ufer 28.2°C
	Temp. Querprofil 3 uh. KWS	14.4°C	28.1°C
	Aufwärmung zw. Q1 & Q3	0.7 K	1.0 K

Abbildung 2.2-14 zeigt die Wirksamkeit einer aktiven Abkühlung des eingeleiteten Kühlwassers durch Erhöhung der eingeleiteten Kühlwassermenge unter Extrembedingungen anhand der Wassertemperaturen der 4 Messpunkte an der Wasseroberfläche.

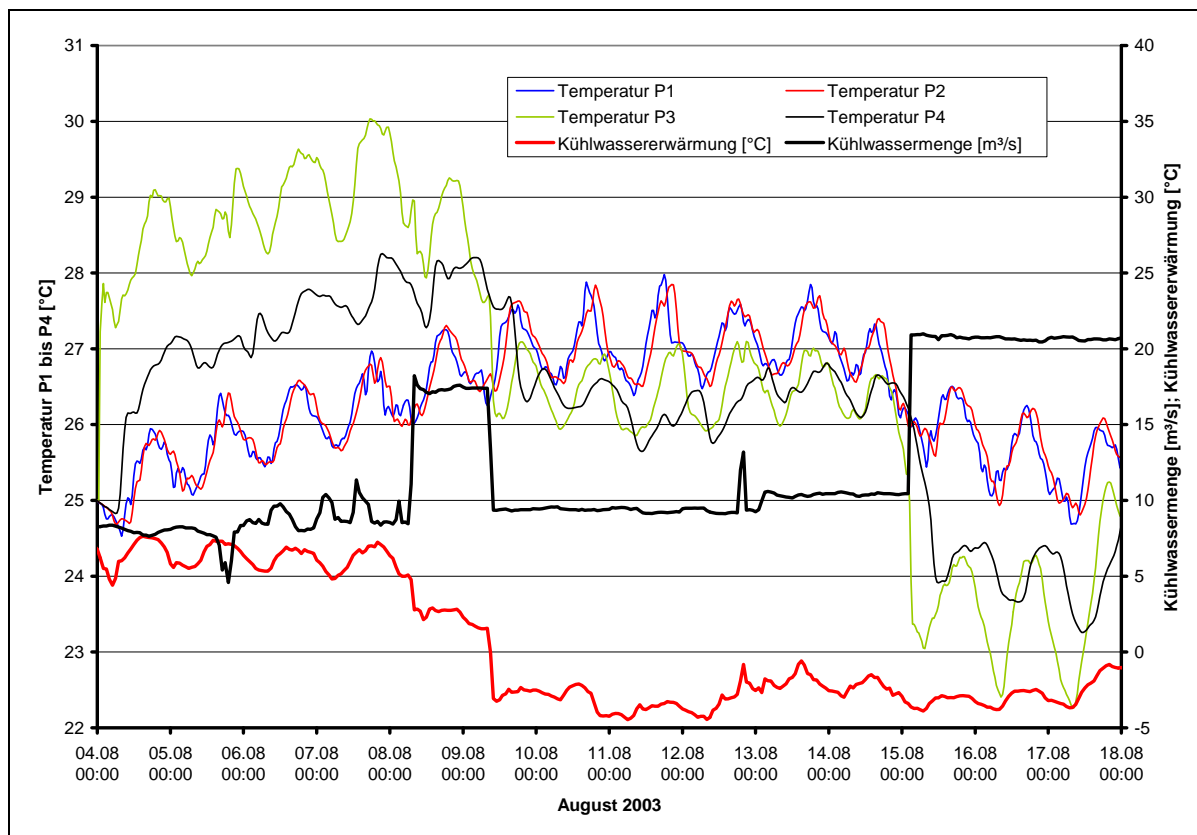


Abbildung 2.2-14 Temperaturen an der Oberfläche der Punkte P1 bis P4 sowie die Kühlwassermenge und dessen Temperaturerhöhung (Szenario 3 (Status quo, extreme Umweltverhältnisse, Blöcke 1-5 im Ablauf- und Kreislaufbetrieb)

2.2.2.4 Zu Planungen / Arbeiten Dritter im Untersuchungsgebiet

Laut Wärmelastplan war der Main bis vor wenigen Jahren noch durch zwei Kraftwerke auf bayerischer Seite in Dettingen (Main-km 68,0; 156 MW) und Aschaffenburg (Main-km 83,0; 300 MW) beim Übertritt nach Hessen thermisch vorbelastet. Beide Kraftwerke sind mittlerweile stillgelegt.

Von Seiten der Firma N-Energie gibt es eine Planung für ein KW Dettelbach (2x 400 MW). Nach vorliegenden Informationen stellte die N-Energie das Kraftwerksprojekt Dettelbach vorerst ein.

Darüber hinaus sind eine Reihe weitere Kraftwerksplanungen am Untermain bzw. dem angrenzenden Rhein, sowohl in Hessen wie auch in Rheinland-Pfalz geplant bzw. laufen entsprechende Genehmigungsverfahren. Hierzu konnten von behördlicher Seite aber bisher noch keine genaueren Informationen zu künftig in den Main eingeleiteten Wärmemengen mitgeteilt werden.

Folgende größere Kraftwerksneubauten mit möglichen Wärmeeinleitungen in den Main bzw. den Rhein sind derzeit in der Region Untermain bzw. im Rhein-Main-Gebiet bekannt:

- Der Energieversorger NUON plant mainabwärts des Standorts Staudinger die Errichtung eines gasbetriebenen Kraftwerks im Industriepark Frankfurt-Griesheim, das eine elektrische Leistung von 400 MW haben soll. Die voraussichtlich benötigte Kühlwassermenge ist mit 8000 m³/h (ca. 2,2 m³/s) angegeben.

- Der Energieversorger MAINOVA plant ein weiteres Kraftwerk in Frankfurt-Höchst
- Die bestehenden Kraftwerksanlagen im Industriepark HÖCHST wurden bereits oder werden weiter ausgebaut. Dabei werden überwiegend Wärme und elektrische Energie gleichzeitig erzeugt bzw. genutzt (Kraft-Wärme-Kopplung) und so ein sehr hoher Nutzungsgrad der Primärenergie – Kohle und Gas – von circa 90 Prozent erreicht, wodurch nur geringe zusätzliche Abwärmemengen in den Main eingeleitet werden.
- Die Kraftwerke MAINZ-WIESBADEN AG beabsichtigen die Erweiterung ihres Kraftwerks in Mainz in der Rheinaue unweit der Mainmündung. Geplant ist, ein Kohleheizkraftwerk zu errichten und zu betreiben. Das geplante Kohleheizkraftwerk soll am bestehenden Kraftwerksstandort Ingelheimer Aue der Kraftwerke Mainz-Wiesbaden AG errichtet werden. Mit einer Leistung von ca. 850 MW el. brutto ist neben der Einspeisung der erzeugten elektrischen Energie eine Auskopplung von ca. 210 MW Fernwärme zur Einspeisung in das vorhandene Fernwärmenetz und von Prozessdampf von ca. 32 MW_{th} zur Versorgung von Industriebetrieben vorgesehen. Das geplante Kohleheizkraftwerk soll wie die vorhandenen Anlagen mit Durchflussskühlung aus dem Rhein betrieben werden. Zusätzlich wird für den Betrieb bei hohen Rheinwassertemperaturen ein Kühlturm vorgesehen, in dem im Bedarfsfall das erwärmte Kühlwasser vor der Einleitung in den Rhein zurückgekühlt werden kann.
- Die Großkraftwerk MANNHEIM AKTIENGESELLSCHAFT plant im Rahmen der erforderlichen Modernisierung des Kraftwerksparks in Mannheim die Errichtung eines neuen Steinkohleblocks. Die Anlage soll nach der Stilllegung der Blöcke 3 und 4 in Betrieb genommen werden. Die elektrische Bruttoleistung wird mit 911 MW angegeben, der Nutzungsgrad mit 70 %, die Kraftwerk Kühlung soll mit Frischwasser aus dem Rhein erfolgen.

2.3 Sedimentbeschaffenheit im Main

Zur Bewertung der Auswirkungen des aktuellen bzw. zukünftigen Betriebes des Kraftwerkes Staudinger auf den ökologischen Zustand des Mains ist es notwendig, neben chemisch-physikalischen Parametern des Wasserkörpers sowie den biologischen Parametern zur Bewertung des ökologischen Zustandes des Gewässers auch die Gewässersedimente zu betrachten.

Aus diesem Grund ist es angeraten, auch die chemische Qualität der Sedimente zu untersuchen und zu bewerten, um ggf. negative Auswirkungen auf den ökologischen Zustand des Gewässers abschätzen bzw. darstellen zu können oder einen eventuellen Einfluss auf die Sedimentbeschaffenheit feststellen zu können.

2.3.1 Methodik

2.3.1.1 Probenahme

Zu diesem Zweck wurden am 27.08.2007 im Main im Bereich des Kraftwerkes Staudinger an vier Messstellen Sedimentproben entnommen. Die Auswahl der Probenahmestellen erfolgte in Anlehnung an die Probestellen im Main mit der Spezifikation, dass die Probenahme der Sedimente im Uferbereich stattfand, da nur dort organische Weichsedimente gefunden wurden.

Die Position der Probestellen, die Probenahmetiefe (Wassertiefe), die Substratbeschaffenheit nach Ansprache vor Ort sowie ein Übersichtsfoto der Probe sind in den folgenden Abbildungen dargestellt.



Abbildung 2.3-1 Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S1 (km 63,0 – 62,9, rechts), Wassertiefe: 3,6 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 5 % Schlamm, 40 % Schill, 55 % Sand



Abbildung 2.3-2 Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S2 (km 61,85 – 61,65, rechts), Wassertiefe: 4,3 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 5 % Schlamm, 5 % *Corbicula*, 90 % Sand



Abbildung 2.3-3 Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S3 (m 61,4 – 61,2, links), Wassertiefe: 1,0 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 90 % Schlamm, 8 % *Corbicula*, 2 % Pflanzen



Abbildung 2.3-4 Übersichtsfoto der Sedimentprobe der Stelle S4 (km 61,0 – 60,6, links), Wassertiefe: 1,7 m, Beschaffenheit nach optischer Ansprache: 90 % Schlamm, 8 % Corbicula, 2 % Pflanzen

2.3.1.2 Analytik und Bewertung

Mittels Nasssiebung wurde von einer Teilprobe die Korngrößenfraktion < 20 µm abgetrennt um sie der Schwermetallanalytik zu unterziehen. Die übrige Analytik inkl. Schwermetalle erfolgte aus der vollständigen Probe über alle Korngrößen. Zur Analyse der Stoffkonzentrationen im Eluat wurden die Proben abfiltriert.

Die Parameterauswahl für Sedimentanalytik erfolgte in Anlehnung an verschiedene Bewertungsrichtlinien für Gewässersedimente bzw. zur Güteklassifizierung von Schwebstoffen und Sedimenten.

Die Bewertung nach LAWA (1998 b) bezieht sich auf die 7 stoffbezogenen chemischen Gewässergüteklassen. Die Grenzwerte beziehen sich auf die Analysenergebnisse der Schwermetallanalytik in der Korngrößenfraktion < 20 µm.

Die Bewertung nach LAGA (2004) bezieht sich zunächst auf Verwertungsmöglichkeiten von Sedimenten im Hinblick auf deren Entnahme aus Gewässern und Aufbringung auf terrestrische Flächen.

Das gewählte Probenahmeverfahren lieferte Mischproben aus der Sedimenttiefe 0 - 20 cm, die nach den Probenahmen zusätzlich homogenisiert wurden.

Bzgl. der Schadstoffbelastung der Sedimente sind folgende Anlagen/Prozesse mit von diesen emittierten Stoffen zu berücksichtigen:

Abflutwasser aus Kühlturm 4:	Sulfat
Schacht 27:	Kohlenwasserstoffe
REA-Abwasser:	Schwermetalle
	Sulfat
	N-gesamt
	Ammonium
	Chlorid
Biozidbehandlung in Kühlturm 4 oder 5:	PCDD/PCDF
	AOX

Die Belastung bzw. zusätzliche Fracht, die dem Main über die o.g. Anlagen/Prozesse zugeführt wird, wurde im Kapitel chemisch-physikalische Parameter ausführlich dargestellt. Danach sind nur die Immissionsmengen der Stoffe Chlorid, Sulfat und Zink geeignet, eine Zusatzbelastung des Mains zu verursachen.

Für die Bewertung der erhobenen Daten zu Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten wurden, unter Berücksichtigung der o. g. Aussagen, zur Zuordnung von stofflichen Belastungen aus dem Kraftwerk zu einzelnen Sedimentproben des Untersuchungsabschnittes folgende Fragestellungen beantwortet:

- Wie sind die gemessenen Werte in Altdaten zur Sedimentqualität des Mains bzw. anderer Flüsse einzuordnen?
- In welche Güteklassen nach LAWA (1998 b) sind die gemessenen Daten einzuordnen?
- In welche Güteklassen nach LAGA (2004) sind die gemessenen Daten einzuordnen?
- Werden die Umweltqualitätsnormen nach VO–WRRL (2005) eingehalten?

Hieraus ergibt sich ein Beurteilungsrahmen der aktuellen Schadstoffsituation in den Sedimenten im untersuchten Mainabschnitt.

2.3.1.3 Korngrößenverteilung in den Sedimentproben

Die Korngrößenverteilung der Proben wurde durch Siebung ermittelt und in Siebkurven dargestellt.

Zur Verdeutlichung der Ergebnisse der Analytik der Korngrößenverteilung dient die folgende Tabelle, die insbesondere Anteile der Feinfraktion darstellt:

Aus der Tabelle ergibt sich, dass die Proben S1 – S4 in den Fraktionen > 125 µm und < 250 µm sehr deutlich differieren, wobei die Proben S1 und S2 jeweils einen deutlich geringeren Anteil an der Feinfraktion aufweisen, als die Proben S3 und S4.

Insbesondere die Fraktion < 20 µm spielt für die Bewertung der Schadstoffbelastung eine große Rolle. Das Bewertungsverfahren der LAWA (1998) bezieht sich speziell auf diese Fraktion. Während an der Probestellen S1 die Fraktion < 20 µm nur mit ca. 1,48 Massen-% vertreten ist, steigt der Anteil dieser Fraktion an S2 auf 3,92 % und an S3 auf 5,66 % um dann an S4 wieder auf 3,78 % zu fallen.

Damit können die unten dargestellten und diskutierten deutlichen Konzentrationsunterschiede in einzelnen Parametern zwischen den Probenstellen S1 und S2 einerseits und S3 und S4 erklärt werden.

Tabelle 2.3-1 Vergleich der prozentualen Gewichtsanteile einzelner Korngrößenfraktionen für die Probenstellen S1 – S4

Probenstelle	Gewichts-% < 20 µm	Gewichts-% < 125 µm	Gewichts-% < 250 µm
S1	1,48	4,81	25,18
S2	3,92	5,11	27,97
S3	5,66	22,56	63,05
S4	3,78	36,47	63,20

2.3.2 Ergebnisse der Analytik der Sedimentproben

Für eine zusätzliche Schwermetallanalytik wurde von Teilproben die Korngrößenfraktion < 20 µm abgetrennt und hinsichtlich der Schwermetalle untersucht.

Im Ergebnis der Analytik der Sedimentproben kann grundsätzlich festgestellt werden, dass die Konzentrationen der meisten der untersuchten Stoffe oder Stoffgruppen unterhalb der Bestimmungsgrenze der gewählten Analyseverfahren lagen.

Die Sedimentproben wurden auf die im Folgenden erläuterten Stoffe bzw. Stoffgruppen hin analysiert. Für die in Tabelle 2.3-2 aufgeführten Stoffe lagen die Ergebnisse der Analyse unterhalb der jeweiligen gültigen Bestimmungsgrenzen oder waren nicht nachweisbar.

Tabelle 2.3-2 In den Analyse der Sedimentproben nicht nachweisbare Stoffe bzw. Stoffe unter der Bestimmungsgrenze der zur Bewertung verwendeten Verfahren

Stoff	Verfahren	Bestimmungsgrenze (mg/kg TR)	höchster ermittelter Wert (mg/kg TR)
Cyanide gesamt	ISO 11262	0,1	< 0,1
Chrom VI	DIN 19734	1	< 1
Cadmium	DIN EN ISO 11885	0,2	< 0,2
Thallium	DIN 38406-26	0,2	< 0,2
EOX	DIN 38414-17	0,5	< 0,5
Summe nachgewiesenerLHKW (TR)	DIN ISO 22155		-
Summe BTEX (TR)	DIN ISO 22155		-
Summe PAK nach EPA	DIN 38414-23		-
Hexachlorbenzol	DIN 38407-2	0,005	< 0,005
HCH	DIN 39407-2	0,005	< 0,005
PCB	DIN 38414-20	-	
Mercaptothiabenzol	HPLC/UV	0,5	< 0,5
Methyl-Hg	Destillation, CV-AAS	0,01	< 0,01
Organozinnverbindungen			
Schwermetalle (im Eluat)			

Nur in wenigen untersuchten Stoffgruppen konnten Konzentrationen gemessen werden, die oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen liegen und eine Bewertung mit den o. g. Bewertungs- und Klassifikationsverfahren zulassen. Diese Stoffgruppen sind:

- Nährstoffe (insbes. N- und P-Komponenten) im Trockenrückstand (TR)
 - TOC in TR
 - AOX in TR
 - Schwermetalle in TR
 - PCDD/PCDF in TR
 - Chlorid und Sulfat im Eluat

2.3.2.1 Nährstoffe im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben

Die festgestellten Nährstoffkonzentrationen in den Sedimenten weisen typische bzw. normale Stoffkonzentrationen für Gewässersedimente auf.

Tabelle 2.3-3 Nährstoffkonzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (km 60,6 – 63,0)

Parameter	Einheit	S1	S2	S3	S4
Ammonium-N	mg/kg TR	<70	<70	100	120
Stickstoff (N) gesamt	mg/kg TR	740	820	1500	2100
Phosphor (P) gesamt	mg/kg TR	1500	300	600	700

Für die Stickstoffkomponenten gibt es eine deutliche Steigerung der Konzentrationen zwischen den Probenstellen S1 und S2 (etwa gleiche Konzentrationen) sowie S3 und S4.

Für die Phosphorkomponenten schwanken die Konzentrationen noch deutlicher zwischen den Probenstellen. Eine Ursache dafür ist in den unterschiedlichen Korngrößenverteilungen zwischen den Probenstellen S1 und S2 sowie S3 und S4 zu suchen. Es ist davon auszugehen, dass der organische Anteil der Sedimente der Stellen S3 und S4 deutlich höher ist, weshalb auch die Nährstoffkonzentrationen deutlich höher sind. Der sehr ho-

he Phosphorwert der Probe S1 ist damit jedoch nicht zu erklären. Möglicherweise stellt er eine Singularität dieser Messstelle dar.

2.3.2.2 Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben

Die festgestellten TOC-Konzentrationen in den Sedimenten weisen normale Stoffkonzentrationen für organisch beeinflusste Gewässersedimente auf.

Im Vergleich mit Daten der Messstelle Iffezheim/Rhein (FU Berlin, 2005), wo 2,9 Masse-% im Trockenrückstand (TR) gemessen wurden, liegen die Messdaten des untersuchten Mainabschnittes z. T. deutlich darunter.

Tabelle 2.3-4 TOC-Konzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (km 60,6 – 63,0)

Parameter	Einheit	S1	S2	S3	S4
TOC (Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff)	Masse-% in TR	0,8	0,4	1,2	2,1

Es ist eine unregelmäßige Schwankung zwischen den Probenstellen, mit einem Anstieg hin zu den Probenstellen S3 und S4, zu verzeichnen. Als eine mögliche Ursache für diese Konzentrationsunterschiede kommt der höhere Anteil der kleinen Korngrößen an den Probenstellen S3 und S4 in Frage, die einen höheren Anteil organischer Substanz gegenüber mineralischen Anteilen am Gesamtsediment impliziert.

2.3.2.3 AOX im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben

Tabelle 2.3-5 AOX-Konzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0)

Parameter	Einheit	S1	S2	S3	S4
AOX	mg/kg in TR	10	< 10	20	30

Die festgestellten AOX-Konzentrationen weisen normale Stoffkonzentrationen für Gewässersedimente auf.

Es ist eine unregelmäßige Schwankung zwischen den Probenstellen zu verzeichnen, mit ansteigenden Werten von S1/S2 hin zu S3 und S4.

2.3.2.4 Schwermetalle im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben über alle Korngrößen

Die analysierten Schwermetallkonzentrationen lagen nur bei den o. g. Parametern oberhalb der Bestimmungsgrenze, weshalb auch nur diese in der folgenden Tabelle dargestellt sind.

Zwischen den Probestellen S1 und S4 ist ein Trend der Zunahme der Stoffkonzentrationen zu verzeichnen. Während an der Messstelle S1 alle Schwermetallkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, konnten an S2 (oberhalb der Einleitstelle) doppelt so hohe Konzentrationen wie an S1 gemessen werden, die zwischen S3 und S4 nur noch leicht anstiegen. Da sich speziell die Schwermetalle eher an die Feinfraktion des Sedimentes als an die gröberen Fraktionen bindet, ist eine mögliche Ursache der Konzentrationserhöhung zu S2, S3 und S4 der höhere Anteil der Feinfraktion an der Gesamtprobe an diesen Probenstellen.

Tabelle 2.3-6 Schwermetallkonzentrationen (im TR) über alle Korngrößen an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0) im Vergleich mit den Ergebnissen der Messstelle Kahl am Main (hinsichtlich Schwebstoffen im Freiwasser) von Juli 2007 und Zuordnung der Einzelwerte zu Einbauklassen nach LAGA (2004)

Parameter	Einheit	S1	LAGA	S2	LAGA	S3	LAGA	S4	LAGA
Arsen	mg/kg TR	<2	Z0	3	Z0	5	Z0	5	Z0
Blei	mg/kg TR	<2	Z0	7	Z0	15	Z0	18	Z0
Cadmium	mg/kg TR	<0,2	Z0	<0,2	Z0	<0,2	Z0	<0,2	Z0
Chrom	mg/kg TR	<1	Z0	11	Z0	20	Z0	23	Z0
Kupfer	mg/kg TR	<1	Z0	6,5	Z0	20	Z0	22	Z1.1
Nickel	mg/kg TR	<1	Z0	7	Z0	14	Z0	16	Z1.1
Quecksilber	mg/kg TR	<0,1	Z0	<0,1	Z0	0,1	Z0	0,2	Z1.1
Zink	mg/kg TR	<1	Z0	41	Z0	100	Z1.1	120	Z1.1

In der Bewertung nach LAGA (2004) sind die Sedimente der Probenstellen S1 und S2 als völlig unbedenklich (Z0) einzustufen. An der Probenstelle S3 ergibt sich eine ähnliche Situation, nur der Parameter Zink übersteigt den Z0 Zuordnungswert. An der Probestelle S4 mussten vier der acht Schwermetalle der Klasse Z1.1 zugeordnet werden. Damit ist entsprechend der Bewertung nach LAGA von einer unbedeutenden bis geringen Belastung der Sedimentproben (alle Korngrößen) mit Schwermetallen auszugehen.

In diesem Zusammenhang ist festzuhalten, dass eine Belastung der Sedimente des Mains mit Schwermetallen durch den Betrieb des Kraftwerkes bei den summarischen Betrachtungen aller Korngrößen in den vier Sedimentproben nicht festzustellen war.

2.3.2.5 Schwermetalle im Trockenrückstand (TR) der Sedimentproben in der Korngrößenfraktion < 20 µm

Die analysierten Schwermetallkonzentrationen in der Feinfraktion lagen nur bei den in Tabelle 2.3-7 aufgeführten Parametern oberhalb der Bestimmungsgrenzen. Die Tabelle enthält eine Bewertung der Sedimentproben nach LAWA (1995) für neun Schwermetalle in Schwebstoff und Sediment. Diesen Werten sind Hintergrundwerte nach LAWA (1995) und Ergebnisse der Messstelle Kahl am Main gegenübergestellt.

Im Vergleich der Messstellen untereinander kann festgestellt werden, dass es keine eindeutige Tendenz der Erhöhung oder Verringerung der Stoffkonzentrationen von Messstelle zu Messstelle gibt.

Für die Parameter Arsen, Chrom, Quecksilber und Thallium kommt es zwischen S1 und S4 zu einer Reduzierung der Stoffkonzentrationen, die z.T., wie beim Thallium, zu einer annähernden Halbierung der Konzentrationen führen. Beim Chrom fallen die Werte um ca. 8 %. Bei den Parametern Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink, kommt es zwischen S1 und S2 zu einer Reduzierung der Konzentrationen um ca. 5 – 15 %, um dann an S3 wieder auf das Niveau von S1 zu steigen oder es zu übertreffen und dann zu S4 wieder zu fallen. Da die Schwankungen, wie dargestellt, bis auf Thallium im Bereich von 5 – 15 % liegen erscheint es auch nicht sinnvoll, diese Schwankungen mit ggf. vorhandenen Emissionen in Verbindung zu bringen.

Nach erfolgter Bewertung nach LAWA (1998b) konnten für die Probenstellen S1 – S4, stark parameterabhängig die Güteklassen I bis Güteklasse II – III vergeben werden. Während für den Parameter Chrom nicht der Hintergrundwert erreicht wird, erreichen die Sedimente des Mains für die Parameter Kupfer und Zink nur die GK II – III. Damit schwanken die Messstellen parameterbezogen über vier (von sieben) Güteklassen.

Tabelle 2.3-7 Schwermetallkonzentrationen (im TR) in der Fraktion < 20 µm an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0) im Vergleich mit den Hintergrundwerten und Güteklassifikation nach LAWA (1995) und Messwerten an der Messstelle Kahl am Main des Wasserwirtschaftsamtes Aschaffenburg v. 03.07.2007 (Schwebstoffe aus einem Sedimentfangkasten in der Fraktion < 20 µm)

Parameter	Einheit	S1	GK	S2	GK	S3	GK	S4	GK	Hintergrund	Kahl
Arsen	mg/kg TR	16	-	15	-	13	-	12	-	-	7
Blei	mg/kg TR	52	II	49	I-II	52	II	50	I-II	25	30
Cadmium	mg/kg TR	0,6	I-II	<0,5	I-II	0,7	II	0,5	I-II	0,3	0,5
Chrom	mg/kg TR	71	I	71	I	67	I	66	I	80	35
Kupfer	mg/kg TR	62	II-III	53	II	67	II-III	61	II-III	20	30
Nickel	mg/kg TR	49	II	43	II	50	II	46	II	30	25
Quecksilber	mg/kg TR	0,38	I-II	0,26	I-II	0,26	I-II	0,25	I-II	0,2	0,65
Thallium	mg/kg TR	1,3	-	0,8	-	0,7	-	0,7	-	-	-
Zink	mg/kg TR	299	II-III	259	II-III	323	II-III	315	II-III	100	245

In der Gruppe der „spezifischen nicht synthetischen Schadstoffe“ werden die Schwermetalle Arsen, Chrom, Kupfer und Zink mit Qualitätsnormen unter anderem für „frische schwebstoffbürtige Sedimente“ aufgeführt (VO – WRRL). Diese Qualitätsnormen werden von den im Rahmen des Projektes erhobenen Proben erreicht, bzw. zum Teil deutlich unterschritten.

Für den wichtigen Parameter Schwermetalle im Sediment < 20 µm konnte im Längsprofil des Mains zwischen den Messstellen S1 – S4, bzw. oberhalb und unterhalb der Einleitung des Kraftwerkes Staudinger kein eindeutiger Trend einer Zunahme verzeichnet werden.

Tabelle 2.3-8 Schwermetallkonzentrationen (im TR) in der Fraktion < 20 µm an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0) im Vergleich mit den Umweltqualitätsnormen nach VO – WRRL (2005)

Parameter	Einheit	S1	S2	S3	S4	Qualitätsnorm nach VO-WRRL
Arsen	mg/kg TR	16	15	13	12	40
Chrom	mg/kg TR	71	71	67	66	640
Kupfer	mg/kg TR	62	53	67	61	160
Zink	mg/kg TR	299	259	323	315	800

2.3.2.6 PCDD/PCDF im Trockenrückstand (TR)

Tabelle 2.3-9 PCDD / PCDF - Konzentrationen (im TR) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0)

Parameter	Einheit	S1	S2	S3	S4
PCDD/PCDF	ng TE / kg TR	0,063	0,152	1,53	1,61

Die gemessenen Konzentrationen von PCDD/PCDF sind im Vergleich zu den nachfolgend aufgeführten Werten als gering einzuschätzen. In Ermangelung von Vergleichsdaten aus dem Gebiet können als Vergleichsmaßstab Daten des BMU sowie der HANSESTADT HAMBURG (1999) herangezogen werden. In den Sedimenten der Elbe (Bereich Hansestadt Hamburg) konnten 1998 noch Konzentrationen von 10 - 180 ng TE / kg TR gemessen werden, an je zwei Messstellen von Rhein und Elbe im Jahr 1998 21 ng - 62 ng TE / kg TR.

2.3.2.7 Chlorid und Sulfat im Eluat

Die Konzentrationen von Chlorid und Sulfat im Eluat der Sedimentproben des Untersuchungsabschnittes sind grundsätzlich als gering einzuschätzen. Alle Proben erfüllen hinsichtlich des Parameters Chlorid die Qualitätsnorm der LAGA für die Klassifizierung als Z0-Material. Für den Parameter Sulfat entsprechen nur die Proben S1 und S2 den Normen für Z0. Die Probe S3 wäre der Klasse Z 1.2 die Probe S4 der Klasse Z 2 zuzuordnen.

Tabelle 2.3-10 Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen (im Eluat) an den Sedimentmessstellen S1 – S4 des Untersuchungsabschnittes des Mains am Kraftwerk Staudinger (Main-km 60,6 – 63,0)

Parameter	Einheit	S1	S2	S3	S4
Chlorid	mg / l	1,8	1,4	3,5	3,7
Sulfat	mg / l	2,0	5,0	47	100

2.4 Biologische Wasserqualität des Mains

2.4.1 Makrophyten im Main

2.4.1.1 Methodik

Im Main wurde die Makrophytenbesiedlung nach den Methoden der Wasserrahmenrichtlinie an insgesamt vier Uferabschnitten von jeweils 100 m Länge untersucht.

Die Untersuchungsstellen lagen im Bereich der Messstellen P 2 (oberhalb der Einleitstelle Kühlwasser Kraftwerk Staudinger) und P 3 (unterhalb der Einleitstelle Kühlwasser Kraftwerk Staudinger) für die Analytik der chemisch-physikalischen Parameter, jeweils beidseitig des Ufers, sodass sich vier Probestellen ergaben.

Im Rahmen der Kartierung fischökologisch wichtiger Strukturen wurden Arten registriert, die augenscheinlich im lichtdurchfluteten Bereich des Gewässers angesprochen werden konnten. Es erfolgte keine gezielte vollständige Aufnahme aller Wasserpflanzen z. B. durch Betauchung oder andere Hilfsmittel. Es ist davon auszugehen, dass noch einzelne weitere Arten im Untersuchungsabschnitt vorkommen.

2.4.1.2 Ergebnisse

Die vier Probestellen waren insbesondere hinsichtlich der submersen Makrophyten unterschiedlich besiedelt. Die emersen Arten waren an allen Uferabschnitten durch Röhrichte (*Phalaris arundinacea*) und wenige Sumpfpflanzen geprägt. Da diese Arten nicht bewertungsrelevant nach Wasserrahmenrichtlinie sind, erübrigt sich eine detaillierte Diskussion.

Die für die Indikation der Wasserqualität bzw. des ökologischen Zustandes maßgeblichen submersen Makrophyten (einschl. flutender *Potamogeton*-Bestände) traten in den Untersuchungsabschnitten des Mains ausschließlich oberhalb der Einleitstelle und nur am linken Ufer auf. Das Artenspektrum umfasst ausschließlich die beiden Arten *Potamogeton pectinatus* und *Potamogeton nodosus*.

Potamogeton pectinatus ist eine weit verbreitete Art in den Fließ- und Standgewässern Deutschlands, die unter sehr unterschiedlichen ökologischen Bedingungen auftritt. Dadurch ist die Art nicht zur Indikation eines ökologischen Zustandes geeignet. *P. nodosus* ist hingegen eine typische Art nährstoffreicher Fließgewässer, die in vielen Bundesländern selten geworden ist, jedoch in Hessen noch nicht auf der Roten Liste steht.

In der fisch- und gewässerökologischen Studie wurden im Untersuchungsgebiet im Main ober- und unterhalb der vier Untersuchungsstellen zusätzlich die Arten *Potamogeton perfoliatus* und *Myriophyllum spicatum* nachgewiesen. Diese beiden Arten wurden an den vier Probestellen nicht aufgefunden, passen aber in das Artenbild des Mains. Beides sind nährstofftolerante Arten, die in Fließgewässern auch stärker getriebene Bereiche besiedeln können. Darüber hinaus wurden im Rahmen der Fischhabitatkartierung am Main 10 höhere Wasserpflanzenarten sowie eine Armelechteralge festgestellt. Keine dieser Arten gehört nach WEYER & HUSSNER (2007) zur Gruppe aquatischer Neophyten (vgl. Kapitel 2.4.1.2.3).

2.4.1.2.1 Bewertung nach EU-WRRL

Durch das geringe Spektrum submerser Arten an allen vier Probestellen, einschließlich der auch submers besiedelten Probestelle P2-OL (bzw. der geringen Abundanz hier), konnte keine gesicherte Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie mit PHYLIB berechnet werden. Der Gewässerzustand kann daher nach diesem Verfahren nicht eingeschätzt werden.

Die gutachterliche Bewertung ergibt einen mäßigen Zustand der submers besiedelten Probestelle P2-OL und einen schlechten Zustand der übrigen drei Probestellen. Die geringe submers Besiedlung aller Stellen ist vor allem auch auf die Nutzung und den Uferverbau und die geringen Flachwasserstellen des stark getriebenen Mains zurückzuführen. Inwieweit für das ausschließliche Auftreten submerser Pflanzen oberhalb der Einleitstelle auch die Kühlwassereinleitung ursächlich ist, kann nicht beurteilt werden. Geringe Temperaturunterschiede im Wasser müssen nicht zu einer Verdrängung von Wasserpflanzen führen. Auch die Messungen und Szenarien zur Kühlwasserverteilung um das Kraftwerk Staudinger, lassen keine diesbezüglichen Rückschlüsse zur Makrophytenverteilung zu.

2.4.1.2.2 Vergleich mit Erhebungen der Landesbehörden Hessens bzw. Bayerns

Bei Untersuchungen der Makrophytenvegetation am Main bei Klein-Auheim im Jahr 2005 konnten 3 Taxa kartiert werden. Ein gesichertes Ergebnis nach PHYLIB wurde nicht erreicht. Provisorisch wurde der Wasserkörper nach PHYLIB der Zustandsklasse 4 (unbefriedigend) zugeordnet. Zu der gleichen Einschätzung kommt der Bearbeiter auf Grund seines Expertenwissens.

2.4.1.2.3 Makrophyten im Rahmen der Fischhabitatkartierung

Da der Main im Untersuchungsabschnitt sehr stark anthropogen überprägt ist, ist die Vegetation nur in Bereichen vorhanden, in welchen günstige Substrat- und Strömungsverhältnisse herrschen. Besonders vegetationsreich ist hier der Steinheimer Altarm nennen sowohl von der Deckung als auch von der Artenzahl her. Da ein Großteil der festgestellten Arten auf den Steinheimer Altarm beschränkt war, werden die Vorkommen der Wasserpflanzen von Steinheimer Altarm (vgl. Blatt 3 der Karte im Anhang) und Main (Bestände wegen geringer flächiger Ausdehnung in Blatt 1 - 5 der Karte im Anhang nicht abgebildet) getrennt aufgeführt.

Tabelle 2.4-1 weist die Vorkommen der einzelnen Arten mit Angabe ihrer Häufigkeit für die beiden Bereiche Steinheimer Altarm und Main aus. Alle Arten gelten als einheimisch (keine Neophyten).

Keine der Arten mit Ausnahme des Breitblättrigen Pfeilkrauts kommt im Steinheimer Altarm häufig oder sehr häufig vor. Die in Fließgewässern allgemein eher selten auftretende Armelechteralge *Nitella mucronata* wächst normalerweise bevorzugt in einer Tiefe von 1 bis 2 m von meso- bis eutrophen Seen, deren Boden einen vergleichsweise hohen Gehalt an organischer Substanz aufweist.

Tabelle 2.4-1 Festgestellte Wasserpflanzen in der Stauhaltung Großkrotzenburg mit Angabe des Vorkommens und ihrer Häufigkeit

(Häufigkeitsklassen: 1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet, regelmäßig; 4 = häufig; 5 = sehr häufig).

Wiss. Name	Deutscher Name	Bereich	Häufigkeit		autochthon
			Main	Steinheimer Altarm	
<i>Potamogeton lucens</i>	Spiegellaichkraut	Steinheimer Altarm	-	3	ja
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Durchwachsenes Laichkraut		-	3	ja
<i>Potamogeton nodosus</i>	Knotiges Laichkraut	Steinheimer Altarm und Main	2	3	ja
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kammlaichkraut		2	2	ja
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähriges Tausendblatt		-	3	ja
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rauhes Hornblatt	Steinheimer Altarm	-	3	ja
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose		-	2	ja
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose		-	1	nein
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Breitblättriges Pfeilkraut		-	4	ja
<i>Phragmites australis</i>	Schilf		-	2	ja
<i>Nitella mucronata</i>	Stachelspitzige Glanzleuchteralge	Main	1	-	ja

Steinheimer Altarm

- Im Nordwesten des Steinheimer Altarm wurden vor allem *Sagittaria sagittifolia* mit eingestreutem *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum* festgestellt.
- Im Abschnitt westlich und östlich der Autobahnbrücke waren vor allem die Großlaichkräuter *Potamogeton lucens*, *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton nodosus* in stattlicher Anzahl zu finden. *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum* waren ebenso wie *Potamogeton pectinatus* immer wieder eingestreut.
- *Phragmites australis*, *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* wurden im nordwestlichen Bereich des Altarms gefunden.

Insgesamt war die augenscheinliche Deckung mit Wasserpflanzen im Steinheimer Altarm größer als 50 % der Gesamtfläche.

Main

Das Vorkommen von Wasserpflanzen im Main selbst ist als sehr gering und zerstreut zu bezeichnen. Es gibt nur sehr wenige kleinräumige Bereiche, in welchen Wasserpflanzen Möglichkeiten finden sich anzusiedeln. Im Einzelnen wurden an folgenden Stellen Vorkommen von Wasserpflanzen im Main festgestellt:

- Auf der linken Mainseite bei km 60,9 ist der Main etwas aufgeweitet. Hier konnten etwas größere Bestände von *Potamogeton nodosus* registriert werden.
- Auf Höhe des alten Schutzhafens bei km 61,2 konnte ein Bestand von *Potamogeton nodosus* registriert werden. Auch *Potamogeton pectinatus* war hier mit wenigen Exemplaren vertreten.
- Bei Main-km 63,6 wurden im Rahmen der Netzbefischung die Armleuchteralge *Nitella mucronata* im Netz festgestellt. Diese Art kommt am Grunde des Mains zumindest sporadisch vor.

Bewertung des Artenspektrums:

Der Flusslauf des Mains ist hinsichtlich des gefunden Artenspektrums und der Deckung fast als vegetationsfrei zu bezeichnen. Weitgehend fehlende Seitentaschen oder Uferaufweitungen bedingen einen Mangel an natürlichen Ansiedlungsmöglichkeiten.

Im Steinheimer Altarm ist dagegen die typische Makrophytenvegetation von (Main-) Altarmen ausgeprägt.

Alle nachgewiesenen Arten sind heimisch und gelten als typische Arten eutropher Gewässer. Die Seerose (*Nymphaea alba*) ist zwar in Deutschland grundsätzlich heimisch, doch scheint ihr Vorkommen am Steinheimer Altarm durch den Menschen eingebracht zu sein.

2.4.2 Benthische Diatomeen und übriges Phytobenthos im Main

2.4.2.1 Methodik

Im Main wurde ebenso die Besiedlung mit benthischen Diatomeen und übrigem Phytobenthos (ausschließlich Grünalgen) nach der in der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Methodik an insgesamt vier Uferabschnitten untersucht.

Die Probenahme des Phytobenthos erfolgte insbesondere in den Flachwasserzonen der Untersuchungsabschnitte. Grundlage war die aktuelle Handlungsanweisung nach Wasserrahmenrichtlinie.

Es wurden getrennte Proben für die Diatomeen und das übrige Phytobenthos entnommen.

Übriges Phytobenthos:

Es wurden je Probenahmestellen je 5 Frischpräparate qualitativ untersucht und die Häufigkeit der einzelnen Taxa halbquantitativ durch Schätzungen erfasst:

1 = selten (im Mikroskop)

2 = häufig (im Mikroskop)

3 = selten (im Gelände); massenhaft (im Mikroskop)

4 = häufig (im Gelände)

5 = massenhaft (im Gelände).

2.4.2.2 Ergebnisse Phytobenthos

Die Besiedlung des Mains mit benthischen Algen, besonders mit fädigen Grünalgen, ist in folgender Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 2.4-2 Benthische Algen des Mains am 16.07.2007

Probe	Taxa	Häufigkeit	Bemerkung
P 2 OL	<i>Vaucheria</i> spec.	4	Schlauchalgen-„Polster“
	<i>Melosira varians</i> C.A. AGARDH	3	Kieselalgen-„Beläge“
P 2 OR	<i>Oscillatoria</i> spec.	3	Cyanobakterien-„Haut“ auf Schlamm
	<i>Phormidium</i> spec.	3	Cyanobakterien-„Haut“ auf Schlamm
P 3 UL	<i>Oscillatoria chlorina</i> KÜTZING ex GOMONT = <i>Phormidium chlorinum</i> (KÜTZING ex GOMONT) ANAGNOSTIDIS	3	Cyanobakterien-„Haut“ auf Schlamm
	<i>Cladophora glomerata</i> (L.) KÜTZING	3	Grünalgen-„Büschel“
	<i>Ulothrix</i> spec.	2	Grünalgen-„Büschel“
	<i>Mougeotia</i> spec.	2	Grünalgen-„Büschel“
P 3 UR	<i>Oscillatoria chlorina</i> KÜTZING ex GOMONT = <i>Phormidium chlorinum</i> (KÜTZING ex GOMONT) ANAGNOSTIDIS	4	Cyanobakterien-„Haut“ auf Schlamm
	<i>Compsopogon</i> spec.	3	Rotalgen-„Büschel“
	<i>Diatoma vulgare</i> BORY	3	Kieselalgen-„Beläge“
	<i>Cladophora glomerata</i> (L.) KÜTZING	4	Grünalgen-„Büschel“

Fädige Grünalgen in diesem Main-Abschnitt sind die Astgrünalge *Cladophora glomerata*, die Kraushaaralge *Ulothrix spec.* und die Jochalge *Mougeotia spec.*, wobei diese Taxa als Grünalgen-„Büschel“ zu erkennen sind.

Als Schlauchalgen-„Polster“ wächst die Gelbgrünalge *Vaucheria spec.*, während die Cyanobakterien „Häute“ auf Schlamm ausbilden.

Kieselalgen, besonders *Diatoma vulgare* und *Melosira varians*, bilden „Beläge“ aus langen „Ketten“ und „Bändern“.

Diese Cyanobakterien-, Schlauchalgen-, Kieselalgen- und Grünalgen-Besiedlung indiziert im untersuchten Main-Abschnitt sehr nährstoffreiche Verhältnisse mit einer mäßigen bis starken organischen Belastung.

Die an der Station P 3 UR (Einleitung des warmen Abwassers am rechten Mainufer!) nachgewiesenen blau- bis graugrünen Rotalgen-„Büschel“ gehören zu der thermophilen Gattung *Compsopogon* MONTAGNE in BORY et DURIEAUX.¹ Ihr Vorkommen im Main unterhalb der Einleitung des erwärmten Wassers (Abwärme) am rechten Ufer unterstreicht den thermophilen Charakter dieser Rotalgen. Für die ökologische Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) ist der Fund des thermophilen *Gompsopogon*-Taxons als Störzeiger zu werten und indiziert eine große Naturferne des untersuchten Main-Abschnittes.

2.4.2.2.1 Bewertung nach EU-WRRL – Phytobenthos des Mains

Bei der Auswertung der entnommenen Phytobenthos-Proben sollten insbesondere die Grünalgen erfasst und bewertet werden. Von den in dem untersuchten Main-Abschnitt gefundenen Taxa (*Species* und *Genus spec.*) der Phytobenthosbesiedlung am 16.07.2007 (vgl. Tabelle 2.4-2) sind die fädigen Grünalgen *Cladophora glomerata*, *Ulothrix spec.* und *Mougeotia spec.* in der „Liste der Indikatorarten im Teilmodul Phytobenthos ohne Diatomeen“ (GUTOWSKI & FOERSTER 2005, 2006, S. 66-68) zu finden.

Die euryöke *Cladophora glomerata* wird bei seltenem bis häufigem Auftreten in die Bewertungskategorie B (= weniger sensible Arten, die ebenfalls geringe Belastungen anzeigen, die aber in ihrem Vorkommen nicht so eng begrenzt sind) und bei Massenentwicklungen in die Kategorie C (= Störzeiger / tolerante Arten, die höhere Nährstoff- und Belastungszustände anzeigen / Eutrophierung bzw. einen mäßigen bis unbefriedigenden Zustand anzeigende Arten) eingeordnet (vgl. GUTOWSKI & FOERSTER 2005, FOERSTER & GUTOWSKI 2006, SCHRANZ 2005, SCHRANZ & SCHAUMBURG 2006).

Die *Ulothrix*- und *Mougeotia*-Taxa sind ebenfalls B- bis C- bzw. B-Indikatoren. Diese Einstufungen sind eine wichtige Voraussetzung zur Berechnung des Bewertungsindex (s. GUTOWSKI & FOERSTER 2005, 2006a, S. 66). Bei ausschließlicher Berücksichtigung der fädigen Grünalgen ist eine Einschätzung / Berechnung nach dem PHYLIB-Verfahren nicht möglich.

Deshalb wurden die aut- und synökologischen Besonderheiten (s. DOKULIL 2003, ROTT ET AL. 1997, 1999, SCHMEDTJE ET AL. 1998, 2001, TÄUSCHER 1993-2006) sowohl der fädigen

¹ Diese umfasst etwa 10 Arten. Die *Compsopogon*-Arten sind weltweit verbreitet und treten häufig in tropischen und subtropischen Süß- und Brackgewässern auf, wurden vereinzelt jedoch auch in Gewässern der gemäßigten Breiten gefunden, die einen ständigen Zufluss von warmen Abwässern erhalten (s. FRIEDRICH 1966, 1973, 1980, HEYNIG 1971, PANKOW 1979, 1994 SHEATH 2003). Außerdem ist dieser Fund von großer Bedeutung, da diese Rotalgen-Gattung (sub *Compsopogon hookeri* MONTAGNE) in Deutschland bisher nur einmal in der Erft (s. FRIEDRICH 1966, 1973, 1980) nachgewiesen werden konnte und somit den Zweitfund im Freiland darstellt (vgl. auch KNAPPE et al. 1996). Dieser Fund reiht sich in die Nachweise thermophiler Mikro- und Makrophyten ein, die in letzter Zeit verstärkt in verschiedenen Gewässern in Deutschland durch die globale Erwärmung gemacht werden konnten (so z.B. STÜKEN et al. 2006, TÄUSCHER 2000 und zit. Lit.).

Grünalgen als auch weiterer benthischer Algenbesiedlung zur Einstufung des ökologischen Zustandes des untersuchten Main-Abschnittes verwendet.

Bei den Untersuchungen der fädigen Grünalgen im Main konnten folgende benthische Algen-Gesellschaften (ohne *Diatomeen*-Gesellschaften), die zum Großteil makroskopisch als „grüne Watten“ erkennbar waren, gefunden werden:

- *Cladophoretum glomeratae* (P. ALLORGE 1921) MARGALEF 1948 emend. TÄUSCHER 1996
- *Ulothricetum* FJERDINGSTAD 1964 emend. TÄUSCHER 1993
- Cyanobakterien-„Häute“ mit *Oscillatoria*- und *Phormidium*-Taxa
- Rotalgen-„Büschel“ des thermophilen *Compsopogon*-Taxons

Die Besiedlung mit benthischen Algen zeigt im untersuchten Main-Abschnitt Belastungen mit anorganischen Nährstoffen und organischen Substanzen sowie an der Untersuchungsstelle P 3 UR Belastungen mit Abwärme an.

Diese Ergebnisse der ökologischen Bewertung der Teilkomponente Phytobenthos decken sich mit den Ergebnissen des chemisch–physikalischen Monitorings, insbesondere den erfassten Nährstoffverhältnissen und der eher geringen Belastung mit organischen Substanzen. Halophile (salzliebende) Phytobenthos-Taxa, die bei Chlorid-Werten > 100 mg Cl/l vorkommen (z.B. die schlauchartigen Thalli der *Enteromorpha*-Taxa), konnten nicht gefunden werden, was mit den ermittelten Chlorid-Werten zwischen 30 und 55 mg Cl/l gut übereinstimmt.

Durch das geringe Spektrum der Arten in allen vier Probestellen konnte für die vier untersuchten Abschnitte keine gesicherte Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie mit dem PHYLIB-Tool berechnet werden. Trotzdem kann auf der Basis der gefundenen Indikator-taxa (nach GUTOWSKI & FOERSTER 2005, 2006) sowie den allgemeinen syn- und autökologischen Eigenschaften der gefundenen Taxa eine gutachterliche Bewertung der Untersuchungsabschnitte vorgenommen werden.

Dabei wurden die einzelnen Untersuchungsabschnitte wie folgt bewertet:

P2 OL: mäßig - unbefriedigend

P2 OR: unbefriedigend

P3 UL: unbefriedigend

P3 UR: unbefriedigend

Die mehrheitlich mit der Stufe „unbefriedigend“ erfolgte Bewertung der Untersuchungsabschnitte ist mit der chemisch–physikalischen sowie thermischen Situation des Wasserkörpers an sich sowie mit der relativen Strukturarmut der Ufer an den Untersuchungsabschnitten zu erklären.

2.4.2.3 Ergebnisse Benthische Diatomeen im Main

Die 4 Proben wiesen für ökologisch degradierte Flüsse normale Artenzahlen auf. Insgesamt wurden 79 Taxa festgestellt. Die Mehrzahl dieser Taxa wurde – wie bei Diatomeenproben üblich - nur in Einzelexemplaren gefunden. Folgende Tabelle fasst die Befunde zusammen.

Die Ergebnisse der Diatomeenbefunde belegen einen „mäßigen“ ökologischen Zustand aus der Sicht der Teilkomponente Diatomeen für die linken Uferstellen. Die rechten Uferstellen weisen aus der Sicht der Teilkomponente Diatomeen einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand auf. Die Stelle UR steht dabei auf der Schwelle zur Abwertung in die Zustandsklasse „schlecht“, da der Halobienindex nur 4 Hundertstel unterhalb der Abwertungsschwelle liegt. Diese Unterschreitung ist nicht signifikant.

Tabelle 2.4-3 Die in den vier untersuchten Proben aus dem Main nachgewiesenen Diatomeentaxa

DV-Nr.	Name in PHYLIB 1.5 Taxaliste	Autor	CODE	MAIN0701	MAIN0702	MAIN0703	MAIN0704
			KÜRZEL	P2 OR	P2 OL	B3 UR	P3 UL
			Gewässer	Main	Main	Main	Main
			Datum	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007
			Mittlere D [%]	Dominanz D [%]			
6983	<i>Amphora pediculus</i>	(KUETZING) GRUNOW	17,729	36,53	16,63	2,74	15,01
6005	<i>Melosira varians</i>	AGARDH	13,390	1,22	17,62	13,93	20,79
6728	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	(EHRENBERG) VAN HEURCK	6,694	2,45	20,20	2,28	1,85
6595	<i>Nitzschia inconspicua</i>	GRUNOW	6,498	11,43	2,57	1,83	10,16
6916	<i>Navicula goeppertiana</i>	(BLEISCH) H.L.SMITH	6,245	0,82	1,78	21,69	0,69
6831	<i>Navicula tripunctata</i>	(O.F.MUELLER) BORY	5,997	4,08	7,92	2,05	9,93
6008	<i>Nitzschia dissipata</i>	(KUETZING) GRUNOW	5,296	0,61	1,98	9,82	8,78
6889	<i>Navicula cryptotenella</i>	LANGE-BERTALOT	5,179	1,84	2,38	10,96	5,54
6224	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	(AGARDH) LANGE-BERTALOT	4,724	13,27	2,18	1,14	2,31
6984	<i>Achnanthes ploenensis</i>	HUSTEDT	3,736	7,76	2,57	0,46	4,16
6961	<i>Nitzschia sociabilis</i>	HUSTEDT	3,472	0,82	1,39	7,99	3,70
6195	<i>Nitzschia filliformis</i>	(W.SMITH) VAN HEURCK	2,650	4,29	0,59	4,79	0,92
6095	<i>Navicula minima</i>	GRUNOW	1,283	3,88	0,79	0,00	0,46
16409	<i>Nitzschia filliformis</i> var. <i>conferta</i>	(P.G.RICHTER) LANGE-BERTALOT	1,169	1,84	2,38	0,00	0,46
6443	<i>Gyrosigma nodiferum</i>	(GRUNOW) REIMER	1,168	1,22	1,39	1,60	0,46
6066	<i>Cymbella tumida</i>	(BREBISSE) VAN HEURCK	1,029	0,00	0,00	3,65	0,46
6015	<i>Navicula gregaria</i>	DONKIN	0,939	0,20	0,79	1,14	1,62
6078	<i>Fragilaria pinnata</i>	EHRENBERG	0,810	0,61	0,79	0,91	0,92
6143	<i>Bacillaria paradoxa</i>	GMELIN	0,782	0,20	1,78	1,14	0,00
6693	<i>Surirella brebissonii</i>	KRAMMER & LANGE-BERTALOT	0,766	0,00	0,99	0,23	1,85
6260	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	LANGE-BERTALOT	0,765	2,04	0,79	0,23	0,00
6044	<i>Amphora ovalis</i>	(KUETZING) KUETZING	0,680	0,41	1,39	0,00	0,92
6199	<i>Nitzschia paleacea</i>	GRUNOW	0,518	0,00	0,00	0,46	1,62
6158	<i>Gomphonema parvulum</i>	(KUETZING) KUETZING	0,506	0,00	0,20	1,83	0,00
6039	<i>Nitzschia amphibia</i>	GRUNOW	0,370	1,02	0,00	0,23	0,23
6890	<i>Navicula veneta</i>	KUETZING	0,335	0,00	0,20	1,14	0,00
6534	<i>Navicula recens</i>	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	0,331	0,20	0,20	0,23	0,69
6514	<i>Navicula menisculus</i> var. <i>grunowii</i>	LANGE-BERTALOT	0,329	0,20	0,20	0,68	0,23
6306	<i>Cocconeis neothumensis</i>	KRAMMER	0,329	0,00	0,40	0,46	0,46
6896	<i>Navicula subminuscula</i>	MANGUIN	0,329	0,00	0,40	0,46	0,46
6051	<i>Caloneis bacillum</i>	(GRUNOW) CLEVE	0,314	0,20	0,59	0,46	0,00
6041	<i>Gyrosigma attenuatum</i>	(KUETZING) RABENHORST	0,308	0,41	0,59	0,00	0,23
6106	<i>Navicula subhamulata</i>	GRUNOW	0,286	0,00	0,00	0,91	0,23
6864	<i>Navicula lanceolata</i>	(AGARDH) EHRENBERG	0,279	0,00	0,20	0,46	0,46
6040	<i>Cymbella prostrata</i>	(BERKELEY) CLEVE	0,272	0,20	0,20	0,46	0,23
6014	<i>Achnanthes minutissima</i>	KUETZING	0,266	0,41	0,20	0,46	0,00
6388	<i>Fragilaria brevistriata</i>	GRUNOW	0,266	0,41	0,20	0,46	0,00
6057	<i>Cymatopleura elliptica</i>	(BREBISSE) W.SMITH	0,257	0,20	0,59	0,00	0,23
6323	<i>Cymbella helvetica</i> var. <i>compacta</i>	(OESTRUP) HUSTEDT	0,221	0,00	0,20	0,46	0,23
6089	<i>Navicula cincta</i>	(EHRENBERG) RALFS	0,198	0,00	0,79	0,00	0,00
6006	<i>Diatoma vulgare</i>	BORY	0,165	0,00	0,20	0,00	0,46
6031	<i>Cymatopleura solea</i>	(BREBISSE) W.SMITH	0,164	0,00	0,20	0,23	0,23
6867	<i>Gomphonema olivaceum</i>	(HORNEMANN) BREBISSE	0,158	0,20	0,20	0,00	0,23

DV-Nr.	Name in PHYLIB 1.5 Taxaliste	Autor	CODE	MAIN0701	MAIN0702	MAIN0703	MAIN0704
			KÜRZEL	P2 OR	P2 OL	B3 UR	P3 UL
			Gewässer	Main	Main	Main	Main
			Datum	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007
			Mittlere D [%]	Dominanz D [%]			
6020	<i>Cocconeis pediculus</i>	EHRENBERG	0,158	0,20	0,20	0,23	0,00
6180	<i>Achnanthes clevei</i>	GRUNOW	0,149	0,00	0,59	0,00	0,00
16126	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> var. <i>rostrata</i>	(OESTRUP) HUSTEDT	0,149	0,00	0,59	0,00	0,00
16020	<i>Navicula nivalis</i>	EHRENBERG	0,149	0,00	0,59	0,00	0,00
6065	<i>Cymbella sinuata</i>	GREGORY	0,115	0,00	0,00	0,00	0,46
6198	<i>Nitzschia microcephala</i>	GRUNOW	0,115	0,00	0,00	0,00	0,46
16127	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i>	(BREISSON) GRUNOW	0,115	0,00	0,00	0,23	0,23
6241	<i>Navicula atomus</i> var. <i>permissis</i>	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	0,115	0,00	0,00	0,23	0,23
6192	<i>Navicula seminulum</i>	GRUNOW	0,115	0,00	0,00	0,23	0,23
6248	<i>Achnanthes delicatula</i>	KUETZING (GRUNOW)	0,107	0,00	0,20	0,23	0,00
6891	<i>Cymbella caespitosa</i>	(KUETZING) BRUN	0,107	0,00	0,20	0,23	0,00
6079	<i>Frustulia vulgaris</i>	(THWAITES) DE TONI	0,101	0,20	0,20	0,00	0,00
6860	<i>Amphora libyca</i>	EHRENBERG	0,099	0,00	0,40	0,00	0,00
6898	<i>Cymbella silesiaca</i>	BLEISCH	0,058	0,00	0,00	0,00	0,23
6034	<i>Fragilaria construens</i>	(EHRENBERG) GRUNOW	0,058	0,00	0,00	0,00	0,23
6169	<i>Fragilaria virescens</i>	RALFS	0,058	0,00	0,00	0,00	0,23
6025	<i>Nitzschia fonticola</i>	GRUNOW	0,058	0,00	0,00	0,00	0,23
6125	<i>Pinnularia microstauron</i>	(EHRENBERG) CLEVE	0,058	0,00	0,00	0,00	0,23
6188	<i>Gomphonema truncatum</i>	EHRENBERG	0,057	0,00	0,00	0,23	0,00
6540	<i>Navicula schroeterii</i>	MEISTER	0,057	0,00	0,00	0,23	0,00
6888	<i>Nitzschia levidensis</i>	(W.SMITH) GRUNOW	0,057	0,00	0,00	0,23	0,00
6712	<i>Achnanthes rupestroides</i>	M.H.HOHN	0,051	0,20	0,00	0,00	0,00
6369	<i>Eunotia minor</i>	(KUETZING) GRUNOW	0,051	0,20	0,00	0,00	0,00
6792	<i>Gomphonema insigne</i>	GREGORY	0,051	0,20	0,00	0,00	0,00
6186	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6081	<i>Gomphonema augur</i>	EHRENBERG	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6910	<i>Navicula capitatoradiata</i>	GERMAIN	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6088	<i>Navicula cari</i>	EHRENBERG	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
16339	<i>Navicula longicephala</i> var. <i>vilaplani</i>	LANGE-BERTALOT & SABATER	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6221	<i>Navicula reichardtiana</i>	LANGE-BERTALOT	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6037	<i>Navicula viridula</i>	(KUETZING) EHRENBERG	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6242	<i>Nitzschia constricta</i>	(GREGORY) HUSTEDT	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6921	<i>Nitzschia debilis</i>	ARNOTT	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6114	<i>Nitzschia hungarica</i>	GRUNOW	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6027	<i>Nitzschia sigmoidea</i>	(NITZSCH) W.SMITH	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00
6610	<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>delognei</i>	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	0,050	0,00	0,20	0,00	0,00

2.4.2.3.1 Bewertung nach EU-WRRL - Benthische Diatomeen im Main

Für die Bewertung des ökologischen Zustands mit Diatomeen werden in PHYLIB 1.5 der Trophieindex nach ROTT et al. (1999), die Abundanzsumme der Referenzarten, die Abundanzsumme der Versauerungszeiger und der Halobienindex errechnet. Die Ergebnisse der einzelnen Proben sind in folgender Tabelle dargestellt. An der Untersuchungsstelle besteht kein Versauerungsproblem. Auf Versauerungszeiger wird daher hier nicht eingegangen. Die Ergebnisse der einzelnen Proben sind in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 2.4-4 Ergebnisse der vier quantitativ untersuchten Diatomeenproben aus dem Main

Messstelle	Probe	ÖZK_Dia	Diatomeenindex	Modul RA	Modul TI	RAb [%]	TI	HI
Main OR	1	4	0,39	0,50	0,28	50,41	2,88	15,09
Main OL	2	3	0,37	0,44	0,29	44,16	2,85	13,25
Main UR	3	4	0,20	0,19	0,21	18,72	3,15	14,96
Main UL	4	3	0,29	0,30	0,28	29,79	2,90	7,20

2.4.2.3.2 Vergleich mit Erhebungen der Landesbehörden Hessens und Bayerns

Bei Untersuchungen der benthischen Diatomeen am Main bei Hochheim im Jahr 2006 wurde der Wasserkörper nach PHYLIB entsprechend Tabelle 2.4-6 bewertet.

Die Ergebnisse der Diatomeenbefunde belegen einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand aus der Sicht der Teilkomponente Diatomeen. Ohne Berücksichtigung des Halo-bienindices wäre der ökologische Zustand als „mäßig“ bewertet worden. Damit kommen beide Untersuchungen zu ähnlichen Bewertungen.

Tabelle 2.4-5 Ergebnisse untersuchter Diatomeenproben aus dem Main bei Hochheim (2006)

Messstelle	Probe	ÖZK_Dia	Diatomeenindex	Modul RA	Modul TI	RA [%]	TI	HI
Main Hochheim	1	4	0,27				2,97	15,67

2.4.2.3.3 Bewertung des biologischen Wasserqualität des Mains im Untersuchungsabschnitt nach EU-WRRL mit Modul PHYLIB (Makrophyten, benthische Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen)

Zur Bewertung des ökologischen Zustandes des Mains im Untersuchungsabschnitt nach dem Modul PHYLIB war es notwendig, biologische Untersuchungen der Teilkomponenten Makrophyten, benthische Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen durchzuführen.

Grundlage der Bewertung mittels PHYLIB ist die Zuordnung des Gewässerabschnittes zu einem LAWA Fließgewässertyp. Das HLUK (BAG Main (2005), BANNING, mdl. Mitteilung, 2007) gab als LAWA-Fließgewässertyp den Typ 10.2. vor. Auf der Basis dieser Informationen erfolgte die Einordnung des Gewässerabschnittes in folgende Subtypen:

Makrophyten: Typ 10, Ausprägung Mg (gr. Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen)

Diatomeen: Typ 10, Ausprägung 10.2 (Ströme der Mittelgebirge)

Phytobenthos: Typ 10; Ausprägung MG_karb (karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge)

Auf der Basis dieser Einstufungen erfolgte unter Berücksichtigung von POTTGIESSER (2007) und BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2006) die Berechnung der Einzelindices sowie des Gesamtindex für die Bewertung des Qualitätselementes Makrophyten und Phytobenthos.

Für das **Modul Makrophyten** war keine Bewertung mit dem PHYLIB-Tool möglich. Dies liegt insbesondere an den geringen Artenzahlen (Makrophytenverödung durch schlechten Gewässerzustand), an den geringen Anzahlen von Indikationsarten unter den nachgewiesenen Taxa, sowie an den geringen Häufigkeiten der gefundenen Taxa (ausschließliche Besiedlung von Flachwasserbereichen).

Die gutachterliche Bewertung der Probenstellen ergab folgendes Ergebnis:

P2 OL: mäßig

P2 OR: schlecht

P3 UL: schlecht

P3 UR: schlecht

Der Umstand, dass die Probenstelle P2 OL um zwei Klassen besser als die übrigen Probenstellen bewertet wurde, die Probenstellen aber relativ nah beieinander lagen, ist ein weiteres Indiz dafür, dass eine korrekte Bewertung des Untersuchungsabschnittes nach PHYLIB nicht möglich ist, und dass der gesamte Gewässerabschnitt eher mit schlecht als mit mäßig zu bewerten ist.

Auch für das **Modul Phytobenthos ohne Diatomeen** war keine Bewertung mit dem PHYLIB-Tool möglich. Insbesondere die geringe Gesamtzahl der gefundenen Arten, die geringe Anzahl der Individuen von gefundenen Arten und die geringe Anzahl von gefundenen Indikatorarten führten auch hier zu dieser Situation.

Die gutachterliche Bewertung der Probenstellen ergab folgendes Ergebnis:

P2 OL: mäßig - unbefriedigend

P2 OR: unbefriedigend

P3 UL: unbefriedigend

P3 UR: unbefriedigend

Für das **Modul** (benthische) **Diatomeen** war eine Bewertung mit PHYLIB-Tool möglich.

Die Bewertung der Probenstellen ergab folgendes Ergebnis:

P2 OL: mäßig

P2 OR: unbefriedigend

P3 UL: mäßig

P3 UR: unbefriedigend

Fasst man die gutachterlichen Bewertungen der Probenstellen zusammen, so kann man für die biologischen Teilkomponenten Makrophyten, benthische Diatomeen sowie Phytobenthos ohne Diatomeen folgende **zusammenfassende Bewertung** formulieren:

P2 OL: mäßig

P2 OR: unbefriedigend -schlecht

P3 UL: unbefriedigend -schlecht

P3 UR: unbefriedigend -schlecht

2.4.3 Makrozoobenthos des Mains

Zur Beurteilung von Auswirkungen der geplanten Wärmeeinleitung auf die aquatischen Invertebraten wurden im Sommer 2007 Untersuchungen zum Makrozoobenthos durchgeführt. Ziel der qualitativen und semiquantitativen Erhebungen war die Erfassung der benthischen Wirbellosen (Makrozoobenthos) an ausgewählten Probestellen oberhalb und unterhalb der bestehenden und geplanten Einleitung des KW Staudinger in den Main.

Zur Beurteilung des Ist-Zustandes der Biozönose standen darüber hinaus Daten des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG) in Form von folgenden Unterlagen zur Verfügung:

- Dissertation zur „Entwicklung der Makroinvertebratengemeinschaft im hessischen Rhein- und Unterrheinabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999“ (HAAS, 2002)
- Daten einer Erhebung des HLUG zum Makrozoobenthos im Main im Jahr 2004 (E. SCHLAG, pers. Mitt.).

2.4.3.1 Methodik

Im Rahmen einer im Auftrag des Wasserstraßen-Neubauamtes Aschaffenburg vom INSTITUT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE (Frau Dr. Ahrens) durchgeführten Untersuchung zum Makrozoobenthos wurden im Main Untersuchungsgebiete oberhalb sowie unterhalb der bestehenden und der geplanten Einleitung beprobt. Folgende Untersuchungsgebiete sind für die Beurteilung des Ist-Zustandes der aquatischen Invertebraten im Umfeld des Kraftwerkes Staudinger ausgewertet worden (vgl. Karte im Anhang):

Tabelle 2.4-6 Untersuchungsgebiete (Main-Querprofile) der Bestandserhebung vom 4.7.2007 zum Makrozoobenthos im Main

Main-km	Kennzeichnung -Lage
62,25	Untersuchungsgebiet oberhalb der Entnahme und Einleitung KW Staudinger
61,54	Untersuchungsgebiet am Standort der bestehenden und geplanten Einleitung KW Staudinger
58,85	Untersuchungsgebiet unterhalb der bestehenden u. geplanten Einleitung KW Staudinger

Die Entnahme der Proben erfolgte mit Hilfe eines Seilzugbaggers mit Zweischalengreifer von einem Schiff des Wasserstraßen-Neubauamtes Aschaffenburg aus.

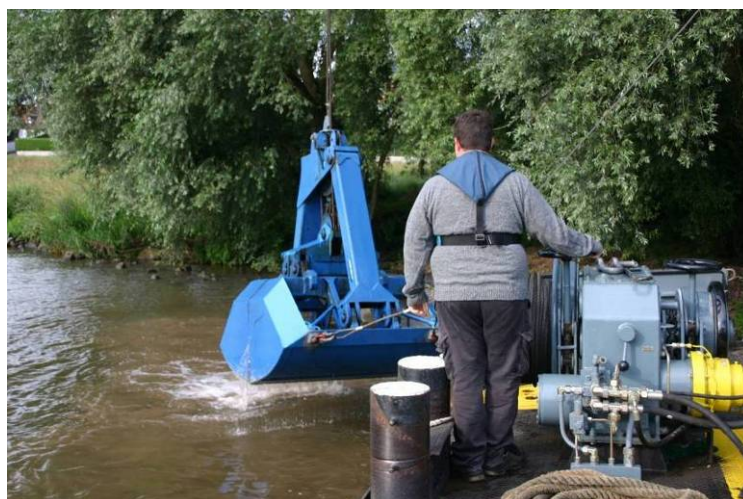


Abbildung 2.4-1 Entnahme von Proben aus dem Uferbereich

Auf der Grundlage der erhobenen Daten wurden folgende zöologische Strukturmerkmale sowie Metrics bestimmt:

Tabelle 2.4-7 Zur Charakterisierung und Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains verwendete zöologische Strukturmerkmale und Metrics

Merkmal / Metrics	Kennzeichnung - Definition
Taxa-, Artenabundanz	Anzahl nachgewiesener Taxa bzw. Arten
Taxa-, Artenkonstanz	Stetigkeit nachgewiesener Taxa / Arten im Untersuchungsgebiet
Besiedlungsdichte	Individuendichte [Ind./m ²]
Dominanzstruktur	Anteil einzelner Taxa/Arten an der Besiedlungsdichte
SI (Saprobien-Index)	Saprobienindex nach DIN 38410 (2004)
PTI (Potamotypie-Index)	Potamotypieindex bzw. erweitertes Potamotypieverfahren (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG, 2005)
r-Dominanz	Verhältnis von r/k-Strategen (Bestandteil des erweiterten Potamotypieverfahrens, s. SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG (2005))
AP-Verhältnis	Verhältnis von aktiven zu passiven Filtrierern (Bestandteil des erweiterten Potamotypieverfahrens, s. SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG, 2005)

Nach EU-Wasserrahmenrichtlinie wird auf der Grundlage der Einzelergebnisse mit Hilfe eines modular aufgebauten, multimetrischen Systems eine Qualitätsklasse für den entsprechenden Untersuchungsbereich oder Gewässerabschnitt ermittelt.

2.4.3.2 Ergebnisse der Makrozoobenthoserhebungen

2.4.3.2.1 Besiedelungssubstrate

Der untersuchte Gewässerabschnitt des Mains ist bezüglich der vorgefundenen Substratzusammensetzung der Mainsohle von folgendem Habitus: In der Stromsohle außerhalb des Hauptstromstriches überwiegen kiesig-sandige Sohlsubstrate, in Bereichen mit stärkerer Strömung nimmt der Anteil an größeren Steinen (> 6 cm) deutlich zu, die Uferbereiche und Vorfüße der Ufer sind zumindest teilweise mit Steinschüttungen gesichert (vgl. Abbildung 2.4-2, s. a. Abbildung 2.4-4 bis Abbildung 2.2-6 im folgenden Kapitel).

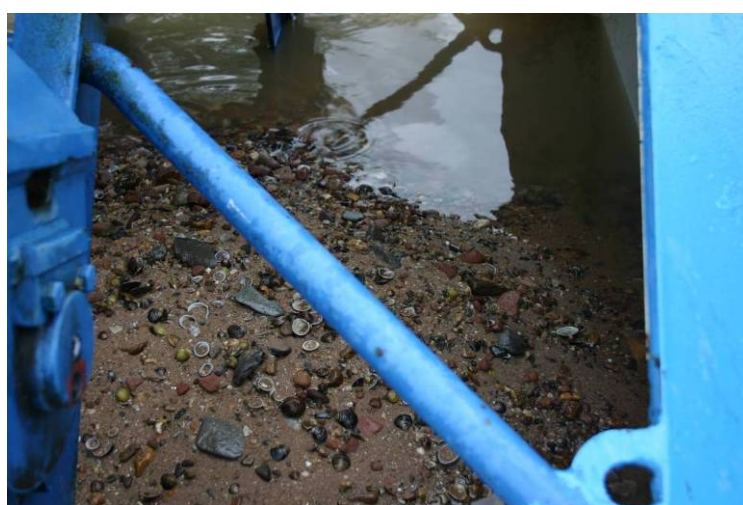


Abbildung 2.4-2 Überwiegend kiesig-sandige Substrattypen bei Main-km 61,54 (Strommitte),
→ Körbchenmuschel *Corbicula fluminalis* (lebende Tiere und Leerkappen)

Steinschüttungen befinden sich in Höhe des Kraftwerkes auf der linken und bei km 58,85 im Bereich der rechten Stromseite. Weite Bereiche des Gewässerbodens sind mit feinkörnigen Substrattypen bedeckt (Kies, Sand und Schluff/Ton) ohne nennenswerte Mengen an organischem Material. Substrate dieses Korngrößenspektrums bieten i. d. R. nur wenigen Tierarten des Makrozoobenthos gute Entwicklungsmöglichkeiten. Als weiterer besiedlungshemmender Stressfaktor kommt eine ständige Umlagerung dieser Sohlsubstrate, auch bei niedrigen Main-Abflüssen bzw. Fließgeschwindigkeiten, auf Grund der Wirkungen des Schiffsverkehrs (Schraubstrahl, Sog und Schwall) hinzu (s. a. BANNING, 1990).

2.4.3.2.2 Taxaabundanz und Artenspektrum im Makrozoobenthos des Mains

Im Rahmen der durchgeführten Bestandserhebung wurden insgesamt 31 verschiedene Taxa bzw. 23 Arten des Makrozoobenthos registriert. Durchschnittlich waren es 20 Taxa je Querprofil bzw. acht Taxa je Einzelprobe.

Bezogen auf die zu betrachtende Fließstrecke wurde im Querprofil bei Hanau (Main-km 58,85) mit insgesamt 26 nachgewiesenen Arten und höheren taxonomischen Einheiten die höchste Taxaabundanz registriert. Die Bereiche oberhalb sowie unmittelbar unterhalb der geplanten Einleitung beherbergen mit 17 bzw. 18 registrierten Taxa ein deutlich geringeres Artenspektrum. Unter Berücksichtigung der vorgefundenen Sohlsubstrattypen wird weiterhin deutlich, dass im Bereich der Steinschüttungen (Grob-, Mittel- und Feinsteine > 6cm)

deutlich mehr Taxa/Arten ihren Lebensraum haben als in Bereichen mit überwiegend feinkörnigen Substrattypen. In den Teilproben aus Untersuchungsbereichen mit überwiegend steinigen Strukturen wurden 16,18 bzw. 26 Taxa nachgewiesen (Main-km 62,25; 61,54; 58,85). Demgegenüber konnten in Teilbereichen mit überwiegend feinkörnigen Sohlsubstraten lediglich neun, sechs bzw. sieben Taxa registriert werden. Auch im Falle der untersuchten Steinschüttungen wurden unterhalb des Kraftwerkes höhere Taxaabundanzen registriert als oberhalb und im unmittelbaren Kraftwerksbereich.

Mit neun in den Proben nachgewiesenen Taxa stellten die Mollusken (Schnecken und Muscheln) die artenreichste Gruppe der aquatischen Makrofauna dar. Krebse waren mit insgesamt sechs Taxa und die Köcherfliegen (*Trichoptera*) mit insgesamt fünf Arten vertreten. Alle weiteren Tiergruppen wurden lediglich mit einem Taxon bzw. einer Art nachgewiesen.

Die Untersuchungen des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie aus dem Jahr 2004 (E. SCHLAG, pers. Mitt.) zeigen für das Makrozoobenthos des Mains bei km 42 ein ähnliches Besiedlungsbild: Bei den dort im Uferbereich durchgeführten Untersuchungen konnten insgesamt 20 Arten sowie höhere Taxa nachgewiesen werden. Die Mollusken waren auch hier mit acht registrierten Spezies die artenreichste Tiergruppe. Krebse (*Crustaceen*) wurden mit fünf Taxa und Köcherfliegen (*Trichoptera*) mit zwei Arten nachgewiesen.

HAAS (2002) untersuchte 1996 den Main u. a. bei Main-km 58. Er fand, in seiner am 19.04.1996 mit einem Polypgreifer aus den Uferbereichen entnommenen Probe, insgesamt 20 verschiedene Taxa. Die Köcherfliegen waren dort in einer einzigen Probe mit immerhin fünf Arten im Untersuchungsbereich präsent, im Falle der Mollusken (Schnecken und Muscheln) wurden ebenfalls fünf Spezies und im Falle der Krebse vier Arten registriert.

Das vorgefundene Artenspektrum Makrozoobenthos im untersuchten Mainabschnitt spiegelt deutlich die Auswirkungen der Stauregelung wider. Die für den WRRL-Gewässertyp „kiesgeprägte Ströme“ typischen Arten (vgl. u.a. POTTGIESSER, 2007) traten nur noch vereinzelt und in geringen Individuendichten auf. So konnten lediglich die Larven der Eintagsfliege *Ephoron virgo* und die der Köcherfliege *Psychomyia pusilla* als eigentlich charakteristische Arten „kiesgeprägter Ströme“ nachgewiesen werden. Es fehlten vor allem rheophile Faunenelemente wie beispielsweise verschiedene Arten der Köcherfliegengattung *Hydropsyche* und Steinfliegenarten wie *Perla abdominalis* und *Isogenus nubecula* (POTTGIESSER, 2007). Im Rahmen der von HAAS (1996) durchgeführten Untersuchung konnten noch Larven der Köcherfliegen *Hydropsyche contubernalis*, *H. bulgaromanorum* und *H. siltalai* registriert werden, in aktuelleren Erhebungen fehlen diese Taxa.

Bei der Analyse des Artenspektrums fällt der relativ hohe Anteil aquatischer Neozoen auf.

In dem untersuchten Abschnitt des Mains wurden elf verschiedene Neozoenarten registriert. Stetig und in hohen Individuendichten kommen vor allem die Grobgerippte Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* und die Schlickkrebse *Corophium curvispinum* und *Corophium robustum* sowie die Flussflohkrebsart *Dikerogammarus villosus* vor. Beeindruckend ist vor allem die Geschwindigkeit, mit der sich invasive Faunenelemente in den Gewässern ausbreiten und vergleichsweise hohe Bestandsdichten erreichen können. Während HAAS (2002) bei seinen 1996 durchgeführten Untersuchungen acht Neozoenarten im Main bei Main-km 58 feststellen konnte, sind es 2007 im gleichen Abschnitt bereits elf Arten. Hinzugekommen sind die Planarie *Dendrocoelum romanodanubiale*, die Feingerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminalis*), der zu den Vielborstern (*Polychaeta*) gehörende *Hypania invalida* sowie die beiden Krebsarten *Jaera istri* und *Corophium robustum*. Der Steinkleber (*Lithoglyphus naticoides*), eine Wasserschneckenart, sowie der zu den Egeln gehörende *Caspiobdella fadejewi* wurden dagegen 2007 nicht registriert. Im Vergleich zu den 2004 vom HLUG durchgeführten Analysen konnten sich der Vielborster *Hypania inva-*

lida und der Schlickkrebs *Corophium robustum* neu in der benthischen Lebensgemeinschaft etablieren.

Die Stetigkeit oder Konstanz eines Taxons besagt, an wie viel getrennt untersuchten Beständen eines Gewässerabschnittes ein bestimmtes Taxon vorkommt.

Folgende Arten kamen in > 50 % aller Untersuchungsbereiche vor (vgl. Abbildung 2.4-3):

- die Krebsarten *Corophium curvispinum*, *C. robustum* und *Dikerogammarus villosus*
- die Muschelarten *Corbicula fluminea* (Grobgerippte Körbchenmuschel) und *Dreissena polymorpha* (Dreikantmuschel)
- der zu den Vielborstern gehörende *Hypania invalida*.

Alle genannten Arten gehören ebenso wie die Donauassel *Jaera istri* zu den Neozoen. Selbst weit verbreitete und eher anspruchslose einheimische Arten, wie die Gemeine Schnauzenschnecke (*Bithynia tentaculata*) kamen deutlich weniger häufig vor. Die für diesen Gewässertyp charakteristischen Faunenelemente fehlten völlig oder wurden nur selten angetroffen. So war die Larve der Köcherfliegenart *Ephoron virgo* noch in immerhin 20 % der untersuchten Einzelproben vorhanden, die Larve der Köcherfliegenart *Psychomyia pusilla* wurde dagegen nur an einem Untersuchungsbereich nachgewiesen.

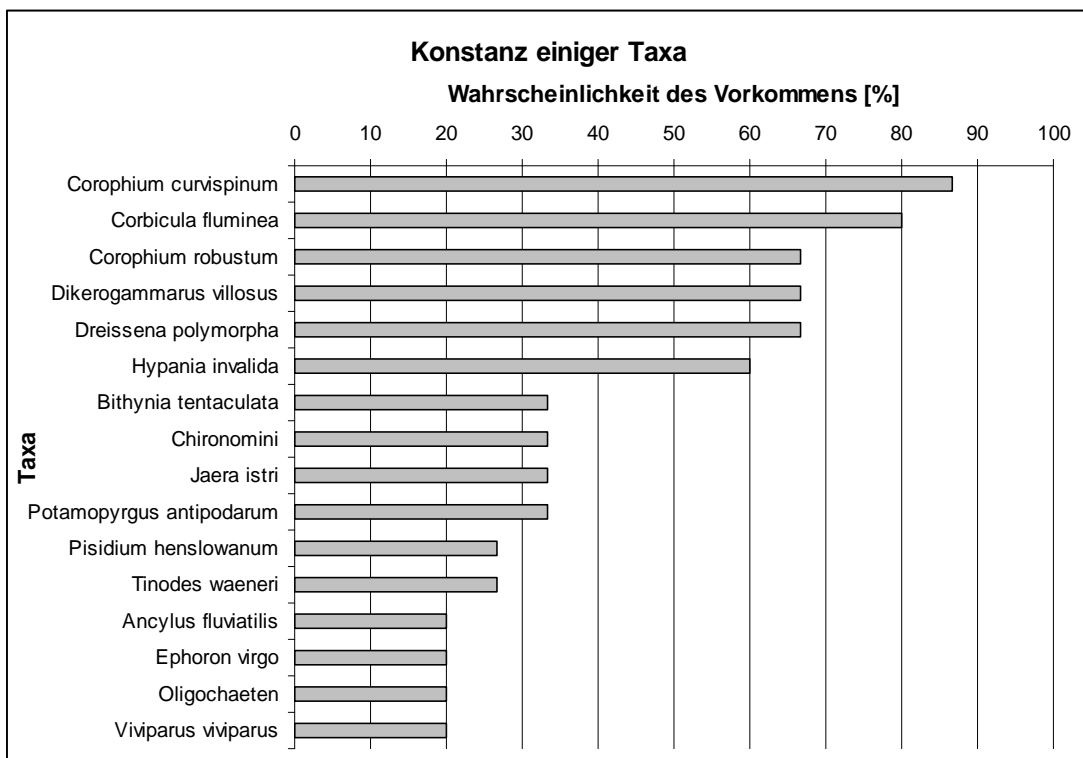


Abbildung 2.4-3 Taxa/Arten des Makrozoobenthos im untersuchten Mainabschnitt mit sehr hoher oder hoher Stetigkeit/Konstanz

2.4.3.2.3 Besiedlungsdichte und Dominanzverhältnisse im Makrozoobenthos des Mains

Besiedlungsdichte

Die festgestellte Besiedlungsdichte lag im Mainabschnitt zwischen Main-km 62,25 und Main-km 58,85 zwischen 300 und fast 25.000 Individuen/m². Durchschnittlich wurden ca. 5.000 Ind./m² registriert. Bezogen auf die im Einzelnen untersuchten Querprofile konnten Besiedlungsdichten von ca. 3.000 Ind./m², 5.500 Ind./m² sowie 7.500 Ind./m² ermittelt werden. Somit ist eine Zunahme der Besiedlungsdichte vom Untersuchungsbereich oberhalb des Kraftwerkes bis nach Hanau zu verzeichnen.

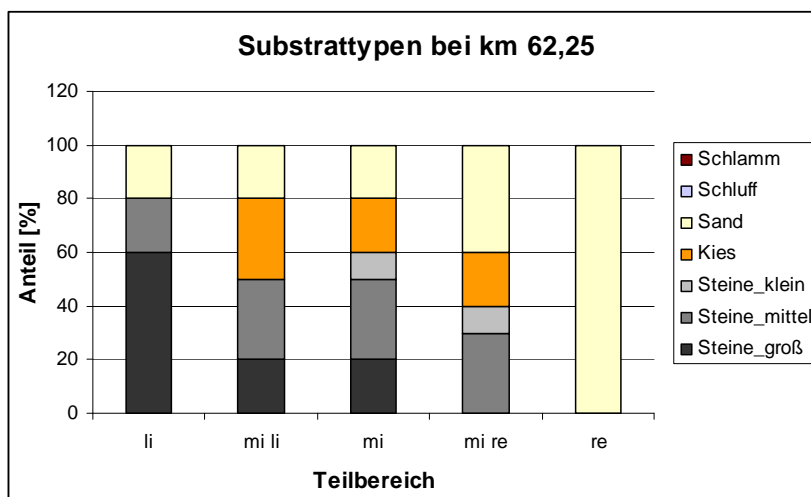


Abbildung 2.4-4 Substratzusammensetzung der Mainsohle im Querprofil bei Main-km 62,25 (Anteile in Volumen-%)

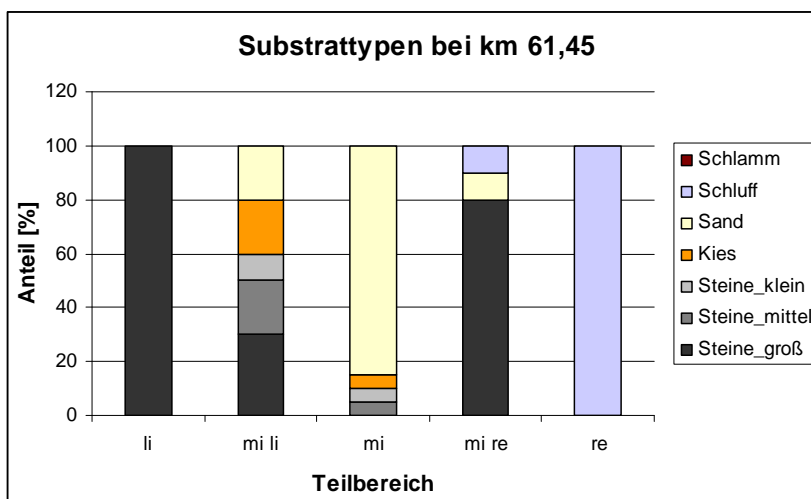


Abbildung 2.4-5 Substratzusammensetzung der Mainsohle im Querprofil bei Main-km 61,45 (Anteile in Volumen-%)

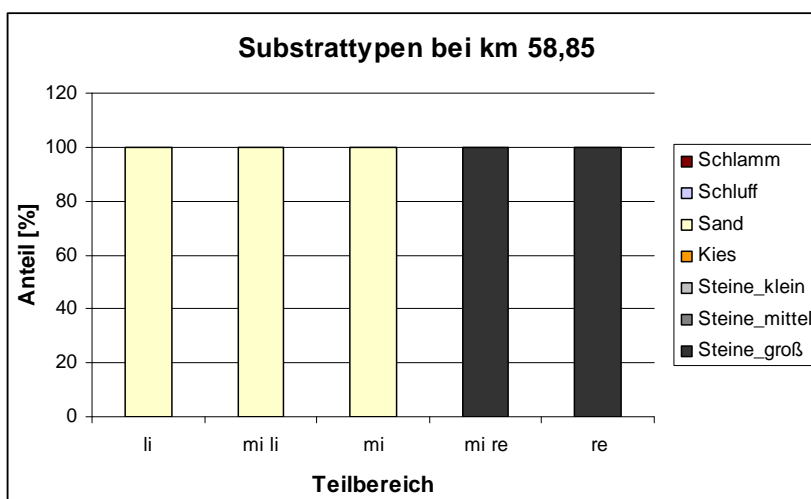


Abbildung 2.4-6 Substratzusammensetzung der Mainsohle im Querprofil bei Main-km 58,85 (Anteile in Volumen-%)

Die vorhandenen Sohls substrattypen im Main (vgl. Abbildung 2.4-4 bis Abbildung 2.4-6) sind wiederum ein wichtiger Faktor, der nicht nur die qualitative Zusammensetzung (Arten-spektrum) einer Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft, sondern auch deren quantitative

Ausprägung (Besiedlungsdichten) maßgeblich bestimmt. In Bereichen mit überwiegend grobkörnigen Substrattypen wurden durchschnittlich mehr als fünfmal so viele Individuen registriert als in Bereichen mit überwiegend feinkörnigen Sohlsubstraten. Die durchschnittlichen Besiedlungsdichten betragen für Untersuchungsbereiche mit Steinschüttungen fast 10.000 Ind./m² wogegen in Bereichen mit überwiegend sandigen oder schluffigen Substraten durchschnittlich nur 1.500 Ind./m² registriert wurden.

Individuendominanz:

Im Falle des untersuchten Mainabschnittes wurde die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos tatsächlich von jenen Arten dominiert, die im Untersuchungsraum besonders stetig vorkamen.

In Abbildung 2.4-7 und Abbildung 2.4-8 sind die vorgefundenen Dominanzverhältnisse für die Querprofile bei Main-km 62,25 und 58,85 dargestellt.

Im Bereich des Querprofils Main-km 62,25, oberhalb des Kraftwerkes, gab es noch drei eudominante Arten (>15 % Anteil der Individuen einer Probe): die Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) und die beiden Krebsarten *Corophium curvispinum* sowie *Dikerogammarus villosus* (vgl. Abbildung 2.4-7).

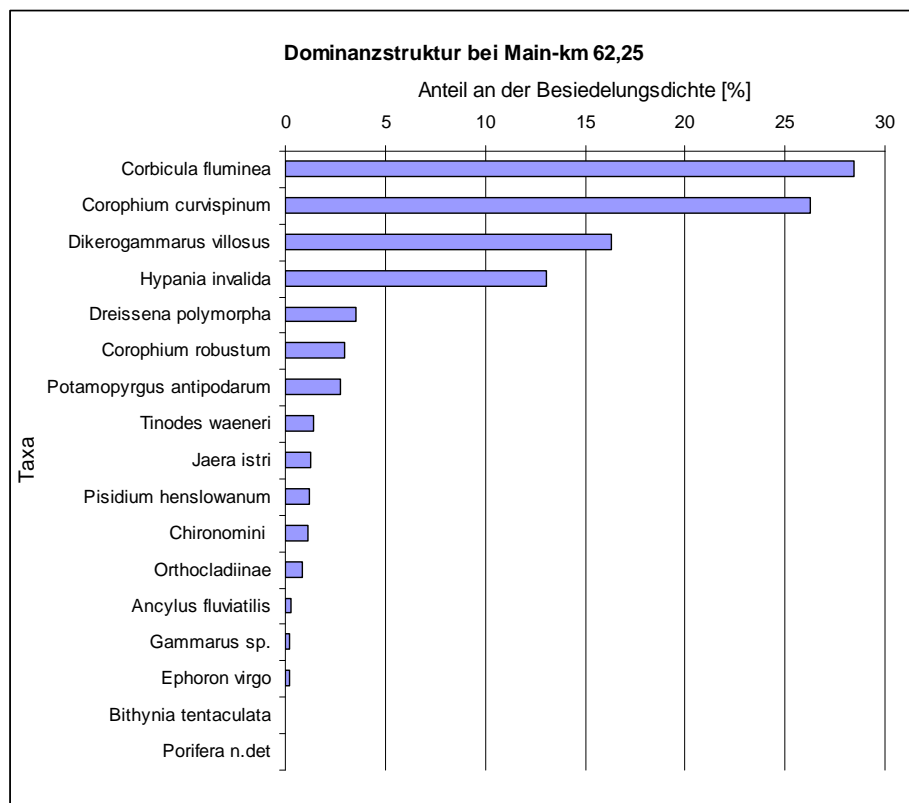


Abbildung 2.4-7 Dominanzstruktur (Individuendominanz) im Makrozoobenthos des Mains bei Main-km 62,25 (oberhalb Ausleitung/Einleitung KW Staudinger)

Im Bereich des Querprofils bei Main-km 58,85, unterhalb des Kraftwerkes, dominiert die Schlickkrebbsart *Corophium curvispinum* mit einem Anteil von mehr als 80% an der Besiedlungsdichte die benthische Lebensgemeinschaft (vgl. Abbildung 2.4-8).

Alle eudominanten und dominanten (5-15 % Individuenanteil) Arten gehörten zu den Neozoen. Für den WRRL-Gewässertyp „kiesgeprägte Ströme“ typische Arten spielten bei der quantitativen Charakterisierung der vorgefundenen Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos keine wesentliche Rolle. So repräsentierte die Anzahl der Larven der Eintagsflie-

genart *Ephoron virgo* bei Main-km 62,25 gerade noch einen Anteil von 0,2 % an der Gesamtanzahl der dort vorgefundenen Makrozoobenthos-Individuen. Selbst „einheimische“ Arten, die bezüglich ihrer Lebensansprüche als unspezifisch gelten, wie die Gemeine Schnauzenschnecke (*Bithynia tentaculata*), repräsentieren weniger als 2 % der benthischen Makrozoen-Individuen im jeweiligen Untersuchungsbereich.

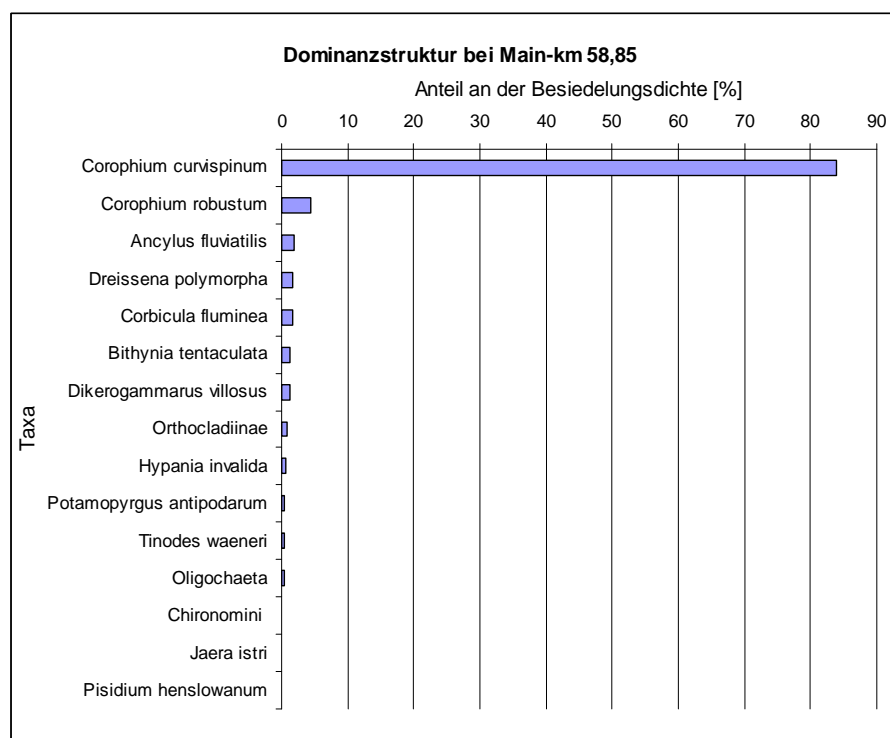


Abbildung 2.4-8 Dominanzstruktur (Individuendominanz) im Makrozoobenthos des Mains bei Main-km 58,85 (unterhalb Ausleitung/Einleitung KW Staudinger)

2.4.3.2.4 Bewertung nach EU-WRRL – Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie schreibt eine Beurteilung des ökologischen Zustandes von Gewässern vor. Die Beurteilung dieses Gütezustandes basiert dabei auf der Analyse und Bewertung mehrerer biologischer Komponenten, zu denen auch das Makrozoobenthos gehört. Die großen Fließgewässer in Deutschland werden dabei nach einem auf SCHÖLL & HAYBACH (2001) basierenden, mathematisch veränderten und erweiterten Verfahren bewertet (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG, 2005). Dieses auf einem multimetrischen Ansatz basierende Verfahren bezieht über einen modularen Aufbau verschiedene Stressoren wie Verschmutzung, allgemeine Degradation und Versauerung in die Beurteilung ein. Für Ströme (Gewässertypen 10 und 20) wird im Modul „Saprobie“ der Saprobienindex nach DIN 38410 (2004) und im Modul „allgemeine Degradation“ das erweiterte Potamoptypieverfahren nach SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG (2005) zur Bewertung vorgeschrieben. Das Ergebnis des Metrics „Potamon-Typie-Index“ wird direkt in eine Qualitätsklasse überführt. Weitere Indices werden jedoch zur Korrektur und Validierung des Bewertungsergebnisses herangezogen. Die Gesamtbewertung, d.h. die ökologische Zustandsklasse, ergibt sich aus den getrennt ermittelten Qualitätsklassen der Einzelmodule, wobei das Modul mit der schlechtesten Einstufung (Qualitätsklasse) die Gesamtbewertung bestimmt (worst-case).

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie vorgestellt und kurz verbal erläutert. Die Bewertung erfolgte sowohl für den untersuchten Abschnitt des Mains insgesamt (s. Tabelle 2.4-8) als auch getrennt für die einzelnen Querprofile. Die Einzelergebnisse der Metrics sowie die in Form der Qualitätsklasse zusammenfassende Bewertung sind in den Tabelle 2.4-9 bis Tabelle 2.4-14 zusammengestellt.

Die Bewertungsergebnisse zeigen, dass sich der untersuchte Mainabschnitt in einem hinsichtlich der Makrozoobenthos-Besiedlung **unbefriedigenden bis schlechten ökologischen Zustand** befindet. Dies gilt unabhängig davon, ob eine Bewertung je Querprofil erfolgt (Tabelle 2.4-9 bis Tabelle 2.4-11) oder der gesamt Abschnitt (Tabelle 2.4-8) bewertet wird. Eine entsprechende Einstufung beruht im Wesentlichen auf der geringen Bewertung des Gewässers im Modul „Allgemeine Degradation“.

Wie bereits in den Kapiteln 0 und 2.4.3.2.3 beschrieben, fehlt der benthischen Zoozönose die für kiesgeprägte Ströme typische Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos weitestgehend; charakteristische Arten wurden nur wenige und in geringen Besiedlungsdichten nachgewiesen. Für den **Potamon-Typie-Index** wurden Werte zwischen 3,87 für den Main bei Main-km 58,85 und 4,39 für den Main bei Main-km 61,54 ermittelt, woraus Qualitätsklassen zwischen IV und V resultieren.

Auch bei Berechnung weiterer Indices wird die Einstufung in die Qualitätsklasse bestätigt.

Mit Hilfe des **Anteils** der **r-Strategen**, der **r-Dominanz**, einer Biozönose kann eine Aussage über den Grad der „Störung“, unter der sie sich entwickelt hat, getroffen werden. R-Strategen zeichnen sich u. a. durch eine rasche Individualentwicklung und eine hohe Vermehrungsrate aus. Im Bereich der Bundeswasserstraße gehören vor allem invasive Einwanderer (Neozoen) zu den r-Strategen (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG, 2005). Der hohe Anteil von r-Strategen innerhalb der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos zeigt insbesondere für den Main bei Main-km 61,54 und 58,85 eine starke Störung der Lebensgemeinschaft an.

Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer (AP): In frei fließenden Abschnitten von Flüssen ist grundsätzlich mit einem Überwiegen passiver Filtrierer zu rechnen. Ein deutliches Überwiegen aktiver Filtrierer, wie in allen drei untersuchten Main-Querprofilen festgestellt, zeigt den Stau einfluss auf die Biozönose (Tabelle 2.4-8 bis Tabelle 2.4-11, Index AP) an.

Tabelle 2.4-8 EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains (Main-km 58,85; Main-km 61,54 und Main-km 62,25)

Modul Saprobie			Qualitätsklasse
Saprobien-Index	2,06		II
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,06	erfüllt	
Abundanzsumme	49	erfüllt	
Modul allgemeine Degradation			IV
Potamotypie-Index	4,03		
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,24	erfüllt	
Zahl der eingestuften Taxa	19	erfüllt	
Abundanzverhältnis	77,3 %	erfüllt	
Gesamtbewertung (Zustandsklasse)			IV
Weitere Indices			
Homogenität – Gültigkeitsbedingungen sind nicht erfüllt			
Die Artenanzahlen sind nicht zufällig verteilt			
Das Homogenitätskriterium ist mit E= 49,6 +/- 5 % nicht erfüllt			
mittlere Artenanzahl	7,9 +/- 5,2		
r-Dominanz	83,2 %		
AP (Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer)	32,75		

Tabelle 2.4-9 EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains bei Main-km 62,25 (Main-Querprofil unmittelbar oberhalb Ausleitung / Einleitung KW Staudinger)

Modul Saprobie			Qualitätsklasse
Saprobien-Index	2,14		II
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,04	erfüllt	
Abundanzsumme	40	erfüllt	
Modul allgemeine Degradation			
Potamotypie-Index	3,92		IV
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,38	nicht erfüllt	
Zahl der eingestuft Taxa	11	nicht erfüllt	
Abundanzverhältnis	83,5 %	erfüllt	
Gesamtbewertung (Zustandsklasse)			
Weitere Indices			
Homogenität – Gültigkeitsbedingungen sind nicht erfüllt			
Die Artenanzahlen sind nicht zufällig verteilt			
Das Homogenitätskriterium ist mit E= 59 +/-7,3 % erfüllt			
mittlere Artenanzahl	6,6 +/- 4,6		
r-Dominanz	24,2 %		
AP (Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer)	25		

Tabelle 2.4-10 EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains bei Main-km 61,54 (Main-Querprofil unmittelbar unterhalb Einleitung KW Staudinger)

Modul Saprobie			Qualitätsklasse
Saprobien-index	2,14		II
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,04	erfüllt	
Abundanzsumme	41	erfüllt	
Modul allgemeine Degradation			
Potamotypie-Index	4,39		V
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,21	erfüllt	
Zahl der eingestuft Taxa	12	erfüllt	
Abundanzverhältnis	74 %	erfüllt	
Gesamtbewertung (Zustandsklasse)			
Weitere Indices			
Homogenität – Gültigkeitsbedingungen sind nicht erfüllt			
Die Artenanzahlen sind nicht zufällig verteilt			
Das Homogenitätskriterium ist mit E= 54,6 +/-5,4 % erfüllt			
mittlere Artenanzahl	7,4 +/- 4,9		
r-Dominanz	86 %		
AP (Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer)	40		

Tabelle 2.4-11 EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains bei Main-km 58,85 (Main-Querprofil ca. 3 km Main abwärts der Einleitung KW Staudinger)

Modul Saprobie			Qualitätsklasse
Saprobien-Index	2,04		II
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,07	erfüllt	
Abundanzsumme	47	erfüllt	
Modul allgemeine Degradation			
Potamotypie-Index	3,87		IV
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,24	erfüllt	
Zahl der eingestuften Taxa	17	erfüllt	
Abundanzverhältnis	74,3%	erfüllt	
Gesamtbewertung (Zustandsklasse)			
Weitere Indices			
Homogenität – Gültigkeitsbedingungen sind nicht erfüllt			
Die Artenanzahlen sind nicht zufällig verteilt			
Das Homogenitätskriterium ist mit $E = 53,3 \pm 5,6\%$ erfüllt			
mittlere Artenanzahl	9,6 +/- 6,5		
r-Dominanz	89,2 %		
AP (Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer)	19,2		

Bei einer zusammenfassenden Bewertung der Ergebnisse der durchgeführten Querprofiluntersuchungen sind die sog. **Homogenitätskriterien erwartungsgemäß nicht erfüllt**, insbesondere sind die Artenzahlen der Einzeluntersuchungen nicht zufällig verteilt. Das heißt, dass genau genommen entlang eines Main-Querprofils unterschiedliche Habitattypen beprobt wurden, die sowohl qualitativ als auch quantitativ unterschiedliche Lebensgemeinschaften am Gewässergrund aufweisen:

- Steinschüttungen im Bereich der Ufer,
- überwiegend kiesig-sandige Substrate im Bereich der Gewässersohle.

Die summarische Bewertung über gesamte Querprofile liefert daher nur erste Anhaltspunkte des Zustandes der Makrozoobenthos-Besiedlung. Eine Korrelation mit Einleitungen des Kraftwerkes ist nicht möglich.

Die Homogenität der erhobenen Daten wird jedoch erreicht (Homogenitätskriterien erfüllt), wenn die Ergebnisse aller Bestandserhebungen in gleichen Habitattypen (z.B. **Steinschüttung**) zur Bewertung des ökologischen Zustandes des Mains herangezogen werden (s. a. Tabelle 2.4-14) bzw. die Gewässerabschnitte oberhalb und unterhalb des Kraftwerkes getrennt nach Sohlsubstrattypen bewertet werden.

Sowohl der Abschnitt oberhalb als auch der Abschnitt unterhalb des Kraftwerkes befinden sich in einem unbefriedigenden ökologischen Zustand, der vor allem auf einer entsprechenden Einstufung im Modul „allgemeine Degradation“ resultiert. Während der Saprobienindex mit Werten von 2,14 (oberhalb) bzw. 2,05 (unterhalb) auf eine eher geringe Gewässerverschmutzung hinweist, bedingt der Potamotypieindex mit 3,97 (oberhalb) und 3,92 (unterhalb) eine Einstufung in die Zustandsklasse IV – unbefriedigend.

Weitere Indices bestätigen diese Beurteilung: Der Anteil von r-Strategen als Anzeiger für eine Störung der benthischen Lebensgemeinschaft beträgt 60% oberhalb und fast 90% unterhalb der Kraftwerkseinleitung. Als Resultat des permanenten Aufstaus in den Staustufen

des Mains wurde darüber hinaus generell ein deutliches Überwiegen von aktiven Filtrierern gegenüber passiven Filtrierern festgestellt (30% oberhalb bzw. 29,2% unterhalb).

Bei alleiniger Betrachtung der Taxa und Taxaabundanzen deutet sich flussabwärts eine Verbesserung der Lebensbedingungen aquatischer Makrozoen im Bereich der Steinschüttungen an. Oberhalb der aktuellen Einleitung des Kraftwerkes wurden insgesamt 15 Taxa nachgewiesen, in den Untersuchungsbereichen unterhalb waren es 27 verschiedene Taxa bzw. höhere taxonomische Einheiten. Neben weiteren Neozoen wie beispielsweise der Planarie *Dendrocoelum romanodanubiale* kommen auch ökologisch anspruchsvollere Arten, wie die Gemeine Sumpfdeckelschnecke (*Viviparus viviparus*), die Larven der Köcherfliegen *Psychomyia pusilla* und *Tinodes rostocki* sowie Larven der zu den Klauenkäfern gehörenden Gattung *Elmis* in geringen Abundanzen vor. Andererseits wurden jedoch Larven der als Uferas bekannt und vor allem für potamale Fließgewässer typischen Köcherfliege *Ephoron virgo* lediglich oberhalb der Kraftwerkseinleitung registriert. *Ephoron virgo* galt lange Zeit in Teilen Europas als ausgestorben, kehrte jedoch Ende der 1980er Jahre an Main und Rhein zurück, nachdem sich dort die Wasserqualität wieder verbessert hatte (s.a. HAYBACH, MÜLLER, SCHLEUTER (2004)).

Die auf der Grundlage der im Feinsubstrat des Mains lebenden aquatischen Makrozoen durchgeführte Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie brachte keine sinnvollen Resultate auf Grund zu geringer Taxaabundanzen sowohl oberhalb als auch unterhalb der Kraftwerkseinleitung / -ausleitung. Mit nur 5 (oberhalb) bzw. 8 (unterhalb) nachgewiesenen Arten bzw. höheren taxonomischen Einheiten ließen sich weder die Saprobie noch die allgemeine Degradation der Gewässerabschnitte auf der Grundlage gültiger Indices bewerten. Derartig geringe Arten- bzw. Taxazahlen zeigen jedoch schon an sich eine starke Beeinträchtigung der Biozönose an.

Tabelle 2.4-12 EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains oberhalb Ausleitung/ Einleitung KW Staudinger (Main-km 62,25) – Sohlsubstrattyp Steinschüttung

Modul Saprobie			Qualitätsklasse
Saprobien-index	2,14		II
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,04	erfüllt	
Abundanzsumme	47	erfüllt	
Modul allgemeine Degradation			IV
Potamotypie-Index	3,97		
Gültigkeitskriterien:			
Standardabweichung	0,36	Nicht erfüllt	
Zahl der eingestuften Taxa	11	Nicht erfüllt	
Abundanzverhältnis	82,6 %	erfüllt	
Gesamtbewertung (Zustandsklasse)			IV
Weitere Indices			
Homogenität – Gültigkeitsbedingungen sind erfüllt			
Die Artenanzahlen sind zufällig verteilt			
Das Homogenitätskriterium ist mit E= 75,3 +/-7,9 % erfüllt			
mittlere Artenanzahl	9,0 +/- 4,4		
r-Dominanz	60,0%		
AP (Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer)	30		

Tabelle 2.4-13 EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains unterhalb Ausleitung/ Einleitung KW Staudinger (Main-km 61,54 sowie Main-km 58,85) – Sohlsubstrattyp Steinschüttung

Modul Saprobie		Qualitätsklasse
Saprobien-Index	2,05	II
Gültigkeitskriterien:		
Standardabweichung	0,06 erfüllt	
Abundanzsumme	53 erfüllt	
Modul allgemeine Degradation		IV
Potamotypie-Index	3,92	
Gültigkeitskriterien:		
Standardabweichung	0,22 erfüllt	
Zahl der eingestuften Taxa	18 erfüllt	
Abundanzverhältnis	72,5% erfüllt	
Gesamtbewertung (Zustandsklasse)		IV
Weitere Indices		
Homogenität – Gültigkeitsbedingungen sind erfüllt		
Die Artenanzahlen sind zufällig verteilt		
Das Homogenitätskriterium ist mit $E = 65,6 \pm 5,5\%$ erfüllt		
mittlere Artenanzahl	12,8 \pm 4,3	
r-Dominanz	88,4 %	
AP (Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer)	29,2	

Tabelle 2.4-14 EU-WRRL-Bewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung des Mains im Bereich der Steinschüttungen bei Main-km 62,25, 61,54 und 58,85

Modul Saprobie		Qualitätsklasse
Saprobien-Index	2,03	II
Gültigkeitskriterien:		
Standardabweichung	0,07 erfüllt	
Abundanzsumme	56 erfüllt	
Modul allgemeine Degradation		IV
Potamotypie-Index	3,94	
Gültigkeitskriterien:		
Standardabweichung	0,24 erfüllt	
Zahl der eingestuften Taxa	19 erfüllt	
Abundanzverhältnis	75,9% erfüllt	
Gesamtbewertung		IV
Weitere Indices		
Homogenität – Gültigkeitsbedingungen sind erfüllt		
Die Artenanzahlen sind zufällig verteilt		
Das Homogenitätskriterium ist mit $E = 63 \pm 5,5\%$ erfüllt		
mittlere Artenanzahl	11,4 \pm 4,5	
r-Dominanz	83,1 %	
AP (Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer)	23,8	

Das Makrozoobenthos der Feinsubstrate wird sowohl oberhalb als auch unterhalb der Einleitung von den Neozoen Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminalis*), den Schlickkrebarten *Corophium curvispinum* und *C. robustum* sowie dem Flussflohkrebs *Dikerogammarus villosus* dominiert. Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Ephoron virgo* (Uferaas) ausschließlich oberhalb der Kraftwerkseinleitung. Das Fehlen dieser potamalen und damit an höhere Temperaturgradienten angepassten Art unterhalb des Kraftwerkes kann nicht bzw. nicht ausschließlich mit einer Erwärmung des Gewässers infolge Kühlwassereinleitung begründet werden. Diese Art gilt vielmehr als äußerst sensibel gegenüber Gewässerverschmutzung. Darüber hinaus werden insbesondere junge Larven von *Ephoron virgo* u.a. von *Dikerogammarus villosus* gefressen; in entsprechenden populationsökologischen Untersuchungen wurde die Populationsdichte von *Ephoron virgo* durch die Anwesenheit dieser Amphipoden deutlich gesenkt (s.a. KUREK, BILG & OTTERBERG, 2001).

2.4.3.2.5 Gesamtbewertung der Makrozoobenthos-Besiedlung im untersuchten Main-Abschnitt

Die Lebensbedingungen der benthischen Makrozoen sind im Main im Bereich des Kraftwerks Staudinger stark von Maßnahmen der Gewässerunterhaltung und des Gewässer-aufstaus geprägt. Der Main hat seinen Charakter als ursprünglich epi- bis metapotamales Fließgewässer verloren. Die niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten haben zur Folge, dass sich Schwebstoffe verstärkt am Gewässergrund ablagern und die normalerweise in einem kiesgeprägten Strom vorhandene Vielfalt an Sohlsubstrattypen überlagern. Feinsedimente sind als Substrat für viele wirbellose Fließwasserorganismen nicht geeignet. Für den Gewässertyp „kiesgeprägte Ströme“ typische Arten konnten im untersuchten Abschnitt nur sporadisch und in geringen Besiedlungsdichten nachgewiesen werden. Die Lebensgemeinschaften werden in qualitativer und quantitativer Hinsicht von Neozoen geprägt. Die Bewertungsergebnisse nach EU-WRRL zeigen, dass sich der untersuchte Mainabschnitt in einem hinsichtlich der Makrozoobenthos-Besiedlung **unbefriedigenden bis schlechten ökologischen Zustand** befindet.

Arten der Hessischen Roten Listen konnten im untersuchten Mainabschnitt nicht nachgewiesen werden.

Interpretierbare Unterschiede zwischen der benthischen Lebensgemeinschaft oberhalb und unterhalb des Kraftwerks Staudinger konnten nicht festgestellt werden. Der oberhalb des Kraftwerkes gelegene Untersuchungsbereich weist die geringste Arten- und Individuenabundanz auf. Die Zunahme beider zöologischen Strukturmerkmale bis zum Main-km 58,85 lässt sich nicht ursächlich mit dem Kraftwerksbetrieb erklären.

2.4.4 Phytoplankton des Mains

2.4.4.1 Methodik

Zur Berechnung der ökologischen Einstufung mit Hilfe des Phytoplanktons wurde das Programm „PhytoFluss“ angewendet.

Die Stauregelung in Flüssen beeinflusst das Phytoplankton erheblich (MISCHKE ET AL. 2006). Für die Rückstaubereiche im Main kann die Bewertungsmethode „PhytoFluss“ nach den Kriterien zur Auswahl der Probestellen in MISCHKE & BEHRENDT (2007: S.10) nicht oder nur bedingt angewendet werden. Hierzu wird dort ausgeführt: „*Künstlich erweiterte und befestigte Fließgewässerabschnitte (Hafenbecken; Schleusen; Orte direkt vor oder nach Staustufen etc.) sind als Probestellen für das Phytoplankton ungeeignet, da sich die Fließgeschwindigkeit an diesen Orten erheblich verändert und deshalb zu Einschichtungen oder Sedimentation des Phytoplanktons führen kann. Erweiterungen der Flussbreite auf*

mehr als das Doppelte und Vertiefungen des Gewässers um mehr als ein Drittel werden als kritisch eingeschätzt.“ Da der untersuchte Abschnitt des Mains die in MISCHKE & BEHRENDT (2007) erwähnten Kriterien, zumindest auf weiten Strecken, erfüllt, kann diskutiert werden, ob eine Bewertung nach „PhytoFluss“ erfolgen kann und ob eine solche Bewertung ein brauchbares Ergebnis liefert.

Auf die Schwierigkeiten der ökologischen Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie des staugeregelten Mains mit Hilfe biologischer Komponenten wird auch von VÖLKER & WILLECKE (2006) hingewiesen und es werden Besonderheiten von rückgestauten Fließgewässern diskutiert.

Außerdem sollte nach MISCHKE & BEHRENDT (2007: S.11) für jedes Untersuchungsjahr möglichst eine monatliche Beprobung des Phytoplanktons inkl. einer Chlorophyll-a-Bestimmung im Zeitraum von April bis Oktober durchgeführt werden, sodass als Minimum 7 Termine in die biologische Bewertung eingehen. Im Untersuchungsprogramm zum gewässerökologischen Gutachten Staudinger wurden 6 Proben im Zeitraum Mai bis September entnommen und analysiert.

Trotz der oben angeführten Einschränkungen soll hier zur Orientierung eine behelfsmäßige Bewertung nach Vorgaben der EU-WRRL mittels des Programms „PhytoFluss“ erfolgen.

2.4.4.2 Ergebnisse der Probennahme und Diskussion

In der mikroskopischen Auswertung der Proben der Messstellen P 1 bis P4 konnte festgestellt werden, dass sich das Plankton zum gleichen Probenahmetermin an den vier Messstellen nur unwesentlich unterscheidet. Dieser Befund ist durch den Charakter des betroffenen Main-Abschnittes als staureguliertes Fließgewässer und durch die Ökologie des Phytoplanktons zu erklären.

Bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit des Mains von ca. 0,4 – 0,5 m/s bei Mittelwasser-Abfluss (ca. 175 m³/s am Pegel Krotzenburg) benötigt ein „Wasserpaket“ ca. 2,5 - 3 Stunden um die Fließstrecke von 4,4 km zwischen den Untersuchungspunkten P1 bis P4 zu durchfließen. Bei einem Minimalabfluss von 35,7 m³/s benötigt das „Wasserpaket“ ca. 12 Stunden um die gleiche Fließstrecke zu durchfließen.

An den sechs Probenahmeterminen herrschten Main-Abflüsse (Tagesmittelwerte) zwischen 138 und 315 m³/s, im gesamten Zeitraum Mai bis September 2007 waren am Main keine Niedrigwassersituationen anzutreffen, die Fließzeiten von 10-12 Stunden und mehr auf der Messstrecke ergeben könnten. Da die Mehrzahl der Phytoplankter sich nicht aktiv bewegen kann, werden sie mit dem Wasserstrom im Main längs verfrachtet, so passieren „Wasserpakete“ mit charakteristischen Planktonzönosen in zeitlichen Abständen die Messpunkte P1 bis P4.

Da die Entwicklungszyklen der Phytoplankter deutlich über der Fließzeit zwischen P1 und P4 liegen, ist nicht zu erwarten, dass sich eine Änderung der thermischen oder chemischen Wasserqualität, beispielsweise durch einen Kraftwerkseinlauf, so schnell auf die Planktonzönose auswirken würde, dass sie in einer Untersuchungsstrecke von 3,4 km zwischen P2 und P4 Auswirkungen auf die Planktonzusammensetzung hätte. Die Untersuchungsergebnisse des Jahres 2007 bestätigen dies sowohl anhand der bestimmten Biovolumina als auch der Artenzusammensetzung zwischen den Messstellen P1 und P4.

An noch weiter unterhalb gelegenen Messstellen hätte die Planktonzönose zwar theoretisch genügend Zeit, sich entsprechend einer ggf. vorhandenen Belastung entsprechend zu entwickeln, durch die Abkühlung über die Fließstrecke und / oder die Verdünnung durch zuströmendes Grund- oder Oberflächenwasser würde die Veränderung jedoch gering oder nicht eindeutig dem Einfluss eines Kraftwerkes zuordenbar sein.

Tabelle 2.4-15 Biovolumina des Phytoplanktons zu den Probenahmeterminen 2007 an den Probenstellen P1 – P4

Probenstellen Datum	P1	P2	P3	P4
	Biovolumen in mm ³ / l			
24.05.2007	32,4	39,0	43,1	30,3
21.06.2007	3,9	4,6	6,6	3,6
16.07.2007	3,5	3,8	7,3	3,8
09.08.2007	3,5	3,2	4,8	3,1
23.08.2007	3,5	7,9	7,1	3,2
13.09.2007	4,3	5,3	6,6	4,1

Die Bewertung der Messstellen P1- P4 nach PhytoFluss, dargestellt im Kapitel 2.4.4.2.1 zeigt, dass sich die Probenstellen über den Untersuchungszeitraum Mai – September 2007 weder im Gesamtindex noch in Einzelindices deutlich unterscheiden.

Daher ist es im Sinne einer repräsentativen Bewertung des Mainabschnittes im Bereich des Kraftwerkes Staudinger ausreichend, das Phytoplankton im betroffenen Mainabschnitt exemplarisch anhand der Ergebnisse der Messstelle P3, unterhalb des Kraftwerkseinlaufes, zu bewerten.

Die Besiedlung des Mains mit planktischen Algen ist in Tabelle 2.4-16 zusammengefasst.

Tabelle 2.4-16 Phytoplankton-Taxa des Mains an der Messstelle P3 von Mai bis September 2007 (mit ID-Nummer nach Mischke & Behrendt 2007 und autökologischen Angaben: f = Lebensform: P = euplanktisch; P/B = tychoplanktisch; B = benthisch; Tr = Trophie-Ansprüche: 1 = oligotroph; 2 = mesotroph; 3 = eutroph; 4 = polytroph; Sap = Saprobie-Ansprüche: I = oligosaprob; II = beta-mesosaprob; III = alpha-mesosaprob; pH = pH-Ansprüche: alkph = alkaliphil; alkbio = alkalibiont)

Taxa	ID-Nr.	Lf	Tr	Sap	pH
Cyanophyta / Cyanobacteria (Blaualgae/Cyanobakterien), Nostocophyceae / Cyanophyceae					
<i>Anabaena</i> spec. (Bruchstücke)	31	P			
<i>Aphanizomenon gracile</i> (LEMMERMANN) LEMMERMANN	55	P	3-4	I-II	
<i>Merismopedia punctata</i> MEYEN	1020	P/B	3	II	
<i>Oscillatoria limosa</i> C.A. AGGARDH ex GOMONT	522	B	3-4	II-III	
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (LEMMERMANN) KOMAREK	596	P/B	3-4	II	
Chrysophyceae (Goldalgen)					
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF	299	P	2-3	II	
Xanthophyceae = Tribophyceae (Gelbgrünalgen)					
<i>Tribonema</i> spec.	778	B/P			
Bacillariophyceae (Kieselalgen)					
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	72	P	2-3	I-II	alkph
<i>Cyclotella</i> spec.	265	P	2-3		
<i>Diatoma tenuis</i> C.A. AGARDH	283	P/B	2-3	I-II	alkbio
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT var. <i>acus</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	351	P	3	II	alkph
<i>Nitzschia acicularis</i> (KÜTZING) W. SMITH	494	P	3	III	alkph
<i>Nitzschia fruticosa</i> HUSTEDT	502	P	3	I-II	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> -Gruppe GRUNOW	721	P	3-4	II-III	alkph
<i>Stephanodiscus neoastreae</i> HAKANSSON et HICKEL	725	P	3	II	alkbio
Cryptophyta (Schlundgeißler)					
<i>Cryptomonas erosal ovata</i> -Gruppe EHRENBERG	221/225	P	2-4	II-III	
<i>Rhodomonas</i> spec.	633	P	2-4		
Dinophyta (Panzergeißler)					
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. MÜLLER) DUJARDIN	104	P	1-3	I-(II)	
Chlorophyta s.l. (Grünalgen i.w.S.)					
Volvocales					

Taxa	ID-Nr.	Lf	Tr	Sap	pH
<i>Pandorina morum</i> (O.F. MÜLLER) BORY	527	P	3	II	
Chlorococcales (Chorellales et Protosiphonales)					
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M. SMITH) BELCHER et SWALE	155	P	3	II	
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGELI	181	P	3	II	
<i>Crucigenia quadrata</i> MORREN	212	P	3	II	
<i>Kirchneriella lunaris</i> (KIRCHNER) MOEBIUS	408	P/B	3	II	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (KORSCHIKOV) HINDAK	464	P	3	II	
<i>Monoraphidium contortum</i> ((THURET. in BREBISSON) KOMARKOVA-LEGNEROVA	468	P/B	2-4	II-III	
<i>Oocystis borgei</i> SNOW	513	P	2-3	II	
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURPIN) MENEGHINI et var.	534	P/B	3	II	
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN et var.	535	P	3	II	
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (TURPIN) KÜTZING	652	P/B	3	II	
<i>Scenedesmus falcatus</i> CHODAT	1255	P	3	II	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (TURPIN) BREBISSON	669	P/B	3-4	II	
<i>Schroederia setigera</i> (SCHRÖDER) LEMMERMANN	682	P	3	II	
<i>Tetraedron minimum</i> (A. BRAUN) HANSGIRG	751	P	3	II	
Ulotrichales					
<i>Planctonema lauterbornii</i> SCHMIDLE	578	P	3	II	
Desmidiiales (Zieralgen)					
<i>Closterium limneticum</i> LEMMERMANN	168	P	3	II-III	

Die qualitativen Auswertungen des Phytoplanktons zeigen, dass die *Chlorophyta s.l.*, die *Bacillariophyceae* und die *Nostocophyceae/Cyanophyceae (Cyanobacteria)* die Hauptkomponenten der Mikroalgen im Freiwasser des Mains sind. Neben einem sehr hohen Detritusgehalt werden auch benthische Mikroalgen (z.B. *Oscillatoria limosa*, *Cymatopleura elliptica*, *Cymatopleura solea*, *Fragilaria ulna*, *Gyrosigma attenuatum*, *Melosira varians*, *Navicula*-Arten, *Surirella*-Arten) durch Schiffsverkehr-Aufwirbelungen ins Freiwasser verschlagen (vgl. KLAPPER 1992). Außerdem bewirkt nach KLAPPER (1992) der absinkende Detritus eine verstärkte Sedimentation des Phytoplanktons, sodass für dieses sehr ungünstige Wachstumsbedingungen durch Lichtlimitation entstehen können.

Die Mikroalgen-Besiedlung des Mains ist vor allem durch Arten charakterisiert, die zu den sogenannten „Opportunisten“ sensu LANGE-BERTALOT (1997) gehören. Es wird durch die starke morphologische Einschränkung dieses erheblich veränderten Gewässers und seine Naturferne nicht die Artenvielfalt erreicht, wie sie z.B. für naturnahe große Fließgewässer mit ihren Auengewässern typisch ist (TÄUSCHER 2002, vgl. hierzu auch IGG 2003).

Als charakteristisch für die Naturferne und opportunistische Algenflora dieses Mainanschnitts ist die Tatsache aufzufassen, dass - nach einem artenreicherem Phytoplankton Ende Mai 2007 und Ende Juni 2007 - im Juli, August und September 2007 eine artenarme planktische Mikroalgenbesiedlung im Freiwasser zu finden war.

Auch die Phytoplankton-Quantität ist mit Biovolumina von 43,1 mm³/l (Ende Mai 2007) bis 4,8 mm³/l (Anfang August 2007) sehr großen Schwankungen unterworfen. Die ermittelten Biovolumina decken sich mit den an den Terminen ermittelten Chlorophyll-a-Konzentrationen. **Dies indiziert sehr instabile und naturferne Zustände.**

Tabelle 2.4-17 Phytoplankton-Biovolumina und Chlorophyll-a-Konzentrationen des Mains an der Messstelle P3 von Mai 2007 bis September 2007

Datum	24.05.2007	21.06.2007	16.07.2007	09.08.2007	23.08.2007	13.09.2007
Biovolumen in mm ³ /l	43,1	6,6	7,3	4,8	7,1	6,6
Chlorophyll-a-Konzentration in µg/l	85	6	7	6	6	3

Die Abundanzen der planktischen Diatomeen waren ebenso durchweg sehr gering. Die Streupräparate enthielten außerdem mehr benthische Formen als planktische.

Die Untersuchungen belegen, parallel zu den Ergebnissen des Phytoplanktons ohne Diatomeen, dass der Main generell keine guten Bedingungen für die Entwicklung von Planktondiatomeen bietet. Das trifft gleichermaßen auf alle 4 Probenahmestellen zu. Die planktische Diatomeenassoziation wird von drei Arten dominiert, von denen die häufigste, *Thalassiosira bramaputrae*, charakteristisch für große Ströme ist. Sie ist salztolerant, wie auch *Actinocyclus normanii*, die im Sommer 2007 die vierthäufigste planktische Diatomeenart im Main war. Es besteht also eine moderate Chloridbelastung im Main. Die zweit- und drittplatzierten Arten im Dominanzgefüge, *Stephanodiscus hantzschii* und *Cyclotella meneghiniana*, sind nitrophile Arten hoch eutropher und polytropher Gewässer. Hinweise auf Nährstofflimitation liefern die Planktondiatomeen nicht, auch die subdominanten und rezedenten Arten sind charakteristisch für hoch eutrophe Gewässer.

Unterschiede in der Zusammensetzung des Artengefüges des Diatomeenplanktons zwischen den 4 Untersuchungsstellen waren nicht nachweisbar. Es dominieren überall die gleichen Arten, die Schwankungen der Dominanzwerte der Proben im Längsschnitt sind unregelmäßig und geben keine Hinweise auf systematische oder gar gesicherte Trends der Zu- oder Abnahme bestimmter Arten im Längsschnitt über die 4 Stationen. Für *Stephanodiscus hantzschii* ergab sich nur für den 23.08.2007 eine leichte Zunahme von Station P2 bis P4. Solche kurzfristigen Wachstumseffekte planktischer Diatomeenpopulationen im Längsschnitt von Strömen sind aber völlig normal und stehen zumeist im Zusammenhang mit dem Anwachsen auf der Fließstrecke in Abhängigkeit von der Verweilzeit.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die im Main während der Untersuchungen festgestellten Arten des Phytoplanktons inkl. der Diatomeen in der Mehrheit eutrophe, also nährstoffreiche Verhältnisse indizieren. Hinsichtlich der Saprobie stehen die vorhandenen Taxa in der Mehrzahl für beta–mesosaprobe Verhältnisse. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass die Phytoplankton–Besiedlung des Mains im untersuchten Abschnitt von vielen anthropogenen Faktoren wie dem Gewässerausbau und der Stauregulierung sowie dem Schiffsverkehr beeinflusst wird. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass die Phytoplankton–Zusammensetzung im untersuchten Mainabschnitt in viel stärkerem Maße von den Bedingungen im oberhalb gelegenen Lauf des Mains geprägt ist, als von den Verhältnissen im untersuchten Abschnitt. Mögliche Auswirkungen des Ablaufs des Kraftwerkes auf die Planktonzönose des Mains sind nicht zu beobachten und decken sich mit den Ergebnissen der Untersuchungen zur physikalisch-chemischen Wasserqualität des Mains an den Probestellen P1 bis P4.

2.4.4.2.1 Bewertung der Ergebnisse zum Phytoplankton des Mains nach EU-WRRL „PhytoFluss“ und anderen Kriterien

Trotzdem der in Punkt 2.4.4.1.3 angeführten Bewertungsproblematik, soll eine behelfsmäßige Bewertung nach EU-WRRL erfolgen. Dazu wurde das Programm „PhytoFluss“ genutzt. Der untersuchte Main-Abschnitt ist nach BAG Main (2005) Gewässertyp 10.1 zugeordnet. Darüber hinaus wurde der Main in BAG Main (2005) vorläufig als „erheblich verändertes Gewässer (HMWB)“ eingestuft. „Unter anderem werden auch die als Bundesschiffahrtsstraße ausgebauten, stauregulierten Abschnitte des Mains vorläufig als erheblich verändert angesehen“ (BAG Main, 2005, S. 64-65).

Nach POTTGIESSER (2007) errechnet sich der Gesamtindex für Gewässer des Typs 10.1 aus den Teilindices für die Biomasse (Gesamtpigmentindex), das Potamoplankton (TIP) sowie die Diatomeen (Pennalesindex).

Die in folgender Tabelle aufgelisteten Einzel- sowie Gesamtindices wurden für die Messstellen P1 – P4 ermittelt.

Damit wäre das Gewässer an allen Messstellen des 4,4 km langen Untersuchungsabschnittes in seinem ökologischen Zustand als „mäßig“ zu klassifizieren. Die Einzelindices sind dabei eng zwischen 2,36 (TIP an P3) und 3 (Pennalesindex an P1 – P4) gestreut.

Tabelle 2.4-18 Bewertung der Messstellen P1-P4 im Main im Bereich des Kraftwerkes Staudinger nach PhytoFluss auf der Basis von 6 Einzeluntersuchungen im Zeitraum Mai bis September 2007

Messstelle	Gesamtindex	Pennalesindex	TIP	Gesamtpigmentindex
P1	2,77	3	2,52	2,79
P2	2,79	3	2,46	2,91
P3	2,74	3	2,36	2,88
P4	2,70	3	2,45	2,66

Unabhängig von der Bewertungsmethodik nach EU-WRRL (PhytoFluss) ist selbstverständlich eine allgemeine ökologische Bewertung des Untersuchungsabschnittes möglich, was im folgenden zusammenfassend verbal geschehen soll.

Die Phytoplankton-Besiedlung des untersuchten Main-Abschnittes ist durch eutraphente Taxa charakterisiert, was mit den Nährstoffverhältnissen im Freiwasser gut übereinstimmt, wobei der DRP-Gehalt mit Werten > 0,03 mg/l und die NO₃-N-Werte von > 0,5 mg/l zu keinem Zeitpunkt zum limitierenden Faktor für das Algenwachstum wurden. Außerdem indizieren die vorkommenden planktischen Mikroalgen eine mäßige organische Belastung, die auch durch die Sauerstoffsättigungen von > 90 % zum Ausdruck kommen. Von einigen kokkalen Grünalgen (z.B. *Monoraphidium*- und *Scenedesmus*-Taxa) ist bekannt, dass diese organische Substanzen photoorganotroph nutzen können (s. TÄUSCHER 1980).

Weitere besondere Beeinflussungen, wie thermophile oder halophile Arten und morphologische Veränderungen, der Phytoplankton-Besiedlung konnten nicht beobachtet werden.

Auf einen besonderen Aspekt soll noch einmal hingewiesen werden: Sowohl die Phytoplankton-Qualität (relative Artenarmut mit Vorkommen von „Opportunisten“ sensu LANGE-BERTALOT 1997) als auch die Phytoplankton-Quantität mit stark schwankenden Biovolumina stimmen sehr gut mit den Ergebnissen zur stark anthropogen beeinflussten Phytoplankton-Besiedlung von Schifffahrtskanälen überein (s. TÄUSCHER 2002).

Somit ist die Phytoplankton-Besiedlung im Main Ausdruck für einen **mäßigen** bis **unbefriedigenden** ökologischen Zustand, für eine gute Einstufung ist die Artenvielfalt zu gering.

2.4.4.2.2 Vergleich mit Erhebungen der Landesbehörden Hessens bzw. Bayerns

Bei Untersuchungen des Phytoplanktons am Main bei Bischofsheim im Jahr 2006 nach PhytoFluss wie folgt bewertet:

Gesamtpigmentindex: 3,2
 TIP (Potamoplankton): 2,7
 Pennales: 3
 Gesamtindex: 2,98

Damit wäre das Gewässer in seinem **ökologischen Zustand** als „mäßig“ zu klassifizieren.

Damit decken sich die Ergebnisse der Messstelle Bischofsheim des Jahres 2006 mit denen der Messstellen P1 - P 4 oberhalb und unterhalb des Kraftwerkes Staudinger sehr gut.

2.4.5 Zooplankton des Mains

2.4.5.1 Methodik

Zur Beurteilung des gewässerökologischen Zustandes auf der Grundlage des Zooplanktons sowie zur Bewertung von Auswirkungen des geplanten Vorhabens auf die Tiergemeinschaft waren Analysen zum Zooplankton an insgesamt vier Untersuchungsbereichen im Main, oberhalb sowie unterhalb des geplanten Vorhabens, erforderlich (Tabelle 2.4-19). Auf Grund der saisonal sehr unterschiedlichen Besiedlungsdichten und Taxaabundanzen wurden ähnlich dem Phytoplankton sog. Saisonmittel, bestehend aus 6 Einzeluntersuchungen (April bis September) zur Bewertung herangezogen.

Die Entnahme der Proben erfolgte am 24.5., 21.6., 16.7., 9.8., 23.8. und 13.9.2007. Dafür wurden jeweils 20 Liter Mainwasser über ein Planktonnetz eingeengt, in Weithalsflaschen abgefüllt und mit Formaldehyd fixiert. Die Determination, Zählung und Vermessung der Individuen erfolgte im Labor mit Hilfe eines Umkehrmikroskops, nachdem ein definiertes Volumen der Probe in drei bis acht 5ml-Planktonkammern der Fa. Hydrobios überführt wurde.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte als Besiedlungsdichte/Individuenabundanz [Ind./l]; aufgrund der zahlenmäßig sehr geringen Nachweise wurde auf eine Angabe des Biovolumens bzw. der Biomasse verzichtet.

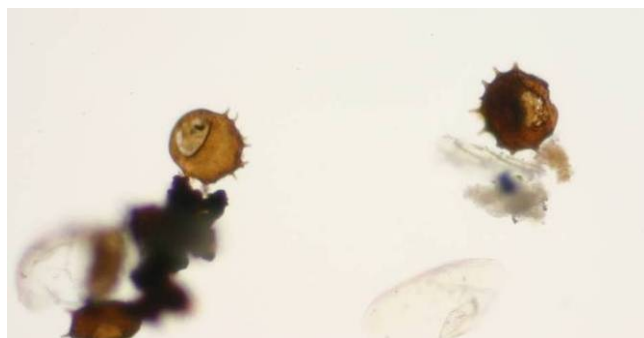
Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte auf der Grundlage eines Vergleiches mit Daten aus anderen großen Strömen wie Elbe und Rhein. Da das Zooplankton im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie bislang noch nicht zur Bewertung von Gewässern herangezogen wird, existiert auch noch kein entsprechendes verbindliches Bewertungsverfahren. Die Angabe einer entsprechenden Gewässergüteklasse ist zu diesem Zeitpunkt noch nicht möglich.

Tabelle 2.4-19 Untersuchungsbereiche der Zooplanktonerhebungen 2007

Main-km	Kennzeichnung
63,25	Untersuchungsbereich oberhalb der geplanten Einleitung
62,25	Untersuchungsbereich unmittelbar oberhalb der geplanten Einleitung
61,54	Untersuchungsbereich am Standort der geplanten Einleitung
58,85	Untersuchungsbereich unterhalb der geplanten Einleitung

2.4.5.2 Ergebnisse der Probennahme und Diskussion

Im untersuchten Mainabschnitt konnten 2007 insgesamt 55 Taxa im Zooplankton nachgewiesen werden. Berücksichtigung fanden hierbei echte Planktonorganismen sowie fakultative Plankter, i.d.R. an Feststoffen lebende Tiere, die infolge von Turbulenzen regelmäßig ins Plankton verdriften können, wie z. B. die Schalenamöben (vgl. Abbildung 2.4-9).

Abbildung 2.4-9 Zooplankton im Main - Die Schalenamöbe *Centropyxis aculeata*

Die Rotatorien sind erwartungsgemäß die Tiergruppe mit der höchsten Taxaabundanz mit insgesamt 24 registrierten Arten sowie höheren taxonomischen Einheiten. Besonders stetig wurde die Gattung *Lecane* mit verschiedenen Spezies bzw. Artengruppen sowie *Keratella cochlearis* und *Polyartra (vulgaris)* registriert. Bezüglich der Kleinkrebse wurden insgesamt 13 verschiedene Taxa festgestellt, ohne Berücksichtigung der separat erfassten Entwicklungsstadien (Nauplien und Copepoditen) sind es noch ganze 10. In bemerkenswerter Vielfalt waren Schalenamöben in den Planktonproben vorhanden. Testacea leben in selbst produzierten Gehäusen aus chitinartigen Substanzen. Nur wenige Arten sind planktisch; die überwiegende Zahl lebt auf Festkörpern, von denen sie in das Freiwasser verdriftet werden können. Besonders stetig waren die Arten *Arcella gibbosa*, *A. discoides*, *Centropyxis aculeata*, *C. minuta* sowie *Cyphoderia ampulla* in den Proben zu finden.

Die Dichte der zooplanktischen Lebensgemeinschaft ist auch im Vergleich zu anderen großen Flüssen als sehr gering zu bezeichnen. Im Rahmen der Einzeluntersuchungen wurden zwischen 25 und 700 Individuen je Liter festgestellt (vgl. Abbildung 2.2-10), die saisonalen Mittel liegen zwischen fast 200 Ind./l bei Main-km 61,54 und 130 Ind./l bei Main-km 58,85.

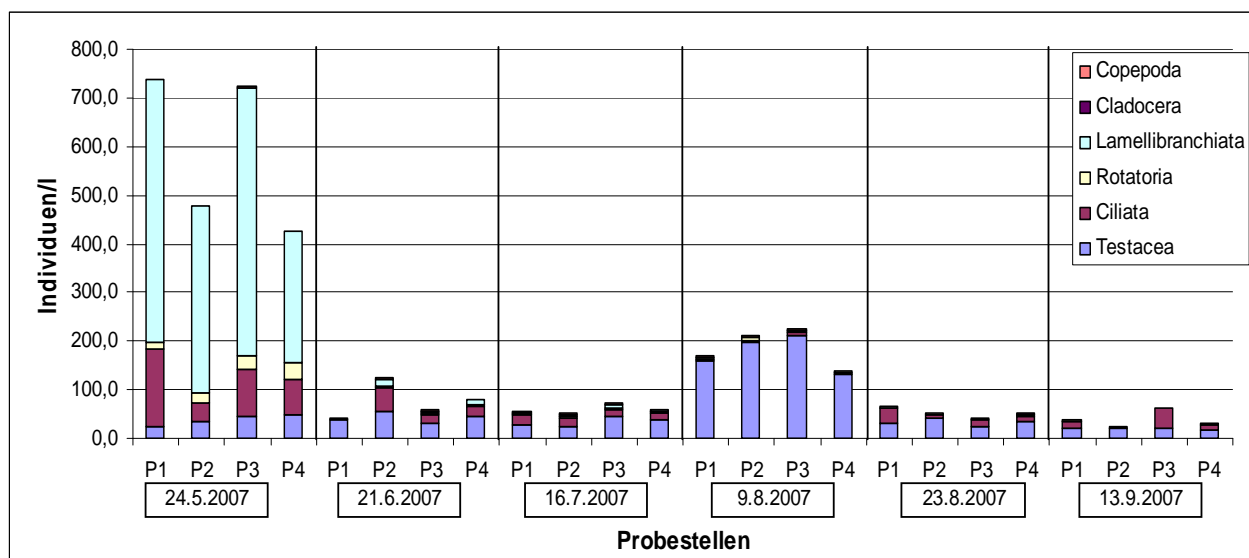


Abbildung 2.4-10 Abundanzdichten wichtiger Tiergruppen des Zooplanktons im untersuchten Mainabschnitt 2007

Bestandsbildende Art war im späten Frühjahr (24.05.07) die Larve der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), sie dominierte mit Anteilen zwischen 60 und 80% an der Individuendichte die Zoozönose an allen Untersuchungsbereichen. Im Sommer und Herbst prägten vor allem Protozoen (*Testacea* und *Ciliata*) das Bild der Lebensgemeinschaft. Viele dieser Tiere sind jedoch keine echten Planktonorganismen; sie werden durch Turbulenzen in das Freiwasser verdriftet. So ist auch im Falle der *Ciliaten* der Anteil eigentlich sessiler Tiere größer als der tatsächlich frei lebenden Taxa. Die Saisonmittel des Protozooplanktons lagen zwischen 75 Ind./l am Untersuchungsbereich bei Main-km 58,85 und 95 Ind./l bei Main-km 61,54. Die für das Zooplankton von Flüssen typischen Rotatorien kamen ganzjährig nur in sehr geringen Individuendichten vor, die höchsten Werte wurden im späten Frühjahr (24.05.07) mit Werten zwischen 14 und 33 Ind./l festgestellt, ansonsten waren die Rädertierchen mit weniger als 10 Tieren je Liter im Plankton des Mains präsent.

Das *Crustaceen*-Plankton spielt im untersuchten Abschnitt des Mains praktisch keine Rolle, eine Reihe von Taxa konnte jeweils nur in Einzelexemplaren registriert werden.² Im untersuchten Mainabschnitt wurden der Elbe oder dem Niederrhein vergleichbare Abundanzwerte weder im Falle der Rotatorien noch der Krebstiere erreicht. Demgegenüber war jedoch die Veliger-Larve der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) im Main in ähnlichen Größenordnungen präsent wie im Niederrhein. Bei Kleve-Bimmen wurden 1990 bis 2000 Abundanzmaxima der Veliger-Larve von 50 bis fast 500 Ind./l festgestellt, im Main waren diese im Jahr 2007 mit durchschnittlich 440 Tieren/l präsent.

2.4.5.2.1 Bewertung der Zooplankton-Besiedelung des Mains im untersuchten Abschnitt

Das Zooplankton des untersuchten Mainabschnittes war sowohl qualitativ als auch quantitativ sehr gering entwickelt, trotz verminderter Fließgeschwindigkeit und erhöhter Verweilzeit des Wasserkörpers infolge Aufstaus. In anderen großen Flüssen wurden sowohl höhere Taxaabundanz³ als auch Individuendichten registriert. Mit Ausnahme der Veliger-Larve der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) sind alle anderen Tiergruppen des Metazooplanktons deutlich unterrepräsentiert.

Nach HOLST (2005) ist neben der Verweilzeit des Wasserkörpers das Vorhandensein von Retentionszonen, also Gewässerteilen mit sehr geringer Strömungsgeschwindigkeit, in denen sich Planktonorganismen längere Zeit aufhalten und vermehren können, eine wichtige Randbedingung für die Dynamik des Flusszooplanktons. Das Fehlen natürlicher Stillwasserzonen oder buchtenreicher Uferstrukturen mit Makrophytenbewuchs ist möglicherweise Ursache für das vergleichsweise geringe Vorkommen von Zooplanktern im Main.

Ein weiterer limitierender Faktor für das Zooplankton sind permanente Turbulenzen (z.B. infolge des Schiffsverkehrs) im Wasserkörper. Nach HOLST (2005) wirken sich Turbulenzen indirekt auf das Zooplankton aus: Indem eine permanente Resuspension von partikulärer organischer Substanz in Form von Aggregaten in das Freiwasser stattfindet, kommt es u.a. zu erhöhter Trübung mit Lichtlimitation der autotrophen Nahrungsorganismen (Algen u.a.). Die organischen Komponenten der suspendierten Aggregate und daran festsitzende Organismen können dabei als Nahrungsquelle für das Zooplankton dienen. Resuspendierte anorganische Partikel hingegen hemmen bestimmte planktische Filtrierer in der Nahrungsaufnahme und können einen strukturierenden Effekt auf die Planktonzönose ausüben.

Auf der Grundlage der Untersuchungsergebnisse von 2007 und des Vergleichs mit Zooplanktondaten weiterer großer Flüsse (Elbe, Rhein) wird der ökologische Zustand des Mainabschnittes zwischen Main-km 63,25 bis 58,85 aus Sicht der **Zooplankton-Besiedlung mit Zustandsklasse IV – unbefriedigend** - beurteilt.

² Zum Vergleich, in der Elbe wurden im Rahmen einer Bereisung zwischen Schmilka und Boitzenburg im Jahr 1991 Zooplanktondichten (Metazooplankton) zwischen mehreren Hundert bis fast 2000 Ind./l registriert, allein die Rotatorien waren mit 200 bis >1600 Ind./l im Freiwasser präsent. Als dominante Arten konnten *Keratella cochlearis*, *Brachionus angularis* und *Brachionus calyciflorus* registriert werden. Das Crustaceen-Plankton war mit Individuendichten bis zu 40 Tieren/l deutlich geringer entwickelt und bestand hauptsächlich aus Nauplien der Copepoden sowie der Gattung Bosmina. Weitere Untersuchungen zur Saisonalität des Zooplanktons bestätigten die Dominanz der Rotatorien im Metazooplankton. Die registrierten Abundanzmaxima von 5.000 bis zu 18.000 Ind./l wurden verglichen mit anderen großen Flüssen als außergewöhnlich hoch eingeschätzt (HOLST, 2006). Untersuchungen im Niederrhein bei Kleve-Bimmen zeigen ebenfalls eine Dominanz von Rotatorien gegenüber Crustaceen im Zooplankton. Es wurden jedoch insgesamt geringere Individuendichten festgestellt als in der Elbe. Die Abundanzmaxima der Rotatorien der Jahre 1990 bis 2000 lagen zwischen 100 und 900 Tieren, mit quantitativ großen Unterschieden innerhalb der einzelnen Jahre (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, 2007). Copepoden und Cladoceren wurden maximal mit jeweils 4-20 bzw. 1-10 Tieren je Liter nachgewiesen und spielen im Stoffhaushalt des Gewässers praktisch keine Rolle.

³ Im Rhein bei Kleve-Bimmen konnten in den vergangenen Jahren 15 verschiedene Arten von Kleinkrebsen festgestellt werden (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, 2007).

2.4.6 Fische im Main

Am Kraftwerksstandort Staudinger sollten verschiedene Untersuchungen zur Fischfauna im Main in der Stauhaltung Mühlheim zwischen den Wehren/Schleusen Mühlheim und Großkrotzenburg durchgeführt. Ferner sollte mit den daraus gewonnenen Daten mittels einer Konfliktanalyse ermittelt werden, ob und welche Auswirkungen der Neubau des Blocks 6 auf die Fischfauna der Staustufe haben könnte.

2.4.6.1 Methodik

2.4.6.1.1 Untersuchungsgebiet, Untersuchungsumfang und Befischungsmethoden

Als Untersuchungslokalitäten wurden typische Uferstrukturen des Mains, Altarme falls vorhanden, Hafenbecken und Einmündungen von Gewässern ausgewählt.

Die Untersuchung setzt sich aus folgenden Teiluntersuchungen zusammen:

- Bestandserhebung der Fischfauna in der Stauhaltung Mühlheim mittels Elektrofischerei, Zugnetzfisherei (Jungfische) und Stellnetzfisherei
- Ermittlung des Fischanfalls in bestehenden Kühlwasserreinigungsanlagen des Kraftwerks Staudinger

Bestandserhebung der Fischfauna

Bei der Datenerhebung zur Fischfauna kamen folgende Methoden zum Einsatz:

- Elektrofischerei an 20 Probestellen vom 16.07. - 18.07.07 und vom 27.08. - 28.08.07
- Fischerei mit Uferzugnetz (4 Probestellen) im Juli (19.07. - 20.07.07)
- Fischerei mit Stellnetz (Multimaschennetz, 4 Probestellen) vom 28.08. - 30.08.07
- Miteinbeziehung der Daten aus den Untersuchungen zum Fischanfall im Kraftwerk Staudinger in die Beurteilung der Fischfauna des Untersuchungsabschnitts
- Befragung der Fischereiberechtigten zum Fischbestand und der Ertragsituation der Stauhaltung

Die Methodik der einzelnen Untersuchungen wird später ausführlich erläutert.

Tabelle 2.4-20 gibt eine Übersicht der Probestellen im Main und der Art der dort im Rahmen der Erhebungen durchgeführten Befischungen.

Tabelle 2.4-20 Lage der Probestellen mit Angaben zur verwendeten Methodik

PS-Nr.	Main-km	Uferseite	Bezeichnung	Methode
1	54,0-54,2	links		Elektrobefischung
2	54,5-54,7	rechts		Elektro-, Zugnetzbefischung
3	55,3-55,5	rechts		Elektro-, Kiemennetzbefischung
4	55,5-55,7	links		Elektrobefischung
5	55,9-56,1	rechts		Elektrobefischung
6	56,8-57,0	links		Elektrobefischung
7	56,8-57,0	rechts		Elektrobefischung
8	57,8	links	Steinheimer Altarm – Rote Mauer	Elektrobefischung
9	57,8	links	Steinheimer Altarm	Elektro-, Kiemennetzbefischung
9a			Steinheimer Altarm – Flachwasserzone hinten	Zugnetzbefischung
10	57,9-58,1	links		Elektrobefischung
11	58,2-58,4	rechts		Elektrobefischung

PS-Nr.	Main-km	Uferseite	Bezeichnung	Methode
12	58,6-58,8	links		Elektrobefischung
13	59,8-60,0	rechts		Elektrobefischung
14	60,6-60,8	links		Elektro-, Zugnetzbefischung
15	60,6-60,8	rechts		Elektro-, Zugnetz-, Kiemennetzbefischung
16	61,1-61,3	rechts		Elektrobefischung
17	61,9	rechts	Hafen Staudinger	Elektrobefischung
18	62,6-62,8	links		Elektrobefischung
19	62,8-63,0	rechts		Elektrobefischung
20	63,4-63,6	links		Elektro-, Kiemennetzbefischung

Fischanfall in bestehenden Kühlwasserreinigungsanlagen

a) Adultfische im Rechengut

Die Erfassung der Fische im Rechengut erfolgte durch geplante Stichproben. Hierzu wurde das Rechengut über einen Zeitraum von 56 Tagen untersucht. Die Untersuchungen zum Fischanfall im Rechengut des Kraftwerks Staudinger wurden vom 14.07.2007 bis 11.09.2007 durchgeführt. Das Rechengut wurde von Kraftwerksmitarbeitern über einen Zeitraum von 24 Stunden gesammelt, in Tüten verpackt und in einer Gefriertruhe gelagert. Die tiefgefrorenen Fische wurden anschließend durch Mitarbeiter des BFS bestimmt, gemessen, gewogen und die Schädigungen dokumentiert.

Um neben der angefallenen Fischmenge auch abschätzen zu können, wie stark die durch die Kühlwasserentnahme eingesaugten Fische bei ihrem Aufenthalt im Einlaufbauwerk in ihrer Gesundheit beeinträchtigt bzw. durch die Rechen geschädigt werden, wurde der Zustand der im Rechengut befindlichen Fische beurteilt.

Dabei wurden folgende Schädigungsgrade unterschieden:

Schadstufe	Zustand	Schädigungsgrade
0	gut	Bei diesen Fischen waren keine äußerlichen Beeinträchtigungen erkennbar
1	Fisch äußerlich geschädigt	Der Fisch weist leichte äußerliche Schädigungen auf (Schürfwunden, Schuppenverluste usw.)
2	Fisch zeigt äußerlich schwere Schädigungen	Fische, die in diese Kategorie eingeordnet wurden, hatten sehr starke Verletzungen (z. B. Quetschungen), die auf mechanischen Einfluss zurückzuführen sind
3	Zustand nicht zu beurteilen	Die Fische, die dieser Schadstufe zugeordnet wurden, waren meist schon so stark verwest, dass man keine Beurteilung mehr vornehmen konnte

b) Jungfische in der Siebbandanlage

Neben der Untersuchung des Rechengutes wurde auch das Abspritzwasser der Siebbandanlage auf darin befindliche Fischlarven und Jungfische untersucht. Die Beprobung erfolgte an fünf ausgewählten Terminen.

2.4.6.1.2 Sonstige Fischbiologische Erhebungen und Bewertungsgrundlagen

Kartierung fischökologisch wichtiger Gewässerstrukturen

Die Gewässermorphologie und das damit verbundene Habitatangebot sind entscheidende Faktoren, die das Vorkommen bzw. das Fehlen, die Reproduktion und die Populationsstärke einer Fischart beeinflussen (KORTE 1999). Besonders in stauregulierten Flüssen ist die vorhandene Habitatverfügbarkeit ein maßgebendes Kriterium. Daher ist es wichtig, bei ei-

ner Beurteilung der Fischfauna eines Gewässerabschnitts eine Kartierung der Gewässerstrukturen vorzunehmen.

Ermittlung fischereilicher Verhältnisse in der Stauhaltung Mühlheim (Wehr Mühlheim – Wehr Großkrotzenburg)

Zur Ermittlung der fischereilichen Verhältnisse in der Stauhaltung Mühlheim-Großkrotzenburg wurde Kontakt mit der Fischerzunft Steinheim in Person von Herrn Karl-Heinz Adam aufgenommen.

Dabei wurden folgende Sachverhalte geklärt:

- Wer hat Fischereirechte in der Stauhaltung Mühlheim-Großkrotzenburg?
- Wie hoch ist der fischereiliche Ertrag in der Stauhaltung?
- Wie viel Angler-Erlaubniskarten werden herausgegeben und werden zurückgegebene Fangmeldungen ausgewertet?

Bewertung der Fischfauna im Main nach EU-WRRL mittels fiBS

Die Festlegung der Referenzfischzönosen für verschiedene LAWA-Gewässertypen orientiert sich an dem bereits vorliegenden Verfahrensentwurf des fischbasierten Fließgewässerbewertungssystems (DUßLING et al., 2004a, 2004b), im Folgenden als **fiBS** bezeichnet.

Voraussetzung für die Anwendung von fiBS ist eine rekonstruierte gewässertypbezogene Referenzzönose, in der den Arten eine relative Häufigkeit (%-Anteile) zugeordnet wird, die sie unter natürlichen Bedingungen erreichen sollen. Eine ausführliche Beschreibung der Methode ist WOLTER et al. (2004) zu entnehmen. Ein zentrales Merkmal von fiBS ist, dass die Fischarten entsprechend ihrem Status in den Referenzzönosen unterschiedlich behandelt werden. Dazu werden die Referenz-Fischarten in folgende drei Gruppen unterteilt (DUßLING et al. 2004b):

a) Leitarten

Diese Gruppe umfasst Fischarten mit einem Referenzanteil von $\geq 5\%$. Diese Fische gehören zu den häufigsten Arten im jeweiligen Gewässerabschnitt. Bei der Bewertung wird der ermittelte Wert mit dem Referenzanteil verglichen. 25-50% Abweichung führt zur moderaten, Abweichungen von $> 50\%$ zur stärkeren Abwertung des Gewässers.

b) Typspezifische Arten

Diese Gruppe umfasst Arten mit einem Referenzanteil $\geq 1\%$ und $< 5\%$. Dies sind Arten, die unter natürlichen Bedingungen komplett nachweisbar sein sollten. Sind den fehlenden Arten Referenzanteile $< 2\%$ zugeordnet ist die Abwertung moderat. Fehlende Arten mit Anteilen $> 2\%$ führen dagegen zu stärkeren Abwertungen.

c) Begleitarten

Begleitarten sind Arten mit einem Referenzanteil von $< 1\%$, also im Gewässer selten oder sehr selten anzutreffen. Sie sind bei einer Bestandserhebung nicht immer nachzuweisen. Das Fehlen einzelner Begleitarten in den Probenahmen führt daher noch nicht zur Abwertung. Eine moderate Abwertung erfolgt erst wenn nur 10-50% aller Begleitarten nachgewiesen sind. Sind $< 10\%$ der Begleitarten anzutreffen, erfolgt eine stärkere Abwertung. d) Referenzzönose des Untermains

Die für die Bewertung herangezogene Referenzzönose wurde in Abstimmung mit Herrn Dr. Köhler (Regierungspräsidium Darmstadt – Obere Fischereibehörde) erstellt. Zur Beschreibung des Referenzzustandes für die Stauhaltung Mühlheim wurde folgende Literatur hinzugezogen: BÖTTGER 1869, NAU 1789, NOLL 1864, OEHLER 1880, RÖMER-BÜCHNER 1827, KLAUSEWITZ 1974, KORTE & ALBRECHT 2005.

Die Referenz ist in Abbildung 2.4-11 dargestellt.

Referenz-Fischzönose

Alle Eingaben löschen

Eingabemodus aktivieren

Gewässersystem:

 Donau
 Nord- oder Ostseezufluss

Gewässer:

Main - Untermain

Referenz (Bezeichnung):

LAWA -Typ 10

**Aktueller
Gesamtwert:
100,0 %**

Art	FR	Referenz- Anteil [%]
Aal	6,67	4,0
Aland, Nerfing	6,63	0,1
Äsche	4,92	0,1
Atlantischer Lachs	5,00	0,1
Atlantischer Stör	7,17	0,1
Bachforelle	3,75	0,1
Bachneunauge	4,68	0,1
Bachsäuling	3,50	
Barbe	6,08	6,0
Barsch, Flussbarsch	6,92	6,0
Bitterling	6,50	0,1
Blaubandbarsch	6,42	
Brachse, Elei	7,00	4,0
Döbel, Aitel	5,83	10,0
Donausteinbeißer	5,50	
Dreist. Stichling (Binnenform)	7,17	0,1
Dreist. Stichling (Wanderform)	7,17	
Ehrlitz	6,00	2,0
Finke	7,75	
Fkuder	7,50	0,1
Flussneunauge	5,17	0,1
Frauennerling	5,83	
Giebel	6,75	0,1
Goldsteinbeißer	6,00	
Gruppe, Mühlkoppe	4,17	0,1
Gründling	5,83	15,0
Göster	7,00	0,1
Hasel	5,75	15,0
Hecht	6,58	0,5
Huchen	5,67	
Karusche	6,83	0,1
Karpfen	6,75	0,1
Kaulbarsch	7,58	0,5
Mairfisch	7,00	0,1
Mairnke	5,67	
Meerforelle	5,00	0,1
Meerneunauge	5,75	0,1
Moderlieschen	6,75	
Nase	5,83	6,0
Nordseeschnäpel	7,25	
Ostseeschnäpel	7,33	
Perlfisch	5,83	
Quappe, Rutte	6,17	0,1
Rapfen	6,75	
Regenbogenforelle	4,00	
Rotauge, Plötze	6,83	11,1
Rotfeder	6,92	0,1
Schlammpeitzger	6,92	0,1
Schleie	6,92	0,1
Schmerle	5,25	2,0
Schneider	5,58	2,0
Schrätzer	6,33	
Seeforelle	4,33	
Sonnenbarsch	6,67	
Steinbeißer	6,50	0,1
Steingressling	6,08	
Stint (Binnenform)	7,42	
Stint (Wanderform)	7,42	
Streber	5,83	
Strömer	5,42	
Ukelei, Laube	6,58	13,6
Ukr. Bachneunauge	5,00	
Weißflossengründling	6,58	
Wels	6,92	
Zährte	6,58	
Zander	7,25	
Ziege	7,33	
Zingel	6,25	
Zobel	6,67	
Zope	7,25	
Zwergstichling	7,17	
Zwergwelsarten	6,42	
Summe:		100,0 %

Zusammensetzung der Referenz-Fischzönose:

(1) Arten- und Gildeninventar:

Gesamtartenzahl der Referenz-Fischzönose:		38
a) typspezifische Arten, Anzahl:		13
davon Leitarten, Anzahl:		8
b) Begleitarten, Anzahl:		25
c) anadr. + potamodr. Arten aus a) und b), Anzahl:		8
e) Habitatgilden $\geq 1\%$, Anzahl:		2
f) Reproduktionsgilden $\geq 1\%$, Anzahl:		6
g) Trophiegilden $\geq 1\%$, Anzahl:		4

(2) Artenabundanz und Gildenverteilung (relative Anteile):

a) Leitarten:		
1. Barbe		0,060
2. Barsch, Flussbarsch		0,060
3. Döbel, Aitel		0,100
4. Gründling		0,100
5. Hasel		0,160
6. Nase		0,060
7. Rotauge, Plötze		0,111
8. Ukelei, Laube		0,136
b) Barsch/Rotaugenabundanz:		
		0,171
c) Gildenverteilung (Gilden $\geq 1\%$ sind grün hinterlegt):		
I) Habitatgilden:		
Rheophile:		0,594
Stagnophile:		0,004
Indifferent:		0,402
II) Reproduktionsgilden:		
Lithophile:		0,419
Psammophile:		0,170
Phytophile:		0,013
Litho-Pelagophile:		0,001
Pelagophile:		0,000
Phyto-Lithophile:		0,354
Speleophile:		0,001
Ostracophile:		0,001
marin:		0,041
III) Trophiegilden:		
Invertivore:		0,283
Omnivore:		0,546
Piscivore:		0,005
Inverti-Piscivore:		0,102
Herbivore:		0,060
Planktivore:		0,001
Filterier:		0,003

(4) Migration:

 Migrationsindex (ohne Aal): **MI = 1,281**

(5) Fischregion:

 Fischregions-Gesamtwert **FR_{ges} = 6,17**

Abbildung 2.4-11 Referenzzönose (fiBS) für den Untermain.

2.4.6.2 Ergebnisse

2.4.6.2.1 Artenspektrum

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnten im Main im Abschnitt der Stauhaltung Mühlheim-Großkrotzenburg mittels der angewandten Methoden 7.603 Individuen registriert werden. Diese konnten 26 Fischarten zugeordnet werden (vgl. Tabelle 2.4-21).

Tabelle 2.4-21 Nachgewiesene Fischarten in der Stauhaltung zwischen den Schleusen Mühlheim und Großkrotzenburg mit Angaben der Fangmethode und absoluter Anzahl nachgewiesener Individuen.

Taxon		Elektro	Zugnetz	Kiemennetz	Kraftwerk
Esocidae					
<i>Esox lucius</i>	Hecht	1			
Cyprinidae					
<i>Abramis brama</i>	Brachsen			4	98
<i>Blicca bjoerkna</i>	Blicke, Güster				3
<i>Alburnus alburnus</i>	Ukelei	54			18
<i>Aspius aspius</i>	Rapfen	26			20
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	1		1	
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	10	1		29
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	5			13
<i>Romanogobio belingi</i>	Weißflossengründling			4	2
<i>Leuciscus cephalus</i>	Döbel	48	7		4
<i>Leuciscus idus</i>	Aland	179	237	2	6
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	144	143	8	26
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	1			
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotauge	727	360	30	3371
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	3			
Siluridae					
<i>Silurus glanis</i>	Wels	4			1
Balitoridae					
<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle				1
Cottidae					
<i>Cottus gobio</i>	Groppe	1			
Gobiidae					
<i>Neogobius kessleri</i>	Kesslers-Grundel	93			6
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	Marmorgrundel	54			4
Gasteroidea					
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreist. Stichling				1
Anguillidae					
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	243			8
Centrarchidae					
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	1			
Percidae					
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	105		37	163
<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	415	42	92	336
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	11		12	299
Artenzahl		21	6	9	20
Gesamtartenzahl		26			

Durch **Elektrofischerei** wurden 21 Arten registriert, 20 Fischarten wurden im Rahmen der **Untersuchungen im Kraftwerk Staudinger** festgestellt (vgl. Kapitel 2.4.6.2.4). In den Untersuchungen mittels **Zugnetz** speziell für Jungfische wurden sechs Arten und durch Befischung mittels **Kiemennetz** neun Arten festgestellt. Die geringe Artenzahl liegt vor allem daran, dass weniger Lokalitäten beprobt wurden. Zudem besteht eine gewisse Selektivität der Methoden gegenüber bestimmten Fischarten. Neben den festgestellten Arten (vgl. Tabelle 2.4-21) kann noch das Vorkommen von Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Giebel (*Carassius auratus*) angenommen werden. Die Ergebnisse der Befischung an den einzelnen Probestellen sind als Diagramme im Anhang dargestellt.

2.4.6.2.2 Gefährdung und ökologische Zuordnung der Arten

Bei der Betrachtung der ökologischen Zuordnung der Arten in Bezug auf Ihre Strömungspräferenz fällt auf, dass mit 15 Arten ein Großteil als eurytop eingestuft werden kann, also Arten, die keine spezifischen Ansprüche an die Strömung im Fluss haben. Neun Arten sind als strömungsliebend (rheophil A oder B) und zwei Arten als strömungsmeidend (stagnophil) eingestuft (vgl. Tabelle 2.4-22).

Betrachtet man die Dominanzverhältnisse von rheophilen Arten zu eurytopen Arten, so wird deutlich, dass die Fischfauna des Mains ganz klar von eurytopen Arten geprägt ist. Dieser Befund wird bei allen verwendeten Erfassungsmethoden deutlich. Der Anteil der eurytopen Arten liegt dabei über 80 %. Das fast ausgeglichene Verhältnis bei der Uferzugnetzbefischung ist durch den Massenfang des Alands (bewohnt als Jungfisch auch Nebengewässer, die nicht durchströmt sind) zu erklären. Man kann daher feststellen, dass der Großteil der Fische im untersuchten Mainabschnitt an die Stauhaltung und die herrschenden Verhältnisse angepasst ist. Strömungsliebende Arten oder Arten mit ganz spezifischen Ansprüchen (stagnophil), kommen zwar auch vor, sind aber in deutlich geringeren Individuenzahlen anzutreffen als die eurytopen Arten (siehe Abbildung 2.4-12).

Von den nachgewiesenen Arten sind elf Arten in den Roten Listen aufgeführt, wobei sechs Arten in Hessen und neun Arten in der Roten Liste der gesamten BRD aufgelistet sind.

Vier Arten (Groppe, Barbe, Rapfen, Weißflossengründling) sind im Anhang der FFH-Richtlinie aufgeführt davon drei im Anhang II. Hierunter sind neben dem Einzelfund einer Groppe (*Cottus gobio*) die für den Main allochthonen Arten Weißflossengründling (KORTE 1999, KORTE ET AL. 2006) und Rapfen (vgl. PETERSON ET AL. 2004) zu finden, d.h. für diese beiden Arten zählt der Main nicht zum natürlichen Verbreitungsgebiet. Als weitere Anhangsart wurde die Barbe (Anhang V) nachgewiesen. Diese Arten wurden nur in geringer Individuenstärke (auch die Jungfische betreffend) nachgewiesen (vgl. Tabelle 2.4-21). Dies belegt die eingeschränkten Lebensbedingungen für typisch rheophile Arten wie Barbe und Nase in diesem Abschnitt des Mains. Für streng rheophile Arten (rheophil A) sind hier kaum Laich- und Aufwuchsgebiete vorhanden. Durch Wehranlagen sind die Fischbestände in der Stauhaltung Mühlheim von den übrigen Mainabschnitten weitgehend isoliert. Selbsterhaltende Populationen streng rheophiler Fischarten sind daher nicht vorhanden. Es handelt sich bei den Nachweisen i.d.R. um bei Hochwasser verdriftete oder aus der Kinzig oder durch Schleusen zugewanderte Einzelexemplare bzw. Klein- und Kleinstbestände.

Der im Rheineinzugsgebiet in Ausbreitung befindliche Rapfen (*Aspius aspius*) kann sich auch in Stillwasserbereichen der Stauhaltung Mühlheim fortpflanzen. Als Laichsubstrat genügen der Art auch Uferbefestigungen von Schifffahrtstraßen (Blockschüttungen). Darüber hinaus toleriert die Art auch Stauregulierungen von Flüssen, wie die Ergebnisse von Larven- und Jungfischerfassungen - auch in anderen Mainabschnitten - belegen (vgl. INSTITUT F. ANGEWANDETE ÖKOLOGIE 2003, Artensteckbrief Rapfen, Hessisches Ministerium Umwelt).

Der Einzelfund einer Groppe (*Cottus gobio*) lässt den Schluss zu, dass es in der Stauh-

tion selbst keine größere Population der Art gibt. Prinzipiell kann die Art auch Steinschütungen in großen Flüssen bewohnen, allerdings stellt sie höhere Anforderungen an die Strömungsgeschwindigkeit als die vorhergehende Art. Damit scheidet die Stauhaltung Mühlheim als geeigneter Lebensraum fast völlig aus. Einzeltiere können jedoch immer wieder mit dem Hochwasser in die Stauhaltung verdriftet werden oder zuwandern (Kinzig). Der Weißflossengründling (*Romanogobio belingi*) besiedelt relativ langsam fließende Flussabschnitte der Barben- und Brassenregion mit sandigem Untergrund (Strömungsgeschwindigkeit 0,3 – 0,5 m/s). Ältere Individuen suchen auch Bereiche mit höheren Strömungsgeschwindigkeiten und größeren Substraten auf. Schlammsubstrate oder stark verschlammte Sande scheiden als Habitat aus (PETERSON ET AL. 2004). Eine Reproduktion der Art in der Stauhaltung Mühlheim, v. a. im Stauwurzelbereich, ist anzunehmen. Der Einzel fund einer Barbe (*Barbus barbus*) führt zu dem Schluss, dass diese Art in der bestehenden Stauhaltung keine Population aufbauen kann und nur episodisch einwandert oder passiv verdriftet wird. Aufgrund der großen räumlichen Entfernung und bestehender Unterbrechungen der Durchgängigkeit der Gewässer zu bestehenden FFH-Gebieten mit Erhaltungszielen zu den in der Stauhaltung Mühlheim nachgewiesenen FFH-Arten, ist mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass die Vorkommen in der Stauhaltung Mühlheim nicht mit jenen Populationen in Wechselwirkungen stehen (z. B. FFH-Gebiet 5821-301 Talauensystem der Biber und der Kinzig bei Biebergemünd; FFH-Gebiet 5914-351 Wanderfischgebiete im Rhein).

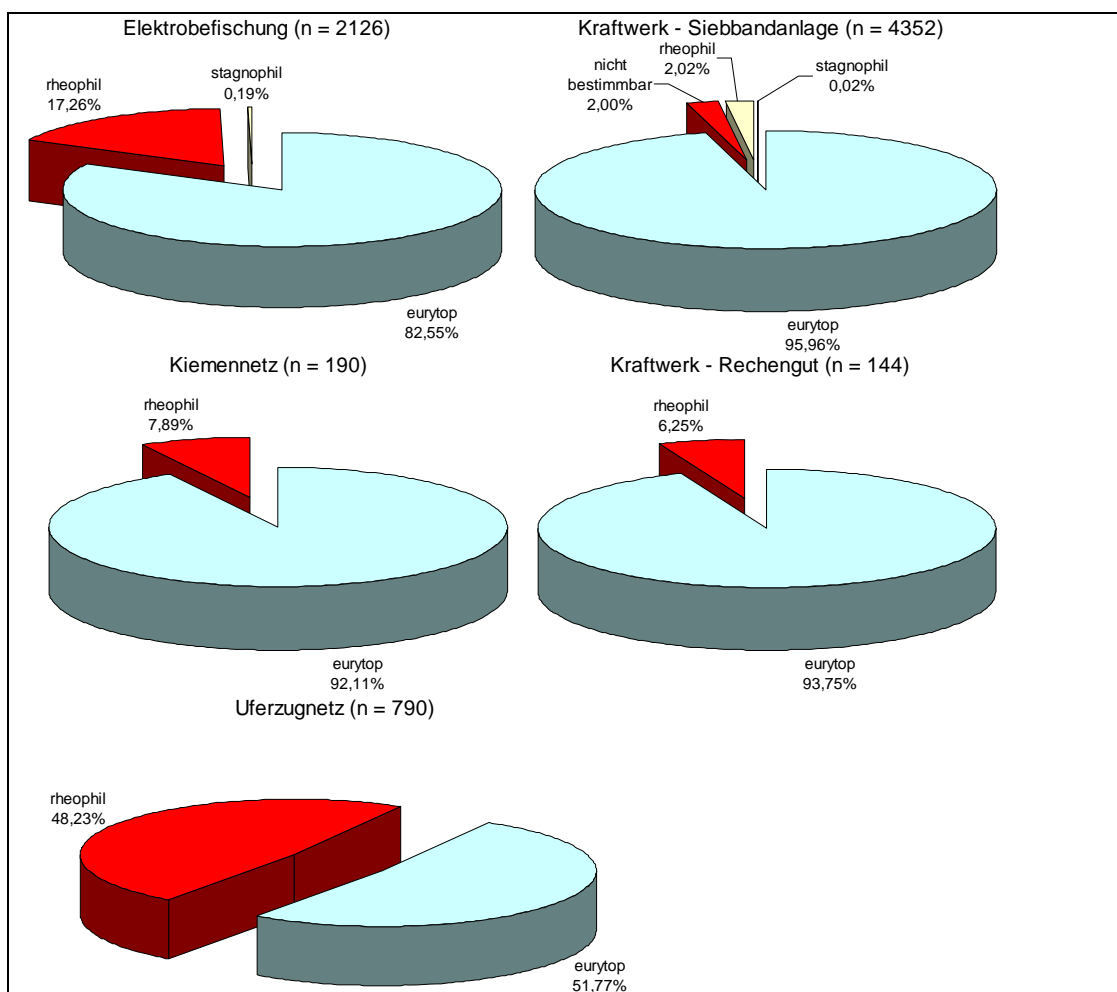


Abbildung 2.4-12 Vergleich der Dominanzverhältnisse bezüglich der Strömungspräferenz der Arten bei verschiedenen Nachweismethoden

Tabelle 2.4-22 Zwischen Schleuse Mühlheim und Großkrotzenburg nachgewiesene Fischarten
mit Angaben zu Laichpräferenz (BALON 1975, 1985, 1991), Strömungspräferenz (SCHIEMER 1985, 1988), Rote Liste Status Hessen (Adam et al. 1996) und RL BRD (BLESS et al. 1994) sowie FFH-Richtlinie (Arten in Anhang Nr.). **Die Arten in roter Schrift sind im Main nicht heimische Arten.**

Taxon		Laichsubstrat	Strömungspräferenz	RL Hessen	RL BRD	FFH-Anhang
Esocidae						
<i>Esox lucius</i>	Hecht	phytophil	eurytop	2	3	
Cyprinidae						
<i>Abramis brama</i>	Brachsen	phyto-lithophil	eurytop			
<i>Blicca bjoerkna</i>	Blicke	phyto-lithophil	eurytop			
<i>Alburnus alburnus</i>	Ukelei	phyto-lithophil	eurytop			
<i>Aspius aspius</i>	Rapfen	lithophil	rheophil B		3	II
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	lithophil	rheophil A	3	2	V
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	lithophil	rheophil A	2	2	
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	lithophil	rheophil A			
<i>Romanogobio belingi</i>	Weißflossengründling	lithophil	rheophil A			II
<i>Leuciscus cephalus</i>	Döbel	lithophil	eurytop			
<i>Leuciscus idus</i>	Aland	lithophil	rheophil B		3	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	lithophil	rheophil A		3	
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	phyto-lithophil	eurytop			
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotaugen	phyto-lithophil	eurytop			
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	phytophil	stagnophil	3		
Siluridae						
<i>Silurus glanis</i>	Wels	phytophil	eurytop		2	
Balitoridae						
<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	lithophil	rheophil A		3	
Cottidae						
<i>Cottus gobio</i>	Groppe	speleophil	rheophil A	3	2	II
Gobiidae						
<i>Neogobius kessleri</i>	Kesslers-Grundel	speleophil	eurytop			
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	Marmorgrundel	speleophil	eurytop			
Gasteroidea						
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreist. Stichling	phytophil	eurytop			
Anguillidae						
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	pelagophil	eurytop	V	3	
Centrarchidae						
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	phytophil	stagnophil			
Percidae						
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	phyto-lithophil	eurytop			
<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	phyto-lithophil	eurytop			
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	phyto-lithophil	eurytop			

2.4.6.2.3 Fischökologisch wichtige Gewässerstrukturen

Die Kartierung fischökologisch wertvoller Strukturen in der Stauhaltung zeigte, dass der Main in diesem Abschnitt sehr stark anthropogen überprägt ist und sich folgendermaßen beschreiben lässt:

- In der Regel liegt hart verbautes Ufer vor, das zum Teil einen Gehölzsaum aufweist, der von größeren Fischen als Unterstand genutzt werden kann.
- Einige Bereiche weisen nicht einmal die Deckungsstrukturen der Blocksteine auf, sondern sind betoniert oder haben Spundwände.
- Wellengeschützte Bereiche sind in der Stauhaltung nur an wenigen Stellen zu finden: Dies sind der Steinheimer Altarm, ein kleines Parallelwerk bei km 54,6, der kleine Schutzhafen bei km 60,2 und der Hafen des Kraftwerks Staudinger. In der Regel sind alle anderen Bereiche dem Sunk und Schwall der Schifffahrt ausgeliefert. Die wellengeschützten Bereiche sind deshalb von hoher Relevanz, da sie gerade den Jungfischen zumindest einen eingeschränkten Schutz vor Sunk und Schwall liefern.
- Naturnähere Uferabschnitte konnten nur bei km 60,6 - 60,8 sowohl auf der linken als auch auf der rechten Mainseite registriert werden. Diese Bereiche sind vor allem für strömungsliebende Arten wichtige Aufwuchsgebiete. Daher war es auch nicht verwunderlich, dass gerade hier Arten wie die Hasel in größerer Anzahl gefangen wurden. Aber auch hier besteht die Problematik, das Sunk und Schwall gerade die frühen Entwicklungsstadien erheblich beeinträchtigen.
- In dem ausgebauten und strukturarmen Main ist die Präsenz von Vegetation sehr wichtig. Im Main gibt es nur wenige Bereiche, wo Vegetation festgestellt werden konnte. Besonders vegetations- und artenreich ist der Steinheimer Altarm, der für das Laichgeschäft und das Jungfischauftreten vieler Arten eine wichtige Funktion einnimmt. Aber auch im Main selber waren an wenigen Stellen Makrophyten zu finden. So konnten auch in der Nähe der bereits erwähnten nicht ganz so naturfernen Bereiche bei km 60,8 Makrophyten und im Eingangsbereich des Schutzhafens bei km 61,2 (rechte Mainseite) Pflanzen festgestellt werden (vgl. Kapitel 2.4.1.2.3.)

Fazit: In der Stauhaltung gibt es nur sehr wenige fischökologisch wertvolle Gewässerstrukturen. Die Lebensbedingungen der Fischfauna gelten auf Grund fehlender Strukturvielfalt und der Schifffahrt als **stark beeinträchtigt**.



Abbildung 2.4-13 Flachwasserbereiche (links Steinheimer Altarm) und wellengeschützte Zonen (rechts km 55,7) sind in der Stauhaltung selten zu finden.

2.4.6.2.4 Untersuchungen zum Fischanfall im Kraftwerk Staudinger

Bei der Entnahme des Kühlwassers werden im Wasser befindlichen Partikel mit eingesaugt. Dies sind neben Laub und Ästen auch Fische (einschl. Fischlarven und Jungfische). Damit ein einwandfreier Kühlbetrieb überhaupt funktionieren kann, muss das Kühlwasser von diesen Bestandteilen getrennt werden. Die Reinigung des Kühlwassers

geschieht durch mechanische Reinigungseinrichtungen (Grobrechen, Feinrechen und Siebbandanlage).

Durch geeignete Gestaltung des Entnahmebauwerks in Verbindung mit sogenannten Fischeischanlagen wird erreicht, dass der mit der Kühlwasserentnahme angesaugte Fischefall mengenmäßig minimiert wird.

Derzeitige Situation der Kühlwasserentnahme

Im Kühlwasserentnahmekanal strömt das Wasser mit geringer Geschwindigkeit ein, so dass auch schwimmschwache Fische wieder aus dem Kanal zurück in den Main schwimmen können. Der Entnahmekanal hat eine Länge von ca. 300 m. In einer Entfernung von ca. 180 m vom Einlauf ist zum Schutz der Fische eine Elektroscheuchanlage der Fa. Geiger angebracht.

Das Siebbandabspritzwasser wird über einen Kanal abgeleitet und dann über eine Rechentrommel gereinigt. Das gereinigte Kühlwasser wird nun den Kondensatoren zugeführt.

Von den Kondensatoren gelangt das Kühlwasser zum Kühlwassersammelbecken, von wo es zum Main zurückgeleitet wird.

Anzahl, Größen, Gewichtsanteile und Artenzusammensetzung der Adultfische im Rechengut

Die Auswertung der Daten zeigt deutlich, dass im beobachteten Zeitraum der Anfall an Fischen > 10 cm zwischen 1 und 15 Individuen pro Tag schwankt (vgl. Abbildung 2.4-15, obere Graphik). Die höchste Zahl an Fischen im Rechengut wurde am 18.07.2007 mit 15 Individuen registriert. Der Median des Fischefalls lag bei 3,6 Fischen pro Tag.

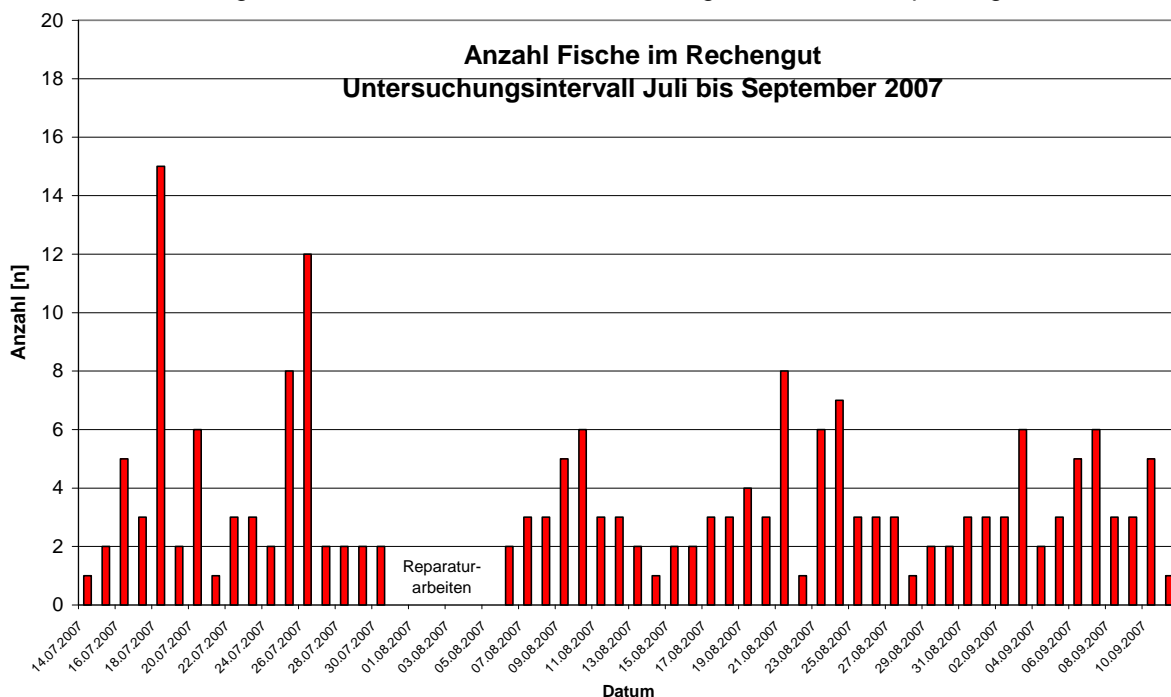


Abbildung 2.4-14 Anzahl der im Rechengut angefallenen Fische.

Die Analyse der Längenverteilung der Fische ergab für einen großen Teil der im Rechengut anfallenden Fische Längen zwischen 8 und 17 cm. Fische mit Längen > 30 cm konnten nur in geringer Anzahl (10 Individuen) festgestellt werden (vgl. Abbildung 2.4-15).

Dieser Befund zeigt, dass die Elektroscheuchanlage gut funktioniert und sie nur von wenigen größeren Individuen passiert wird, die in die Kühlwasserreinigungsanlagen gelangen. Insgesamt wurden im Rahmen der Kontrolle des Rechenguts 12 Fischarten als Adultstadien nachgewiesen (vgl. Abbildung 2.4-16).

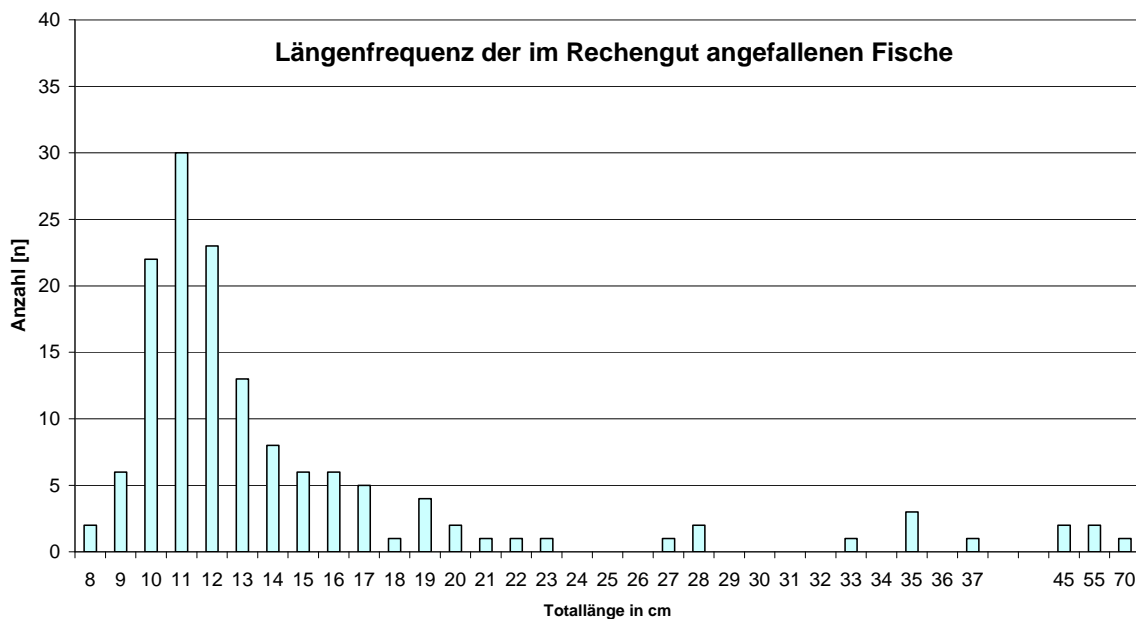


Abbildung 2.4-15 Längenfrequenz der im Rechengut angefallenen Fische.

Hinsichtlich der Artenzusammensetzung und der Gewichtsanteile ist erkennbar, dass Zander und Kaulbarsch am häufigsten im Rechengut anfallen (Abbildung 2.4-16). Sie erreichen zusammen 70 % der Individuenhäufigkeit und 20 % des Gewichtsanteils. Der Aal erreicht zwar nur 5 % bei der relativen Häufigkeit, aber 23 % des Gewichtsanteils. Das Rotauge erreicht eine relative Häufigkeit von 5 %, aber einen Gewichtsanteil von 12 %. Geringe Individuenhäufigkeit, aber relativ hohe Gewichtsanteile, weisen Döbel und Blicke auf. Bei den anderen Arten sind relative Häufigkeit und Gewichtsanteile etwa gleich hoch.

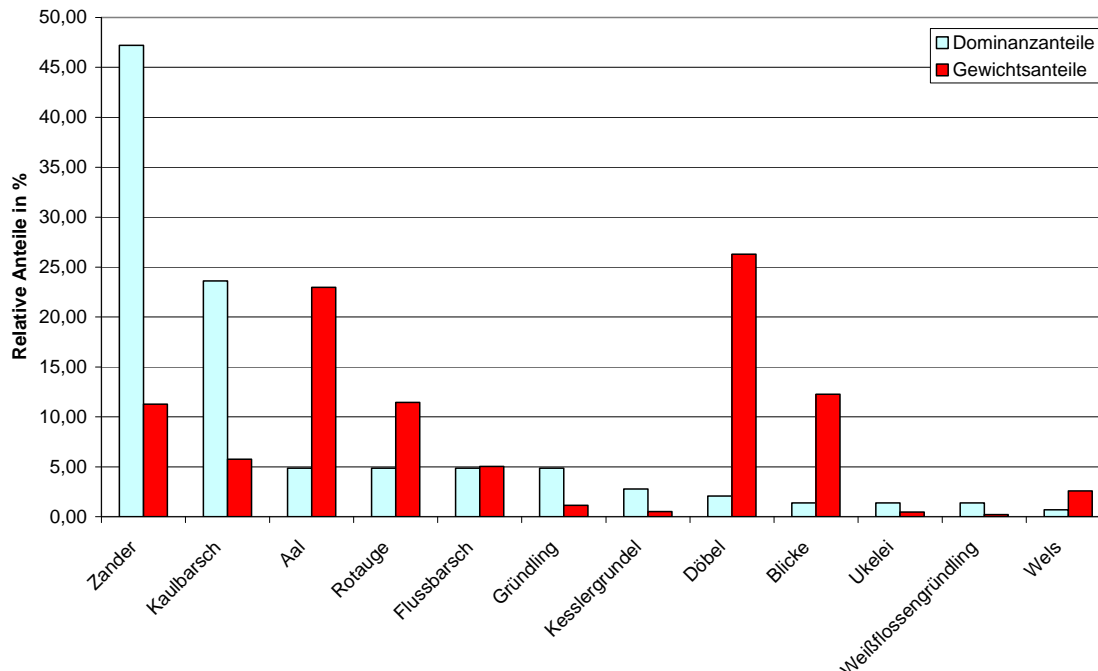


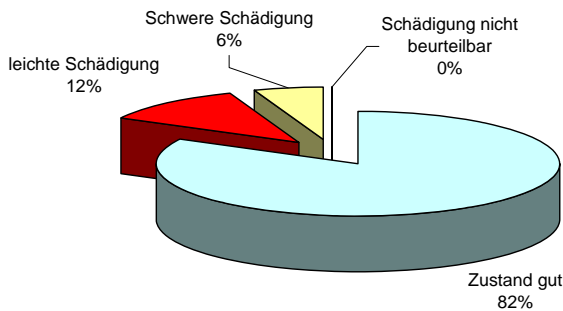
Abbildung 2.4-16 Artenzusammensetzung und Gewichtsanteile der Fische aus dem Rechengut.

Zustand der im Rechengut anfallenden Fische

Neben der Menge der im Rechengut anfallenden Fische wurde auch der Zustand dieser Fische begutachtet, um eventuell zusätzliche Maßnahmen zum Fischschutz zu empfehlen.

Die Auswertung der Ergebnisse zeigte deutlich, dass sich 82 % der Fische in einem guten Zustand befanden, 12 % leichte Schädigungen und 6 % schwere Schädigungen aufwiesen (vgl. Abbildung 2.4-17).

Schädigung der Fische im Rechengut (n = 144)



Schädigung des Zanders im Rechengut (n = 68)

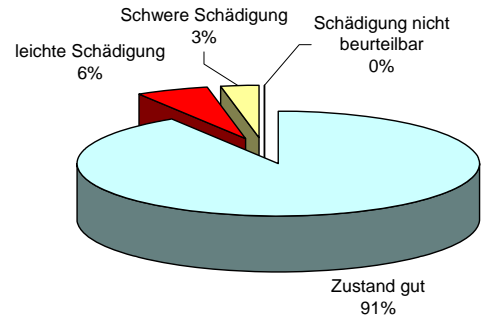


Abbildung 2.4-17 Schädigung der im Rechengut angefallenen Tiere (n = 144).

Aufgrund der allgemein geringen Individuenzahlen waren nur vom Zander artspezifische Schädigungsraten zu berechnen. 91 % der Tiere wiesen einen guten Zustand auf. Bei 6 % wurden leichte und bei 3 % schwere Schädigungen registriert.

Artenzusammensetzung der Jungfische in der Siebbandanlage

Im Rahmen der an fünf Terminen durchgeführten 24 Std.-Messungen zum Fischanfall von Jungfischen in der Siebbandanlage wurden insgesamt 18 Arten in Jungfischstadien (Fischlarven und Jungfische) nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 2.4-18).

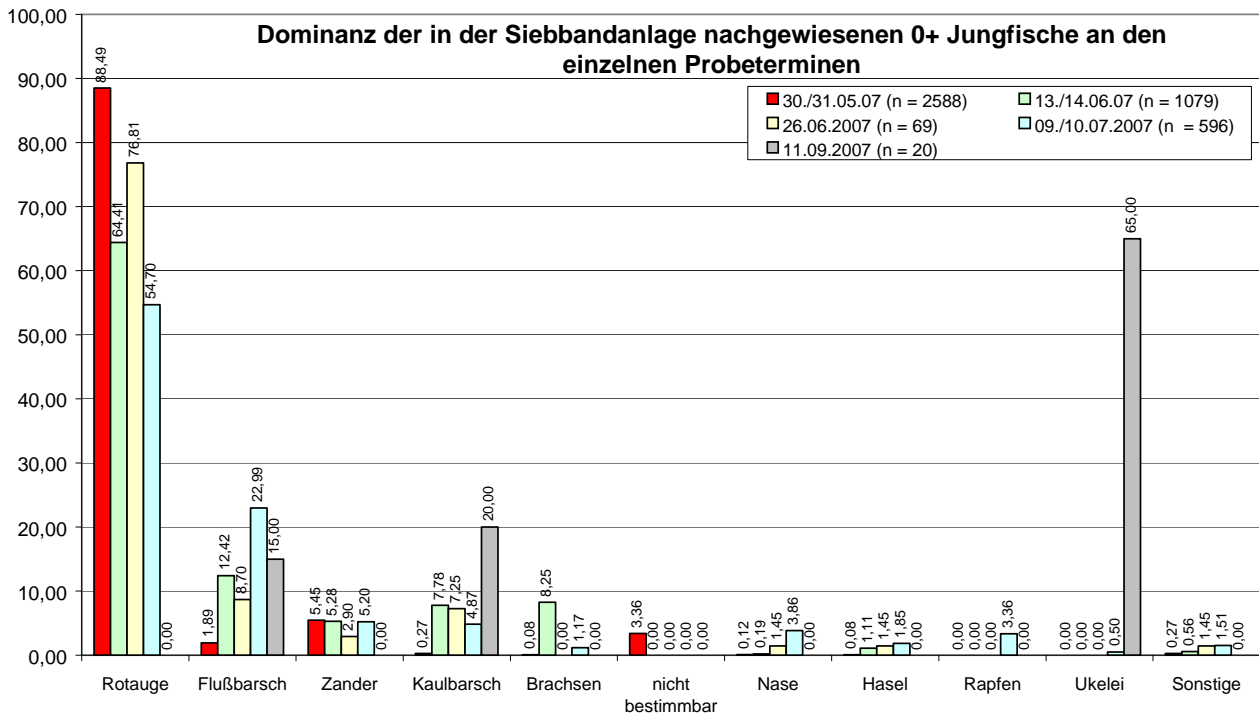


Abbildung 2.4-18 Relative Häufigkeiten der im Abspritzwasser nachgewiesenen 0+ Jungfischarten an den einzelnen Probeterminen.

Wie Abbildung 2.4-18 zeigt, waren Rotauge, Flussbarsch, Zander und Kaulbarsch die häufigsten Arten. Das Rotauge erreicht an den ersten vier Probeterminen einen Individuenanteil zwischen 54 % und 88 % und ist die dominante Art im Bereich der Siebbandanlage. Nur am letzten Probetermin wurden keine Rotaugen nachgewiesen, hier war mit 20 Individuen über einen Zeitraum von 12 Stunden der Fischanfall sehr gering. Der Anteil des

Flussbarsches schwankte zwischen rund 2 % und 23 %. Der Zander erreichte in der Regel Anteile von ca. 5 %. Der Anteil des Kaulbarsches lag je nach Beprobungstermin zwischen 0,3 und 20 %. Der hohe Anteil der Ukelei am letzten Termin mit 65 % ist wegen der geringen Gesamtindividuenzahl zu relativieren.

2.4.6.2.5 Naturschutzfachliche Bewertung der Fischfauna im Untersuchungsgebiet

In Bezug auf die Gewässerzonierung ist der Main dem Epipotamal (Barbenregion) zuzuordnen. Nach Anlage 1 zur Fischgewässerverordnung des Landes Hessen (24.04.1997) ist der betrachtete Mainabschnitt als Cyprinidengewässer klassifiziert.

Betrachtet man neben der „Artenanzahl“ die Dominanzverhältnisse der Arten untereinander, wird deutlich, dass der Main nur von wenigen Arten dominiert wird. Dies sind vor allem die Arten Rotaugen und Flussbarsch (vgl. Tabelle 2.4-21), welche allgemein eine Degradation des Gewässers anzeigen. Die Fischfauna unterscheidet sich hinsichtlich ihrer Dominanzverhältnisse erheblich vom Referenzzustand (vgl. Abbildung 2.4-11). Unter den derzeitigen Bedingungen können sich nur einige wenige, ökologisch anspruchslose Fischarten erfolgreich fortpflanzen.

Strömungsliebende Arten wie Nase, Barbe oder Hasel kommen zwar vor, sind räumlich jedoch auf die wenigen strömenden Abschnitte im Unterwasser der Staustufen beschränkt. Geeignete Laichplätze fehlen in der Regel. Die frühen Entwicklungsstadien (Fischlarven, diesjährige 0+ Jungfische) dieser Arten finden hier kaum die für sie so wichtigen und von ihnen präferierten flach auslaufenden und stark erwärmten Uferbereiche (KORTE 1994). Ferner sind sie schutzlos dem Wellenschlag (Schifffahrt) ausgeliefert. Diese Arten sind deshalb im Untermain stark gefährdet. Ähnlich verhält es sich bei den typischen Auenarten Schleie, Hecht, Bitterling, Rotfeder oder Karausche (die letzten drei Arten ohne direkten Nachweis in den vorliegenden Erhebungen). Sie bewohnen in der Regel Altarme oder Altwässer und benötigen Wasserpflanzen als Laichsubstrat und als Jungfischlebensraum. Da es diese Gewässertypen und Strukturen am Untermain nicht mehr gibt, sind sie noch stärker gefährdet als die strömungsliebenden Arten.

Dieser Verlust an Habitatstrukturen durch anthropogen bedingte Flussregulierungs- und Ausbaumaßnahmen ist einer der Hauptgründe für die Bedrohung vieler Fischarten in Europa (BLESS et al. 1994, LELEK & LUSK 1965, PETER 1991, SCHIEMER & SPINDLER 1989).

Des Weiteren bedeutet der Schiffsverkehr und der daraus resultierende Sunk und Schwall eine nicht unerhebliche Beeinträchtigung der Fischfauna.

Die Fischfauna im Untersuchungsgebiet und im unmittelbaren Eingriffsbereich des geplanten Vorhabens ist aus naturschutzfachlicher Sicht bereits erheblich beeinträchtigt und spiegelt vielfältigen Defizite des Mains wider, wie:

- geradlinige Uferführung mit Blocksteinschüttungen
- Kette von Stauhaltungen mit stark eingeschränkter Durchgängigkeit für Fische und veränderten Fließgeschwindigkeiten
- fehlende Tiefenvarianz des Flussbetts
- geringe Substratdiversität der Sohle
- starke Beeinträchtigung des Uferbereichs durch Wellenschlag
- Fehlen von Altarmen und Altwässern

Folglich sind

- mehr als 25 % der nachgewiesenen Fischarten im Main nicht heimisch
- die Artengemeinschaft von wenigen Arten dominiert
- strömungsliebende Arten nur in geringen Individuenzahlen nachgewiesen

Die Fischfauna und deren Dominanzausprägung im Untersuchungsabschnitt können daher als **anthropogen stark beeinträchtigt** und als typische Stauhaltungsfischzönose bezeichnet werden.

2.4.6.2.6 Bewertung der Fischfauna nach EU-WRRL (**fiBS**)

Die Bewertung der untersuchten Stauhaltung Mühlheim-Großkrotzenburg gemäß EU-WRRL mit dem Bewertungstool fiBS bewertet diesen Main-Gewässerabschnitt mit „mäßig“ (vgl. Abbildung 2.4-19).

Der Main, zeichnet sich beim Vergleich der Artenzahl der Referenzzönose zur aktuell nachgewiesenen vor allem durch das Fehlen der anadromen Arten auf. Darauf weist auch die Bewertung hin. Genau dieses Defizit ist neben fehlenden lateralen Strukturen (Überflutungsflächen, Altarmen) eines der Hauptprobleme des Mains aus gewässerökologischer Sicht.

Die Bewertung nach fiBS mit 2,42 „mäßig“ ist eine zu gute Bewertung. Wenn Leitfischarten nicht in ausreichender Anzahl gefangen wurden (< 10 Individuen), werden sie nicht in die Bewertung mit einbezogen und nehmen nicht an der Mittelwertbildung dieses Bewertungsparameters teil. Durch diesen Parameter fällt die Bewertung aus gutachterlicher Sicht zu positiv aus, denn die deutlichen ökologischen Defizite des Mains sind vielfältig und klar an den Dominanzen der Arten ablesbar.

2.4.6.2.7 Fischereiliche Bewirtschaftung der Stauhaltung Mühlheim

Die Recherche zur fischereilichen Situation der Stauhaltung Mühlheim-Großkrotzenburg ergab folgende Befunde:

- Die Fischereirechte in der Stauhaltung gehören an beiden Ufern des Mains der Fischerzunft Steinheim. Sie hat die Fischereirechte von Main-km:
 - Links 42,83 bis 69,5
 - Rechts 39,0 bis 66,5
- Zwischen den Fischerzünften Steinheim und Seligenstadt besteht ein Koppelfischereirecht. Die von der Seligenstädter Fischerzunft genutzten Gewässerbereiche erstrecken sich auf folgende Main-km:
 - Links 58,2-77,2
- Die Fischerei der Fischerzünfte wird nur noch als Nebenerwerb oder aus Traditionsgründen ausgeführt.
- Eine Fangstatistik wird von der Fischerzunft Steinheim nicht geführt.
- Die Fischerzünfte geben Angelkarten für den Main aus. Fangmeldungen werden nicht erhoben und ausgewertet. So dass keine konkreten Zahlen zur fischereilichen Nutzung vorliegen. Abschätzungen wie viel Fisch dem Main durch die Angelfischerei entnommen wird können daher nicht gemacht werden.
- Die Fischerzunft Steinheim setzt regelmäßig, in Absprache mit den anderen Fischerzünften, Fisch (Aal, Schleie etc.) in den Main ein.

Fischierte Bewertung		Gewässer: Main - Untermain						
(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)		Probestelle: Stauhaltung Mühlheim-Großkrotzenburg						
Referenz (Bezeichnung): LAWA -Typ 10		Beprobungszeitraum: 17.7.2007 – 27.8.2007						
Gepoolte Probenahmen: 2		Beprobte Streckenlängen: über die gesamte Breite: 0 m entlang der Ufer: 8000 m						
Gesamt-Individuenzahl: 1978								
Gesamt-Individuendichte: 824 Ind./ha								
Qualitätsmerkmale und Parameter		Referenz	nachgewiesen	Kriterien für			Bewertungsgrundlage	Bewertung
		z		5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:								3,33
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil ≥ 1 %)								
Anzahl		13	9	100 %	< 100 % und ≤ 0,02	< 100 % und > 0,02	69,2 %	1
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspezif. Arten		entfällt	0,040	entfällt			0,040	1
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)		26	6	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	23,1 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten		8	1	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	12,5 %	1
d) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %		2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %		5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %		4	4	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:								1,35
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)				Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Barbe		0,060	0,001	↑	↑	↑	99,2 %	1
2. Barsch, Flussbarsch		0,060	0,210	↑	↑	↑	249,7 %	1
3. Döbel, Aitel		0,100	0,024	↑	↑	↑	75,7 %	1
4. Grundling		0,150	0,003	↑	↑	↑	98,3 %	1
5. Hase		0,150	0,073	< 25 %	25 – 50 %	> 50 %	51,5 %	1
6. Nase		0,060	0,005	↑	↑	↑	9,6 %	1
7. Rotaugen, Plötze		0,111	0,368	↑	↑	↑	231,1 %	1
8. Ukelei, Laube		0,135	0,027	↑	↑	↑	79,8 %	1
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz		0,171	0,577	< 0,342	0,342 – 0,513	> 0,513	0,577	1
c) Gildenverteilung				Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:				< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	64,8 %	1
Rheophile		0,594	0,209	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	62,1 %	3
Stagnophile		0,004	0,002	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	72,4 %	1
Lithophile		0,419	0,116	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	98,5 %	1
II) Reproduktionsgilden:				< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	71,1 %	3
Psammophile		0,170	0,003	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	79,8 %	1
Phytophile		0,014	0,004	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	71,1 %	3
III) Trophiegilden:				< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	79,8 %	1
Invertivore		0,283	0,057	< 6 – +3 %	> -6 – -18 %	> -18 %	+7,1 %	3
Omnivore		0,545	0,584	> +3 – +9 %	> +3 – +9 %	> +9 %	253,9 %	1
Piscivore		0,006	0,021	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	253,9 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):								4,00
0+ Anteile der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)				Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Barbe (Gesamtfang: 1 Ind.)		> 0,300	1,000	↑	↑	↑	< 10 Ind.	5
2. Barsch, Flussbarsch (Gesamtfang: 415 Ind.)		> 0,300	0,627	↑	↑	↑	62,7 %	5
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 48 Ind.)		> 0,300	0,417	↑	↑	↑	41,7 %	5
4. Grundling (Gesamtfang: 5 Ind.)		> 0,300	0,200	↑	↑	↑	< 10 Ind.	5
5. Hase (Gesamtfang: 144 Ind.)		> 0,300	0,486	30 – 70 % bei mind. 10 Individuen	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei mind. 10 nachgew. Individuen	bei mind. 10 nachgew. Individuen	48,6 %	5
6. Nase (Gesamtfang: 10 Ind.)		> 0,300	0,100	nachgew. Individuen	bei mind. 10 nachgew. Individuen	oder Individuen	10,0 %	3
7. Rotaugen, Plötze (Gesamtfang: 727 Ind.)		> 0,300	0,564	nachgew. Individuen	bei mind. 10 nachgew. Individuen	oder Individuen	56,4 %	5
8. Ukelei, Laube (Gesamtfang: 54 Ind.)		> 0,300	0,037	nachgew. Individuen	bei mind. 10 nachgew. Individuen	oder Individuen	3,7 %	1
(4) Migration:								1,00
1. Migrationsindex, MI (ohne Aal)		1,281	1,043	> 1,211	1,141 – 1,211	< 1,141	1,043	1
(5) Fischregion:								1,00
1. Fischregions-Gesamtdindex, FRI _{ges}		6,17	6,80	Abweichung: < 0,20	Abweichung: 0,2 – 0,41	Abweichung: > 0,41	Abweichung: 0,63	1
(6) Dominante Arten:								1,00
a) Leitartenindex, LAI		1	0,375	1	≥ 0,7	< 0,7	0,375	1
b) Community Dominance Index, CDI		entfällt	0,577	< 0,400	0,4 – 0,5	> 0,500	0,577	1
Gesamtbewertung								2,42
Ökologischer Zustand								Mäßig
Ecological Quality Ratio (EQR)								0,36
Ergänzende Hinweise:								
anadrome und potamodrome Arten								
Die Probenahmeergebnisse zeigen ein Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (1 von 8 Referenzarten nachgewiesen). Dies deutet auf Defizite der Längsdurchgängigkeit des Gewässersystems hin. Diese können jedoch außerhalb des bewerteten Wasserkörpers bzw. Fließgewässers lokalisiert sein.								
Probenahmeaufwand								
Der für die Bewertung mit fiBS empfohlene Richtwert zur Mindestindividuenzahl (30-faches der Artenzahl der Referenz-Fischzönose = 1170 Individuen) wurde eingehalten.								
Bemerkungen								
Es konnten einige Arten wie Marmorgrundel und Kesslergrundel nicht eingegeben werden.								

Abbildung 2.4-19 Bewertung der Fangergebnisse der Elektrofischungen nach fiBS.

2.4.7 Entzug von Biomasse durch die Kühlwasserentnahme

Durch die Entnahme von Kühlwasser wird dem Ökosystem Fluss (Main) Biomasse entzogen. Hiervon betroffen ist naturgemäß auch die sog. organismische Drift, zu der alle passiv im Flusswasser verfrachteten Lebensformen zählen. Sie besteht vorwiegend aus Phyto- und Zooplankton niederer Lebewesen (mikrobielle Lebewesen wie Bakterien, Algen, Weichtier(larven), aber auch aus passiv mitverfrachteten Samen oder Jugendstadien höherer Lebewesen (Pflanzenteile, Schwimmpflanzen, Fischlarven, Jung- und Kleinfische). Die im Fluss passiv mitverfrachtete Biomasse in Form von lebenden Organismen dient höheren aquatischen (und nichtaquatischen) Organismen als Nahrungsgrundlage.

Im Folgenden soll primär die phytoplanktonische Biomasse betrachtet werden. Bezüglich des Zooplanktons ließen sich aus den Erhebungen aufgrund geringer Nachweisanzahl und Siedlungsdichte keine Aussagen zur Biomasse ableiten (vgl. Kapitel 2.4.5). Mit Hilfe der Angaben zu Chlorophyll-a-Konzentration und Zellvolumen der verschiedenen ermittelten Taxa wurden zwar Aussagen zur Biomasse im Main am Kraftwerks-Standort Staudinger gemacht. Absolutwerte über die Biomasse wurden jedoch nicht erzielt, da sich die Biomassemengen kontinuierlich mit der Jahreszeit und dem Abflussgeschehen verändern.

Anhand des mittleren Abflusses des Mains und der für den Kraftwerksbetrieb entnommenen Wassermenge lässt sich der Entzug von Biomasse aus dem Fluss abschätzen.

Für den Betrieb im Jahr 2007 wurden 78.350 m³/h benötigt. Hauptwasserverbraucher sind die Rückkühlanlagen, die insbesondere für den Betrieb der Blöcke 1 und 3 (Ablaufbetrieb) große Wassermengen benötigen (Blöcke 4 bis 5 werden im Kreislaufbetrieb gefahren).

Bei einem typischen Mittelwasser-Abfluss von rund 175 m³/s (=630.000 m³/h; Bsp. Pegel Krotzenburg) entspräche somit die Wasser- und damit auch anteilig die Biomasseentnahme im Ist-Zustand 12,4% des Abflusses, genehmigt sind knapp 15% Wasserentnahme.

Bei einem eher untypischen Extrem-Niedrigwasser wie in Szenario 3 der Temperaturverhältnisse am Beispiel des Extremsommers 2003 erläutert (vgl. Kap. 2.2.2.3.2) mit einem MNQ von 52 m³/s (= 187.200 m³/h) entspräche die Wasser- und damit auch anteilig die Biomasseentnahme im Ist-Zustand 42% des Abflusses.

Wasser-Entnahme	mittlerer Abfluss (Mittelwasser Krotzenburg)		Minimalabfluss (Extremlowwasser)	
	m ³ /h	Anteil am Abfluss	m ³ /h	Anteil am Abfluss
Status quo	78350	12,4%	78350	58,0%
Genehmigung	93600	14,9%	93600	69,3%

Damit ist der Entzug von Biomasse durch Wasserentnahme im Status quo bereits bei Extremniedrigwasser mit mehr als der Hälfte des Mainabflusses relativ hoch.

Mit einer Entnahme unter 15% ist durch die Entnahme von Wasser respektive Biomasse unter Normalverhältnissen nicht mit negativen Auswirkungen bzw. einem wesentlichen Entzug an Nahrungsgrundlagen für höhere aquatische Organismen zu rechnen. Ein großer Teil der Biomasse, insbesondere adulte größere Fische, wird dabei nicht entnommen, da diese durch gezielte Schutzmaßnahmen (Fischscheuchanlage) von der Entnahme verschont bleiben (vgl. Kapitel 2.4.6.2.4). In eher nährstoffreicheren Gewässern wie dem Main ist eine Entnahme von Biomasse im Hinblick auf eine Entfrachtung von zehrenden Organismen (z.B. sommerliche Algenblüten, besonders unter Niedrigwasserbedingungen mit geringen Fließgeschwindigkeiten) allgemein eher von Vorteil.

2.4.8 Zusammenfassende Bewertung des gewässerbiologischen Ist-Zustandes des Mains

Hydrologie und Hydromorphologie

Die hydrologischen Verhältnisse des staugeregelten und als Bundeswasserstraße ausgebauten Unteren Mains wurden in Kapitel 2.1.1 detailliert erläutert.

Modellrechnungen ergaben für annähernd mittlere Abflussverhältnisse des Mains geringe Fließgeschwindigkeiten an der Gewässeroberfläche (0,31 m/s) und in Sohlhöhe (0,21 m/s). Signifikante Unterschiede in den Fließgeschwindigkeiten ober- und unterhalb des Kraftwerkes wurden nicht festgestellt. Der Wasserkörper weist signifikante Veränderungen der Abflussdynamik auf. Durch die Staustufen entsteht ein starker Rückstau im Gewässer. Im Oberwasser der Querbauwerke ist bei MQ und darunter nur eine geringe Fließgeschwindigkeit gegeben (im Mittel um 0,35 m/s).

Im Rahmen der Bewertung der Gewässerstruktur nach EU-Wasserrahmenrichtlinie sind 99 % der Gewässerstrecke sehr stark bis vollständig verändert (Kriterien: Strukturbildungsvermögen, Durchgängigkeit, Auendynamik, Gewässermorphologie, Rückstau).

Chemisch-physikalische Wasserqualität des Mains

Zur Einschätzung der chemisch-physikalischen Wasserqualität des Mains im Einflussbereich des Kraftwerkes Staudinger wurden Gewässerproben bezüglich ihrer Nährstoffe u. Salzgehalte, Chlorophyll-a, AOX und Schwermetalle analysiert. Darüber hinaus erfolgten Datenanalysen und Modellrechnungen zur Temperaturverteilung im Main (Staustufe Mühlheim).

Bezüglich der Nährstoffverhältnisse und der Salzgehalte wurden im Gewässerabschnitt weder in räumlicher noch zeitlicher Hinsicht signifikante Veränderungen nachgewiesen. Die Konzentrationen der einzelnen Parameter schwankten nur sehr geringfügig, Erhöhung der Stofffrachten des Mains durch Einleitungen waren minimal.

Nach LAWA (1998 b) entsprach der Main im Untersuchungsgebiet 2007 der chemischen Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) mit Tendenz zu Güteklasse II – III (deutlich belastet). Die für den vorhandenen Gewässertyp 10 (Kiesgeprägte Ströme) nach POTTGIESER (2007) vorgeschlagenen Orientierungswerte relevanter und geeigneter physikalischer und chemischer Kenngrößen wurden meist deutlich unterschritten.

Schwermetalle im Mainwasser wurden nicht oder nur in minimalen Konzentrationen innerhalb des Schwankungsbereichs ihrer Hintergrundkonzentrationen nachgewiesen. Vergleichsweise höhere Gehalte von Zink im Mainwasser korrelierten mit erhöhten Zinkkonzentrationen im Sediment. Für Schwermetallparameter festgelegte Umweltqualitätsnormen (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 2006) wurden zu jedem Zeitpunkt im Untersuchungszeitraum unterschritten. Auch die Zielvorgaben nach LAWA (1998 b) für die verschiedenen Schutzgüter wurden weitgehend erfüllt.

Durch die Abwassereinleitung des Kraftwerkes Staudinger kommt es entsprechend den Modellrechnungen unter normalen hydrologischen und meteorologischen Verhältnissen zu einer Aufwärmung des Mains um maximal 1 K (vgl. Abbildung 2.2-10 in Kapitel 2.2.2.3.2), unter sommerlichen hydrologischen und meteorologischen Extremverhältnisse (Jahrhundertsommer) zu einer Aufwärmung um maximal 1,5 K (vgl. Abbildung 2.2-12 in Kapitel 2.2.2.3.2). Dabei wird die maximal zulässige Maintemperatur von 28 °C im Rechenmodell erreicht bzw. leicht überschritten (vgl. Abbildung 2.2-13 in Kapitel 2.2.2.3.2).

Laut wasserrechtlichem Abwärmereglement darf die rechnerisch ermittelte Mischtemperatur des Mains nach Wiedereinleitung des Kühlwassers und vollständiger Vermischung den Wert $t_{(\text{Main})} = 28 \text{ °C}$ nicht überschreiten.

Sedimentbeschaffenheit

Die in Kapitel 2.3 genannten Parameter wurden vor dem Hintergrund diskutiert und bewertet, dass sie in Konzentrationen vorliegen, die oberhalb der Bestimmungsgrenze der Analytik lagen. Zahlreiche Parameter, wie beispielsweise Cyanide, EOX, LHKW, BTEX, PAK, PCB, Methyl-Hg, Hexachlorbenzol, die HCH, Mercaptothiabenzol sowie die organischen Zinnverbindungen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze und weisen auf eine nicht nachweisbare Belastung hin.

Im Vergleich mit Daten aus anderen Quellen entsprachen sich die Analyseergebnisse für Schwermetalle in der Fraktion < 20 µm weitgehend bezüglich ihrer Größenordnung, lagen teilweise aber auch deutlich über den Vergleichswerten. Andere Parameter (z.B. PCDD / PCDF) wiesen im Vergleich zu anderen Fließgewässern (Elbe und Rhein) sehr viel geringere Konzentrationen auf.

Nach LAWA (1995) differierte die Einstufung des Gewässers von GK I bis zu GK II – III, woraus sich schließen lässt, dass sich in den Sedimenten spezielle Belastungen verschiedener Emittenten oberhalb des Kraftwerkes widerspiegeln.

Die Bewertung der Sedimentproben nach LAGA (2004) belegen die geringe Schadstoffbelastung der Sedimente mit Ausnahme der Parameter Zink und Sulfat. Qualitätsnormen der Parameter wurden nach VO-WRRL (2005) erreicht, die gemessenen Konzentrationen unterschreiten die Konzentrationen für die Qualitätsnormen zum Teil sehr deutlich. Ursache für unterschiedliche Konzentrationen einiger Parameter ist die partikuläre Bindung der Schadstoffe an die Kornfraktion < 20 µm.

Entlang der Messtrecke wurde kein Trend zur Erhöhung der Konzentrationen festgestellt, der eine Belastung der Sedimente durch Emissionen des Kraftwerkes Staudinger belegen könnte. Stoffliche Emissionen des Kraftwerkes Staudinger lagen in allen relevanten Parametern im Rahmen der Grenzwerte der Wasserrechtlichen Erlaubnis.

Biologische Wasserqualität

Biologische Untersuchungen der Makrophyten, benthische Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen bildeten die Basis für eine Bewertung des ökologischen Zustandes des Untersuchungsabschnitts nach dem Modul PHYLIB.

Auf Basis dieser Informationen erfolgte die Einordnung des Gewässerabschnittes in verschiedene Subtypen des LAWA-Fließgewässertyp den Typ 10.2. (vgl. Kap.2.4.2.3.3).

Für das **Modul Makrophyten** war keine Bewertung mit dem PHYLIB-Tool möglich. Der Mainabschnitt ist hinsichtlich des gefunden Artenspektrums und der Deckung als fast vegetationsfrei zu bezeichnen. Aufgrund weitgehend fehlender Seitentaschen oder Uferaufweitungen besteht ein Mangel an natürlichen Ansiedlungsmöglichkeiten mit Ausnahme des Steinheimer Altarms. Die gutachterliche Bewertung des Mains ergab mit einer Ausnahme ein allgemein **schlechtes, im Altarm ein mäßiges** Ergebnis.

Für das **Modul Phytobenthos ohne Diatomeen** war keine Bewertung mit dem PHYLIB-Tool möglich. Die gutachterliche Bewertung der Probenstellen ergab mit Ausnahme von Probenstelle P2 OL (mäßig - unbefriedigend) ein allgemein **unbefriedigendes** schlechtes Ergebnis.

Für das **Modul (benthische) Diatomeen** war eine Bewertung mit dem PHYLIB-Tool möglich. Die Bewertung der Probenstellen ergab eine **mäßiges** (rechtsufrig) **bis unbefriedigendes** Ergebnis (linksufrig).

Makrozoobenthos

Die Lebensbedingungen der benthischen Makrozoen sind im Main im Bereich des Kraftwerks Staudinger stark von Maßnahmen der Gewässerunterhaltung und des Gewässer-aufstaus geprägt. Der Main hat seinen ursprünglichen Charakter als epi- bis metapotamales Fließgewässer verloren. Für den Gewässertyp „kiesgeprägte Ströme“ typische Arten wurden im untersuchten Abschnitt nur sporadisch und in geringen Besiedlungsdichten nachgewiesen. Die Lebensgemeinschaften werden in qualitativer und quantitativer Hinsicht von Neozoen geprägt. Die Bewertungsergebnisse nach EU-WRRL zeigen, dass sich der untersuchte Mainabschnitt in einem hinsichtlich der Makrozoobenthos-Besiedlung **unbefriedigenden bis schlechten ökologischen Zustand** befindet. Zwischen den benthischen Lebensgemeinschaft oberhalb und unterhalb des Kraftwerks Staudinger wurden keine wesentlichen Unterschiede festgestellt.

Phytoplankton

Phytoplankton kann primär als Anzeiger für die Degradation hinsichtlich der Belastung „Eutrophierung“ dienen, die durch ein übermäßiges Nährstoffangebot verursacht wird. Die im Main festgestellten Arten indizieren eutrophe, also nährstoffreiche Verhältnisse. Mögliche Auswirkungen des Ablaufs des Kraftwerkes auf die Planktonzönose des Mains wurden nicht beobachtet.

Durch den Charakter des Mainabschnitts (staureguliert, ausgebaut, starker Schiffsverkehr) konnte das Bewertungsverfahren „PhytoFluss“ als Bewertungsgrundlage nach EU-WRRL nur eingeschränkt angewendet werden. Davon unabhängig war jedoch eine allgemein ökologische Bewertung des Untersuchungsabschnittes möglich. Aufgrund der ermittelten Indices ist das Gewässer in seinem ökologischen Zustand als „mäßig“ zu klassifizieren.

Insgesamt ist die Phytoplankton-Besiedlung im Main Ausdruck für einen mäßigen bis unbefriedigenden ökologischen Zustand, für eine gute Einstufung ist die Artenvielfalt zu gering.

Zooplankton

Das Zooplankton des untersuchten Mainabschnittes war im Vergleich zu anderen großen Flüssen sowohl qualitativ als auch quantitativ sehr gering entwickelt, trotz verminderter Fließgeschwindigkeit und erhöhter Verweilzeit des Wasserkörpers infolge Aufstaus.

Das Fehlen natürlicher Stillwasserzonen und buchtenreicher Uferstrukturen mit Makrophytenbewuchs ist möglicherweise Ursache für das relativ geringe Vorkommen von Zooplankton im Main. Ein weiterer limitierender Faktor für das Zooplankton sind permanente Turbulenzen (z.B. infolge des Schiffsverkehrs) im Wasserkörper.

Auf dieser Grundlage wird der ökologische Zustand des Mainabschnittes mit Zustandsklasse IV **unbefriedigend** beurteilt.

Fische

In den Untersuchungen wurden 26 Fischarten festgestellt, davon 15 eurytope Arten (ohne spezifische Ansprüche an die Strömung im Fluss), 9 rheophile Arten (strömungsliebende) Arten und 2 stagnophile (strömungsmeidende) Arten. Die Fischfauna des Mains wird von eurytopen Arten dominiert. Es herrschen einige wenige, ökologisch anspruchslose Fischarten wie Rotaugen, Flussbarsch, Kaulbarsch und Zander vor. Der Großteil der Fische im untersuchten Mainabschnitt ist an die Stauhaltung angepasst. Strömungsliebende Arten wie Nase, Barbe oder Hasel beschränken sich auf die wenigen strömenden Abschnitte im Unterwasser der Staustufen. Geeignete Laichplätze und Jungfischhabitate fehlen in der Regel. Der Main und die dort vorkommende Fischfauna befinden sich hier in einem strukturell stark degradierten Zustand. Für typische Auenarten wie Schleie, Hecht, Bitterling, Rotfeder

oder Karausche mangelt es an Altarme oder Altwässern mit Wasserpflanzen als Laichsubstrat und als Jungfischlebensraum.

Die Kartierung fischökologisch wertvoller Strukturen zeigen, dass der Main in diesem Abschnitt stark anthropogen überprägt ist. Es sind nur sehr wenig fischökologisch wertvolle Gewässerstrukturen vorhanden.

Fischverluste durch die Kühlwasserentnahme werden durch die bauliche Gestaltung des Entnahmebauwerks und die nachweisliche Wirksamkeit der Fischescheuchanlage minimiert.

Die Bewertung der Stauhaltung Mühlheim-Großkrotzenburg gemäß EU-WRRL mit dem Bewertungstool fiBS erbrachte für diesen Gewässerabschnitt des Mains die Einstufung „mäßig“. Diese Bewertung ist eine zu gute Bewertung, da keine Leitfischarten in ausreichender Anzahl gefangen werden und damit nicht in die Bewertung mit einbezogen werden konnten. Die deutlichen ökologischen Defizite des Mains sind dagegen vielfältig und klar an den Dominanzen der Arten ablesbar.

Fischerei

Die bestehende Wärmebelastung des Mains ist im Status quo für Fische als eher ungünstig einzustufen. Nachteilige Auswirkungen werden durch die Erfüllung der Auflagen des wasserrechtlichen Genehmigungsbescheids verhindert (flexibles Abwärmereglement). Der nach EU-WRRL vorgegebene Temperaturbereich von 20-25 °C (Hintergrundwert) für den Gewässertyp 10 (POTTGIESSER 2007) wird im Status quo durch die hohe thermische Vorbelastung des Mains in heißen Sommern bereits überschritten. Im Status Quo kann der Temperaturgrenzwert der hessischen Fischgewässerverordnung von 28 °C bei Hitzeperioden nach den Modellrechnungen (Szenario 3) bei ungünstigen Witterungsbedingungen (Hitzeperioden und geringer Abfluss) zeitweise um bis zu 1 °C überschritten werden. Die Orientierungswerte für das Metapotamal (POTTGIESSER 2007, LAWA 2007) für die Maximaltemperatur gemäß WRRL von 28 °C und eine maximalen Aufwärmspanne von 3 K werden jedoch eingehalten. Da die rechnerisch ermittelte Mischtemperatur des Mains nach dem wasserrechtlich genehmigten Abwärmereglement nach Wiedereinleitung und vollständiger Vermischung des Kühlwassers den Wert $t_{(\text{Main})} = 28 \text{ °C}$ nicht überschreiten darf, wird im Falle einer Mischtemperatur $> 28 \text{ °C}$ keine weitere Wärme fracht in den Main eingebracht.

Der Sauerstoffgehalt des Mains (Messstelle Nied) ist im Zeitraum Anfang Mitte Juli bis Mitte August (Messwerte 2003-2006) im Status quo für Fische als ungünstig einzustufen. Die Grenzwertvorgaben der hessischen Fischgewässerverordnung werden jedoch nicht überschritten, da das wieder eingeleitete Kühlwasser sauerstoffreicher ist als die Ausleitung. Auch der in der hessischen Fischgewässerverordnung genannte Grenzwert für das Ammonium wird nicht überschritten.

Entzug von Biomasse durch die Kühlwasserentnahme

Während bei einem typischen Mittelwasser-Abfluss die Wasser- und damit auch anteilig die Biomasseentnahme im Ist-Zustand nur etwa 12% des Abflusses entspricht (genehmigt sind knapp 15% Wasserentnahme), liegt sie einem Extremniedrigwasser bereits bei mehr als 50% des Abflusses (genehmigt sind rund 70% Wasserentnahme). Damit ist zwar der Entzug von Biomasse durch Wasserentnahme im Status quo bei Extremniedrigwasser relativ hoch, derartige Niedrigwasserzustände treten jedoch sehr selten auf und halten nie über längere Zeit an. Durch die Entnahme von Wasser respektive Biomasse unter Normalverhältnisse ist nicht mit negativen Auswirkungen bzw. einem wesentlichen Entzug an Nahrungsgrundlagen für höhere aquatische Organismen zu rechnen. Dies wird durch die Teilergebnisse der Erhebungen zum Phytoplankton, Makrozoobenthos, den Makrophyten und den Fischen deutlich.

3 Bewertung des Zustandes nach Umsetzung des Planvorhabens (Auswirkungsprognose und Konfliktanalyse)

3.1 Abschätzung und Bewertung des zukünftigen Schadstoffeintrags in den Main

Durch den geplanten Bau des mit Steinkohle befeuerten Blocks 6 (**Vorhaben** 1100 MW Steinkohleblock) oder alternativ durch den Bau eines neuen 1100 MW GuD-Kraftwerkes oder die Nullvariante (Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5) wird sich das Betriebsregime des Kraftwerkes ändern. Damit werden Veränderungen im Wasserbedarf des Kraftwerkes bewirkt. Daraus entstehen potenziell auch Veränderungen in der stofflichen Belastung des Mains.

Folgende Veränderungen werden nach Umsetzung des Vorhabens eintreten:

- Stilllegung der Blöcke 1 – 3 des Kraftwerkes
- Stilllegung der Granulier- und Granulatförderanlage des Kraftwerkes
- Inbetriebnahme des mit Steinkohle befeuerten Blocks 6 des Kraftwerkes

Folgende Veränderungen werden nach Umsetzung der Alternative eintreten:

- Stilllegung der Blöcke 1 – 3 des Kraftwerkes
- Stilllegung der Granulier- und Granulatförderanlage des Kraftwerkes
- Inbetriebnahme des mit Erdgas befeuerten neuen GuD-Kraftwerkes

Folgende Veränderungen werden nach Umsetzung der Alternative Nullvariante eintreten:

- Wiederinbetriebnahme des ertüchtigten Blockes 2
- Änderung des Lastbereiche für die Blöcke 1 bis 3 von Mittellast in Grundlast

Zur Abschätzung und Bewertung des zukünftigen Schadstoffeintrage in den Main müssen zwei Faktoren berücksichtigt werden, und zwar:

- Veränderungen in den Einleitmengen
- Veränderungen in den eingeleiteten Stofffrachten.

Entsprechend der Wasserrechtlichen Erlaubnis sind die o. g. Anlagen Emittenten unterschiedlicher Stoffe oder Stoffgruppen. Dabei ist davon auszugehen, dass in den Auflagen zur Eigenüberwachung die Stoffe oder Stoffgruppen genannt sind, die eine relevante Emission der Anlage darstellen. Dies sind für folgende Anlagen folgende Parameter:

Tabelle 3.1-1 Anlagenbezogene Parameter

Anlage	Parameter
Kühlturm 4	CSB, TP, Sulfat, absb. Stoffe
Kühlturm 5	CSB, TP, absb. Stoffe
Kühlturm Block 6 bzw. GuD-KW	CSB, TP, absb. Stoffe
mechanisch/ biologische Kläranlage	CSB, pH-Wert, absb. Stoffe
Schacht 27	CSB, Kohlenwasserstoffe, absb. Stoffe, pH-Wert
REA	CSB, Sulfat, TN anorg., Ammonium, Chlorid, Fluorid, Schwermetalle, Dioxine / Furane abfiltr.Stoffe

Folgende Tabelle stellt die in den Main abgegebenen Abwassermengen der des Vorhabens den Alternativen gegenüber.

Tabelle 3.1-2 Abwassermengen in den Main

Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock		Abwasser- menge m ³ /h	Volllast Bh/a
über den Kühlwasser- Auslaufkanal	Abflutwasser Kühlturm 4	600	1.000
	Abflutwasser Kühlturm 5	160	6.100
	Abflutwasser Kühlturm 6 (Kreislaufbetrieb)	500	7.000
	REA-AA	35	7.000
über Schacht 27-Hafen	Betriebsabwässer	403,2	471,2
über mechanisch/biologische Kläranlage	häusliche Abwässer	17 (11.100 m ³ /a)	
über Kraftwerksee	Granulier-/Granulatförderwasser	0	
	Wasser aus mech.-biolog. Abwasserbehandlungsanlage	100	7.000
Alternative 1100 GuD-Kraftwerk		Abwasser- menge m ³ /h	Volllast Bh/a
über den Kühlwasser- Auslaufkanal	Abflutwasser Kühlturm 4	600	1.000
	Abflutwasser Kühlturm 5	160	6.100
	Abflutwasser GuD-Kühlturm (Kreislaufbetrieb)	240	7.000
	REA-AA	15	6.100
über Schacht 27-Hafen	Betriebsabwässer	403,2	471,2
über mechanisch/biologische Kläranlage	häusliche Abwässer	17 (11.100 m ³ /a)	
über Kraftwerksee	Granulier-/Granulatförderwasser	0	
	Wasser aus mech.-biolog. Abwasserbehandlungsanlage	100 m ³ /h	6.100
Nullvariante		Abwasser- menge m ³ /h	Volllast Bh/a
über den Kühlwasser- Auslaufkanal	Kühlwasser Block 1	35.750	7.000
	Kühlwasser Block 2	39.350	7.000
	Kühlwasser Block 3	2.774	7.000
	Kühlwasser Block 4	600	1.000
	Kühlwasser Block 5	160	7.000
	REA-AA	45	7.000
über Schacht 27-Hafen	Betriebsabwässer	403,2	471,2
über mechanisch/biologische Kläranlage	häusliche Abwässer	17 (11.100 m ³ /a)	
über Kraftwerksee	Granulier-/Granulatförderwasser	500	7.000
	Wasser aus mech.-biolog. Abwasserbehandlungsanlage	100	7.000

Im Folgenden wird darauf eingegangen, wie sich nach Inbetriebnahme des Vorhabens 1100 MW Steinkohleblock bzw. der Alternative 1100 GuD-Kraftwerk oder Nullvariante die spezifischen Stofffrachten in den Main verändern können.

Die Angaben der Ableitungen, die bei Inbetriebnahme des Vorhabens 1100 MW Steinkohleblock bzw. der Alternativen 1100 GuD-Kraftwerk oder Nullvariante in den Main eingeleitet werden können der Tabelle 3.1-2 entnommen werden .

In Bezug auf die Abflut der Kühltürme resultieren aus Tabelle 3.1-2 für das Vorhaben Ableitungen von 1.260 m³/h bzw. unter Berücksichtigung der Betriebszeiten 5.076.000 m³/a (Kühltürme 4 – 6) und für die Vergleichsvariante 1.000 m³/h bzw. 3.256.000 m³/a (Kühltürme 4 – 5 und GuD). Die deutliche Reduzierung zum Status quo ergibt sich durch die Stilllegung der Blöcke 1 und 3, deren Kühltürme im Ablaufbetrieb gefahren wurden, sowie der Granulier- und Granulatwasseranlage

Tabelle 3.1-3 Ableitungen in den Main und Betriebsdauer des Kraftwerkes Staudinger Status quo (2007)

Anlage	Status Quo VBh/a	Ableitmenge Status Quo
Kühlwasser Block 1	4106	146.789.500 m ³ /a
Kühlwasser Block 3	4073	162.920.000 m ³ /a
Kühlturmabflut Block 4	1308	784.800 m ³ /a
Kühlturmabflut Block 5	6244	999.040 m ³ /a
Ableit. Schacht 27 (Betriebsabwässer)	-	189.988 m ³ /a
Ableit. REA-AA	-	175000 m ³ /a
Wasser aus mech.-biolog. Abwasserbehandlungsanlage	2500	250.000 m ³ /a
mechanisch/biologische Kläranlage (häusliche Abwässer)	-	11.100 m ³ /a
Ableit. Granulier. u. Granulatförderwasser	4106	2.053.000 m ³ /a

Die Ableitungen des Kühlturmwassers (Block 1 - 5) im Status quo sind in folgender Tabelle den Ableitungen der unterschiedlichen Planungsvarianten, gegenübergestellt.

Tabelle 3.1-4 Vergleich der Ableitungen in den Main (Status quo und Varianten)

Variante	Status quo	Vorhaben (Steinkohle)	Alternative (GuD)	Nullvariante
Ableitmenge pro h	76.545 m ³ /h	1.295 m ³ /h	1.015 m ³ /h	78.679 m ³ /h
Ableitmenge pro Jahr (ohne REA)	352.678.600 m ³ /a	5.076.000 m ³ /a	3.256.000 m ³ /a	546.838.000 m ³ /a

Bei den oben grundsätzlich erläuterten und unten durchgeführten Berechnungen zu realen und zukünftigen Frachten wurde, wie dargestellt, für die Emissionen des Kraftwerkes Staudinger mit Gütedaten der Eigenüberwachung des Kraftwerkes aus den Jahren 2006 und 2007 sowie für die Belastung des Mains mit Daten des Jahres 2007 (6 Einzelmessungen in der Stauhaltung Mühlheim im Zeitraum Mai – September 2007) gearbeitet. Da oberhalb des Kraftwerkes eine Reihe von Emittenten existieren, die die Wasserqualität des Mains beeinflussen, und die nächste Gütemessstelle oberhalb in Kahl am Main liegt, ist mit der Nutzung der Gütedaten des Monitorings 2007 gesichert, dass zur Bewertung des Einflusses des Kraftwerkes auch Daten verwendet werden können, die auf Proben basieren, die genau oberhalb des Einlaufbauwerkes des Kraftwerkes entnommen wurden.

Im Folgenden werden Veränderung der Stofffracht für einzelne wichtige Parameter bzw. Anlagen betrachtet.

3.1.1 Sauerstoffhaushalt des Mains

Da Fische die Organismengruppe in Gewässern ist, die sehr empfindlich auf Störungen des Sauerstoffhaushaltes reagieren, soll zur Bewertung der Auswirkungen des Kraftwerkes Staudinger auf den Sauerstoffhaushalt des Mains die HESSISCHE FISCHVERORDNUNG (1997) als Bewertungsmaßstab genutzt werden. In der genannten Verordnung ist für den Main als Cyprinidengewässer für den Parameter gelöster Sauerstoff (mg/l O₂) als Qualitätsanforderung ein Initialwert von 7 mg/l (Grenzwert) festgelegt, der bei mindestens 50 % der Messungen überschritten werden muss. Als minimaler Richtwert, der zu allen Messungen überschritten werden soll, sind 5 mg O₂/l vorgeschrieben. Wird ein Wert von 5 mg/l unterschritten, werden nach Auflage der wasserrechtlichen Genehmigung im derzeitigen Betrieb die Kühltürme der Blöcke 1 und/oder 2 im Ablaufbetrieb gefahren, um den Sauerstoffgehalt im Main zu erhöhen.

Anhand der Werte soll geprüft werden, inwieweit der Betrieb des Kraftwerkes dazu führen kann, diese im Main zu unterschreiten.

Während der Untersuchungen der Schadstoffeinträge im Jahr 2007 wurde, bedingt durch den tageszeitlichen Messzeitpunkt (ca. 12 – 15 Uhr) und dem insgesamt vergleichsweise kühlen Sommer, zu keinem Zeitpunkt eine Unterschreitung der Grenz- oder Richtwerte nach Hessischer Fischgewässerverordnung festgestellt. Die Sauerstoffkonzentrationen schwankten an den Untersuchungsterminen zwischen 8,4 und 11,5 mg/l.

In Zeiten extremer Strahlungswetterlagen, wie beispielsweise im Juli 2006 mit Maximallufttemperaturen bis 36°C, schwankte die Sauerstoffkonzentration im Main bei Wassertemperaturen zwischen 24,3 und 27,5°C (EkVO 2007) an der Kühlwasserentnahmestelle nur zwischen 4,4 und 7,4 mg/l. Im darauf folgenden Jahr (EkVO 2008) lagen die entsprechenden Werte an der Entnahmestelle zwischen 4,1 und 9,6 mg/l (Max. bei 16,3).

Die minimalen O₂-Konzentrationen von 4,4 mg/l (23.07.2006 bei maximal 26,6 °C) bzw. 4,1 mg/l (15.06.2007 bei maximal 23,0 °C) entsprechen dabei einer O₂-Sättigung von 54,9% im Jahr 2006 (die max. O₂-Sättigungskonzentration bei 26,6 °C beträgt unter Normaldruck 8,02 mg/l) bzw. 47,8% im Jahr 2007 (die max. O₂-Sättigungskonzentration bei 23 °C beträgt unter Normaldruck 8,57 mg/l).

In seltenen Fällen kommt es nach der nächtlichen Sauerstoffzehrungsphase im Main somit in den frühen Morgenstunden zu kurzfristigen Unterschreitungen des minimalen Richtwertes von 5 mg O₂/l.⁴ Anhand der gemessenen Werte lag im Main eine Sauerstoffzehrung von rund 50% vor.

Unter derzeitigen Betriebsbedingungen ist die kraftwerksbedingte Temperaturkomponente der Sauerstoffsituation des Mains für hydrologische und meteorologische Extremsituationen in Szenario 3 in Kapitel 2.2.2.3.2 modelliert (Randbedingungen: Mainabfluss: 35,7 m³/s, Wärmeeinleitung: 227 MW, Kühlwassermenge: 7,2 m³/s;). Maßgebliche Steuerungsgrößen der Wärmeeinleitung in Bezug auf den Sauerstoffgehalt des Mains sind dabei Einleittemperatur und Einleitmenge des Kühlwassers.

An der **Kühlwassereinleitstelle** wurden analog zu den o.g. Terminen mit O₂-Konzentrationsminima im Main O₂-Konzentration von 8,0 mg/l (23.07.2006 bei maximal 28,8 °C) bzw. 7,4 mg/l (15.06.2007 bei maximal 32,9 °C) gemessen (EkVO 2007, 2008). Dies entspricht einer O₂-Sättigung von 103,8% im Jahr 2006 (die max. O₂-Sättigungskonzentration bei 28,8 °C beträgt unter Normaldruck 7,71 mg/l) bzw. 102,9% im Jahr 2007 (die max. O₂-Sättigungskonzentration bei 32,9 °C beträgt unter Normaldruck 7,19 mg/l). Dies ist damit zu erklären, dass durch die Kühlwasseraufbereitung dem Rohwasser organische Substanz entzogen wird und Naturzug-Nasskühltürme bei der Verrieselung das Wasser mit Sauerstoff anreichern. Im O₂-übersättigten Einleitstrom dürfte es daher zur Ausgasung des überschüssigen Sauerstoffs kommen.

Bei Durchmischung des Mainwassers mit dem eingeleiteten Kühlwasser in der Kühlturmfahne wirkt die Temperaturerhöhung in erster Linie erniedrigend auf die Sauerstoffsättigung, nicht aber auf die Sauerstoffkonzentration, welche durch die Einleitung des O₂-übersättigten Kühlwassers sogar erhöht wird. Durch eine Erhöhung der Temperatur geht O₂ jedoch vermehrt aus der gelösten in die gasförmige Phase über (Ausgasung). So sinkt die mögliche Sauerstoffsättigung im Main durch Wärmeinleitung im Ist-Zustand unterhalb des Einleitbauwerks aufgrund der Temperaturerhöhung um 2 K (vgl. Querprofil 2 in Abbildung 2.2-12 auf Seite 46) um etwa 4,4%. Die tatsächliche Konzentration an O₂ liegt

⁴ Sauerstofflöslichkeit und -gehalt (in mg/l) im Wasser sind abhängig von der Wassertemperatur. Der Sauerstoffgehalt reduziert sich mit steigender Wassertemperatur und damit abnehmender Sauerstofflöslichkeit. Die Sauerstoffsättigung (in %) in einem Gewässer ist abhängig von Prozessen der Sauerstoffanreicherung und Prozessen der Sauerstoffzehrung, die die normale Sättigung von ca. 100% reduzieren oder erhöhen können. Prozesse der Sauerstoffanreicherung sind die Photosynthese des Phytoplanktons sowie von Unterwasserpflanzen aber auch der Eintrag durch hydromechanische Prozesse wie die wind- oder strömungsinduzierte Turbulenz an der Wasseroberfläche oder die Sauerstoffanreicherung an Wehren und Sohlabstürzen. Zehrende Prozesse sind die Atmung von Organismen wie Fischen oder des Phytoplanktons in den Nachtstunden aber auch der Abbau organischer Substanzen

entsprechend der Messwerte aus den Jahren 2006 und 2007 (EkVO 2007, 2008) deutlich darunter. Auch weit unterhalb der Einleitungsstelle (vgl. Querprofil 3 in Abbildung 2.2-12 auf Seite 46) ist noch eine Temperaturerhöhung um 1,5 K im Main messbar und eine entsprechende Auswirkung daher zu erwarten.

Maßgeblich für eine „worst-case“ Beurteilung der Sauerstoffverhältnisse im Main unter den zukünftigen Betriebsbedingungen des Vorhabens sind Extremverhältnisse wie sie beispielhaft für den Planfall (vgl. Kapitel 3.2) modelliert wurden (Randbedingungen: Mainabfluss von 35,7 m³/s, Wärmeeinleitung von insgesamt 28 MW (Planfall) bzw. 9,95 MW (Vorhabenvariante) und 538 MW (Alternative Nullvariante)).

An der Entnahmestelle des Kraftwerks werden in einer solchen hydrologischen und meteorologischen Extremsituation vom Gesamtstrom des Mains (35,7 m³/s) für das geplante Vorhaben Steinkohle nur 4.600 m³/h bzw. für die Alternative GuD 3.532 m³/h entsprechend 1,28 m³/s (3,6 %) bzw. 0,98 m³/s (2,7 %) ins Kraftwerk abgeleitet gegenüber 81.000 m³/h bzw. 22,5 % in der Alternative Nullvariante. Rund 34,4 m³/s bzw. (96,4 %) strömen damit unter den Betriebsbedingungen des Vorhabens und der Alternative GuD weiterhin im Bett des Mains am Kraftwerk vorbei. In der Alternative Nullvariante wird etwas mehr Mainwasser benötigt als im Ist-Zustand (78.350 m³/h). Der Teilstrom des benötigten Kühlturmzusatzwassers wird in der Variante Steinkohle (0,35 m³/s) sowie der Alternative GuD (0,28 m³/s) hinsichtlich der Temperaturverhältnisse und der O₂-Konzentrationen verändert (Erwärmung um 6,8). Er erreicht - nur geringfügig reduziert um Verdunstungsverluste - nach Passage des Kraftwerkes den Kühlwasserauslaufkanal, um dann nach Durchmischung mit dem Kanalwasser nach mehr als 200 m Kanallänge den Main zu erreichen. In der Nullvariante wird der Teilstrom des benötigten Kühlturmzusatzwassers (21,85 m³/s) vergleichbar mit dem Ist-Zustand um knapp 8 K erwärmt (vgl. Tabelle 2.2-9 auf Seite 48).

Dabei wird es auch hier, wie die Messungen der Eigenkontrolle des Kraftwerks Staudinger im Ist-Zustand zeigen, einerseits zu einer Anreicherung mit Sauerstoff (Übersättigung) und andererseits zu einer Aufwärmung des Einleitwassers (Reduktion der möglichen Sauerstoffsättigungskonzentration) kommen.

Wichtiger Unterschied zum derzeitigen Betriebszustand ist bei den Varianten Steinkohle und GuD die deutlich geringere Menge des benötigten Kühlturmzusatzwassers und die geringe, kaum mehr feststellbare Aufwärmung des Flusslaufs. In Höhe der Einleitstelle des Kühlwasserauslaufkanals in den Main wird fast keine Temperaturerhöhung mehr feststellbar sein. Als Folge abend- und nächtlicher Abkühlung des Stroms (Strahlungsverluste) ist sogar mit einer Abkühlung des Flusses zu rechnen. Zusätzlich wirkt gleichermaßen eine bedarfsorientierte, nächtliche Drosselung des Kraftwerksbetriebs. Diese Abkühlung wirkt dabei natürlicherweise dem am Abend beginnenden und während der Nacht zunehmenden stoffwechselbedingten O₂-Defizit infolge biogener Atmungsprozesse (Zehrung) im Gewässer entgegen. Negative Auswirkungen wären daher nur bei starker Erhöhung der Mainwassertemperatur, was nicht der Fall ist, durch erhöhte Zehrung zu erwarten.

In der Nullvariante ist von Verhältnissen von einer etwas stärkeren Erwärmung des Flusses im Vergleich zum Ist-Zustand auszugehen. Die Erhöhung der Wassertemperaturen kann einen negativen Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt bewirken. Durch Erhöhung der Temperatur infolge der Kühlwassereinleitung geht O₂ vermehrt aus der gelösten in die gasförmige Phase über.

Auswirkungen des Vorhabens

Vom Kraftwerk Staudinger sind durch das Vorhaben Steinkohle und die Alternative GuD bezogen auf den Sauerstoffhaushalt des Mains keine negativen Auswirkungen zu erwarten. Vielmehr kann es sogar partiell zu einer Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse im

Main kommen. Der minimale Richtwert der Hessischen Fischgewässerverordnung von 5 mg O₂/l wird kraftwerksbedingt nicht unterschritten werden. Die Einhaltung des Grenzwerts der Hessischen Fischgewässerverordnung von 7 mg/l, der bei mindestens 50 % der Messungen überschritten werden muss, ist betriebsbedingt in keiner Weise gefährdet.

Wasser mit der Temperatur von 35°C hat eine Sättigungskonzentration von 7,04 mg/l. Im „worst case“ - Szenario wurde errechnet, dass eine maximale Einleittemperatur von 34,1°C entstehen kann. Bei dieser Maintemperatur kann der Grenzwert (Initialwert) der Hessischen Fischverordnung erreicht werden (7 mg/l Initialwert bzw. 5 mg/l Richtwert).

Hinsichtlich der Vorhabensvariante Steinkohle und der Alternative GuD ist aufgrund des deutlich reduzierten Wärmeeintrags in den Main (< 10 MW) und der geringen Kühlwassermenge (~ 1 m³/s) von einer Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes gegenüber dem Status quo auszugehen.

Dem gegenüber würde die Nullvariante eine deutliche Erhöhung des Wärmeeintrags bedeuten und somit zu einer Verschlechterung des Sauerstoffhaushalts gegenüber dem Status quo führen.

Auch bezüglich des Chemischen Sauerstoffbedarfs ist nicht mit negativen Auswirkungen zurechnen (vgl. folgendes Kapitel).

3.1.2 Chemischer Sauerstoffbedarf, CSB

In der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes sind für viele Abwasseranfallstellen Überwachungswerte für den CSB angegeben. Dabei beziehen sich die Überwachungswerte für den CSB auf die Erhöhung. Auf der Basis der genehmigten Einleitmengen lassen sich für den CSB die in Tabelle 3.1-5 maximal genehmigte Frachten ermitteln. In der Summe aller Anlagen würde sich die genehmigte CSB-Fracht nach Abzug der Vorlast (Entnahme Brauchwasser aus Main) auf 26 kg/h belaufen.

Für die Berechnung der zusätzlichen CSB-Frachten durch das Kraftwerk Staudinger wird auf die Ergebnisse der Eigenüberwachung des Jahres 2007 zurückgegriffen. Auf der Basis von Monatsmittelwerten der Entnahme- und Einleitmengen sowie Monatsmittelwerten der CSB-Konzentrationen errechnen sich im Status quo zusätzlich eingeleitete monatliche CSB-Frachten im Schwankungsbereich zwischen 88 und –169 kg/h. Der durchschnittliche Jahres-CSB-Wert betrug nach Eigenkontrollbericht für das 2007 jedoch nur –3 kg/h. Das zeigt, dass im Kraftwerk CSB abgebaut wird, was mit der Belüftungsfunktion der Kühltürme und dem CSB-Abbau in der KZA Blöcke 4 und 5 erklärt werden kann.

Tabelle 3.1-5 genehmigte CSB – Konzentrationen und –Frachten für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004

Anlage	Überwachungswert Volumenstrom in m ³ /h	Überwachungswert CSB in mg/l nach Abzug Vorlast	genehmigte Fracht CSB in kg/h nach Abzug Vorlast
KT 4	600	30	18
KT 5	160	30	4,8
REA Blöcke 1-3, Block 5	32,5 7,3	80	2,6 0,6

3.1.2.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Mit der Inbetriebnahme des Blocks 6 und gleichzeitiger Stilllegung der Blöcke 1 - 3 wird sich das CSB-Regime der Anlage verändern. Durch die Stilllegung der Blöcke 1 - 3 werden potenzielle Erzeuger von CSB-Frachten stillgelegt und somit die CSB-Fracht weiter

reduziert. Dagegen werden durch die Inbetriebnahme des Blocks 6 die Frachten einerseits erhöht (REA-Abwasser) und andererseits verringert (Abbau im Kühlturm und KZA).

Unter Berücksichtigung der aktuellen CSB-Werte aus dem Jahr 2007 ist auf der Basis der verfügbaren Informationen nicht davon auszugehen, dass sich die Belastung des Mains durch kraftwerksbürtigen CSB gegenüber der aktuellen Situation verschlechtern wird. Insbesondere die Wirkung der Kühltürme Block 6 zur Belüftung des Kühlwassers und die Reinigung des Kühlturmzusatzwassers in der KZA besitzen eine positive Wirkung auf den Sauerstoffhaushalt des aus dem Main entnommenen Wassers und tragen zur Verbesserung des CSB-Abbaupotenzials bei. Die durch den Block 6 erzeugte REA-Abwassermenge führt zu einer CSB-Erhöhung von 1,6 kg/h, was eine REA-bürtige CSB-Fracht (Blöcke 5 und 6) von 2,8 kg/h zur Folge hat.

3.1.2.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Mit der Inbetriebnahme der GuD-Anlage und gleichzeitiger Stilllegung der Blöcke 1 - 3 wird sich das CSB-Regime der Anlage verändern. Durch die Stilllegung der Blöcke 1 - 3 werden potenzielle Erzeuger von CSB-Frachten stillgelegt und somit die CSB-Fracht reduziert. Durch die Inbetriebnahme des GuD-Kraftwerkes werden gegenüber dem Staus quo die Frachten reduziert.

Unter Berücksichtigung der aktuellen CSB-Werte aus dem Jahr 2007, ist auf der Basis der verfügbaren Informationen nicht davon auszugehen, dass sich die Belastung des Mains durch kraftwerksbürtigen CSB gegenüber der aktuellen Situation verschlechtern wird. Insbesondere die Wirkung des Kühlturms zur Belüftung des Kühlwassers und die Reinigung des Kühlturmzusatzwassers in der KZA sowie die deutliche Verringerung des REA-Abwassers (nur Block 5) besitzen eine positive Wirkung auf den Sauerstoffhaushalt des aus dem Main entnommenen Brauchwassers und tragen zur Verbesserung des CSB - Abbaupotenzials bei.

3.1.2.3 Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5

Der gesamte CSB beim Weiterbetrieb der Blöcke 1, 3 – 5 und bei der Wiederinbetriebnahme des Blocks 2 würde sich gegenüber dem Staus quo durch den Eintrag der CSB-Fracht aus der REA Block 2 in Höhe von 0,7 kg/h erhöhen (in der Tabelle 3.1-5 ist die CSB-Fracht des Blockes 2 enthalten) .

Durch die Erhöhung der Betriebsstundenzahlen wird in der Nullvariante der jährliche Volumenstrom und damit der CSB-Eintrag in den Main durch das Kraftwerk Staudinger gegenüber dem Status quo erhöht.

3.1.3 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene, AOX

In der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes sind für folgende Einleitstellen Überwachungswerte für AOX angegeben: Regenerationsabwasser der Vollentsalzungsanlage sowie Abflutwasser der Kühltürme 4 und 5 nach Biozidbehandlung. Dabei beziehen sich die Überwachungswerte für AOX im Abflutwasser der Kühltürme 4 und 5 auf die reale Konzentrationserhöhung somit auf die Abflutkonzentration abzüglich der Entnahmekonzentration.

Die Abwassermenge aus der Regeneration der Vollentsalzung und der Kondensatreinigung beträgt 3 m³/h. Die zulässige AOX-Konzentration ist mit 0,2 mg/l festgesetzt, sodass aus dieser Anfallstelle eine AOX-Fracht von 0,6 g/h resultiert. Sofern bei Bedarf eine Bio-

zidbehandlung der Kühlsysteme Blöcke 4 und 5 durchgeführt wird, ist aus diesen Anfallstellen mit einem kurzzeitigen AOX-Eintrag in Höhe von 114 g/h zu rechnen.

Zur Einschätzung möglicher Belastungen aus einzelnen Anlagen bzw. aus dem Gesamtsystem des Kraftwerkes, sollen hilfsweise maximale Frachten auf der folgenden Basis kalkuliert werden.

Aus Gütedaten des Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft für die Messstelle Kahl am Main und Abflussdaten der Messstelle Großkrotzenburg konnten für das Jahr 2006 folgende Frachten für den Main berechnet werden:

Minimale Fracht 2006: 4.610 g/h

Mittlere Fracht 2006: 7.560 g/h

Maximale Fracht 2006: 12.020 g/h

Die rechnerisch ermittelte AOX-Fracht des Kraftwerkes Staudinger beträgt 114,6 g/h. Sie stellt demzufolge 0,95 bis 2,5 % der Mainfracht des AOX dar.

3.1.3.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Mit der Inbetriebnahme des Steinkohleblocks wird sich das AOX-Regime der Anlage verändern. Da keine potenziellen AOX-Emittenten stillgelegt werden, erwächst daraus keine Reduzierung der AOX-Fracht. Dagegen wird sich durch die Abflut des Blocks 6 (Steinkohle) die Fracht erhöhen.

Mit dem Kühlturm für Block 6 erhöht sich die AOX-Fracht um 75 g/h. Die Gesamt-AOX-Fracht des Kraftwerkes Staudinger würde sich demzufolge von 114,6 auf 189,6 g/h erhöhen. Auch an dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, dass der AOX-Eintrag nur vorübergehend in Zeiten einer notwendigen Biozidbehandlung des Kühlwassers erfolgt.

3.1.3.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Mit der Inbetriebnahme der GuD-Anlage wird sich das AOX-Regime der Anlage verändern. Da keine potenziellen AOX-Emittenten stillgelegt werden, erwächst daraus keine Reduzierung der AOX-Fracht. Dagegen wird sich durch die Abflut des neuen Kühlturms des GuD-Kraftwerkes die Fracht erhöhen.

Mit dem Kühlturm für Block 6 erhöht sich die AOX-Fracht um 36 g/h. Die Gesamt-AOX-Fracht des Kraftwerkes Staudinger würde sich demzufolge von 114,6 auf 150,6 g/h erhöhen. Auch an dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, dass der AOX-Eintrag nur vorübergehend in Zeiten einer notwendigen Biozidbehandlung des Kühlwassers erfolgt.

3.1.3.3 Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5

Der AOX-Eintrag der Nullvariante entspricht dem des Status quo. Die Regenerationszeiten der VEA und der KRA werden nicht durch die jährlichen Vollastbenutzungsstunden bestimmt, sondern durch die Anzahl der An- und Abfahrvorgänge. Da in der Nullvariante die jährliche Auslastung der Blöcke 1-3 steigt, kommt es zu einer Reduzierung der An- und Abfahrvorgänge.

3.1.4 Chlorid

In der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes ist nur für das REA-Abwasser ein Überwachungswert für Chlorid festgesetzt.

Tabelle 3.1-6 Chlorid-Konzentration und –Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004

Anlage	REA-Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Chloridgehalt im REA-Abwasser g / l	blockspez. Chlorid- fracht in kg / h
REA (Block 1)	9,1	17	154,7
REA (Block 3)	10,9	17	185,3
REA (Block 5)	15	17	255,0

Die Volllastbenutzungsstunden der Blöcke 1, 3 und 5 betragen im Ist-Zustand 4.106 VBh/a (Block 1), 4.073 VBh/a (Block 3) und 6.244 VBh/a (Block 5). Hieraus resultiert ein jährlicher Chlorid-Eintrag in den Main von 2.982 t/a. Chlorid-Einträge aus anderen Anlagen, wie das Regenerationswasser aus der VEA und KRA sind unbedeutend. Bei einer durchschnittlichen Chlorid-Fracht des Mains von ca. 254.800 t/a sind das 1,2 % der Main-Fracht.

3.1.4.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Mit der Inbetriebnahme des Blocks 6 wird sich das Chlorid-Regime der Anlage verändern. Durch die Inbetriebnahme des Blocks 6 werden die jährlichen Frachten etwas erhöht.

Tabelle 3.1-7 Chlorid-Konzentration und –Fracht für das Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Anlage	REA-Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Chloridgehalt im REA-Abwasser g / l	blockspez. Chlorid- fracht in kg / h
REA (Block 5)	15	17	255
REA (Block 6)	20	17	340

Die Volllastbenutzungsstunden der Blöcke 5 und 6 betragen in Summe 13.100 VBh/a. Hieraus resultiert ein jährlicher Chlorid-Eintrag in den Main von 3.935,5 t. Bei einer durchschnittlichen Chlorid-Fracht des Mains von ca. 245.280 t/a sind das 1,6 % der Main-Fracht.

3.1.4.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Mit der Inbetriebnahme der GuD-Anlage wird sich das Chlorid-Regime der Anlage verändern. Mit der Stilllegung der Blöcke 1 und 3 werden potenzielle Erzeuger von Chlorid-Frachten entfallen.

Tabelle 3.1-8 Chlorid-Konzentration und –Fracht für die Alternative 1100 MW GuD-Block

Anlage	REA-Abwasser Volumenströme in m ³ /h	Chloridgehalt im REA-Abwasser g/l	blockspez. Chloridfracht in kg/h
REA (Block 5)	15	17	255

Die Volllastbenutzungsstunden des Blockes 5 betragen 6.100 VBh/a. Hieraus resultiert ein jährlicher Chlorid-Eintrag in den Main von 1.556 t. Bei einer durchschnittlichen Chlorid-Fracht des Mains von ca. 28.000 kg/h sind das 0,6 % der Main-Fracht.

3.1.4.3 Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5

In der nachfolgenden Tabelle sind die Chlorid-Frachten für die Nullvariante dargestellt.

Tabelle 3.1-9 Chlorid-Konzentration und –Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004

Anlage	Überwachungswert Volumenstrom in m ³ /h	Chloridgehalt im REA-Abwasser g/l	blockspez. Chloridfracht in kg/h
REA (Block 1)	9,1	17	154,7
REA (Block 2)	9,1	17	154,7
REA (Block 3)	10,9	17	185,3
REA (Block 5)	15	17	255,0

Die Volllastbenutzungsstunden der Blöcke 1, 2, 3 und 5 betragen in der Nullvariante 7.000 VBh/a (Block 1), 7.000 VBh/a (Block 2), 7.000 VBh/a (Block 3) und 7.000 VBh/a (Block 5). Heraus resultiert ein jährlicher Chlorid-Eintrag in den Main von 5.248 t/a. Bei einer durchschnittlichen Chlorid-Fracht des Mains von ca. 254.800 t/a sind das 2,1 % der Main-Fracht. Chlorid-Einträge aus anderen Anlagen, wie das Regenerationswasser aus der VEA und KRA sind unbedeutend.

3.1.5 Ammoniak / Ammonium

In der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004 ist nur für die REA-Anlage ein Überwachungswert für Ammonium angegeben. Auf der Basis der genehmigten REA-Abwassermengen (vgl. folgende Tabelle) lässt sich für Ammonium die maximal genehmigte Fracht ermitteln.

Tabelle 3.1-10 genehmigte Ammonium – Konzentration und –Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004

Anlage	REA-Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Ammoniumgehalt im REA-Abwasser mg / l	blockspez. Ammoni- umfracht in kg / h
REA (Block 1)	9,1	10	0,091
REA (Block 3)	10,9	10	0,109
REA (Block 5)	15	25	0,375

Die Volllastbenutzungsstunden der Blöcke 1, 3 und 5 betragen im Ist-Zustand in Summe 14.423 VBh/a. Unter Berücksichtigung der einzelnen Anlagen und deren jährlichen Betriebsstunden ergibt sich ein jährlicher Ammonium-Eintrag in den Main von 3,1 t. Bei einer durchschnittlichen Ammonium-Fracht des Mains von ca. 744,6 t/a sind das 0,4 % der Main-Fracht.

3.1.5.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Mit der Inbetriebnahme des Blocks 6 wird sich das Ammonium-Regime der Anlage verändern. Durch die Inbetriebnahme des Blocks 6 werden die jährlichen Frachten nicht wesentlich verändert.

Tabelle 3.1-11 Ammonium –Konzentration und –Fracht für das Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Anlage	REA-Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Ammoniumgehalt im REA-Abwasser mg/l	blockspez. Ammoniumfracht in kg/h
REA (Block 5)	15	18	0,27
REA (Block 6)	20	10	0,20

Die Volllastbenutzungsstunden der Blöcke 5 und 6 betragen in Summe 13.100 VBh/a. Hieraus resultiert ein jährlicher Ammonium-Eintrag in den Main von 3,1 t. Bei einer durchschnittlichen Ammonium-Fracht von ca. 744,6 t/a sind das unverändert 0,4 % der Main-Fracht.

3.1.5.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Mit der Inbetriebnahme der GuD-Anlage wird sich das Ammonium-Regime der Anlage verändern. Mit der Stilllegung der Blöcke 1 und 3 werden potenzielle Erzeuger (Denox-Anlagen) von Ammonium-Frachten entfallen.

Tabelle 3.1-12 Ammonium-Konzentration und -Fracht für die Alternative 1100 MW GuD-Block

Anlage	Überwachungswert Volumenstrom in m ³ /h	Überwachungswert Ammonium in mg/l	Fracht Ammonium in kg/h
REA Block 5	15	18	0,27

Die Volllastbenutzungsstunden des Blockes 5 betragen 6.100 VBh/a. Hieraus resultiert ein jährlicher Ammonium-Eintrag in den Main von 1,65 t. Bei einer durchschnittlichen Ammonium-Fracht von ca. 744,6 t/a sind das 0,22 % der Main-Fracht.

3.1.5.3 Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ammonium-Frachten für die Nullvariante dargestellt.

Tabelle 3.1-13 Ammonium-Konzentration und -Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004

Anlage	REA-Abwasser Volumenstrom in m ³ /h	Ammoniumgehalt im REA-Abwasser mg/l	blockspez. Ammoniumfracht in kg/h
REA (Bock 1)	9,1	10	0,091
REA (Bock 2)	9,1	10	0,091
REA (Bock 3)	10,9	10	0,109
REA (Bock 5)	15	25	0,375

Die Volllastbenutzungsstunden der Blöcke 1, 2, 3 und 5 betragen in der Nullvariante 7.000 VBh/a (Block 1), 7.000 VBh/a (Block 2), 7.000 VBh/a (Block 3) und 7.000 VBh/a (Block 5). Hieraus resultiert ein jährlicher Ammonium-Eintrag in den Main von 2,6 t/a. Bei einer durchschnittlichen Ammonium-Fracht des Mains von ca. 744,6 t/a sind das 0,35 % der Main-Fracht.

3.1.6 Sulfat

In der Wasserrechtlichen Erlaubnis sind nur für den Kühlturm 4 und die REA-Abwasseranlage Überwachungswerte für Sulfat angegeben. Unter Berücksichtigung der genehmigten Abwassermengen lassen sich für Sulfat die in Tabelle 3.1-14 angegebenen maximal genehmigte Frachten ermitteln.

In der Summe aller Anlagen würde sich die genehmigte Sulfat-Fracht auf 520 kg/h belaufen.

Aus Gütedaten des Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft für die Messstelle Kahl am Main und Abflussdaten der Messstelle Großkrotzenburg konnten für das Jahr 2006 folgende Frachten für den Main berechnet werden:

Minimale Fracht 2006: 32,2 t/h

Mittlere Fracht 2006: 51,3 t/h

Maximale Fracht 2006: 134,2 t/h

Hieraus lässt sich ein Sulfatbeitrag des Kraftwerkes Staudinger in Höhe von 0,08 bis 0,33 % an der Gesamtsulfatfracht des Mains im Untersuchungsgebiet errechnen.

Tabelle 3.1-14 genehmigte Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004

Anlage	Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Sulfatgehalt im Abwasser mg / l	blockspez. Sulfat- fracht in kg / h
KT 4	600	750	450
REA (Block 1)	9,1	2.000	18,2
REA (Block 3)	10,9	2.000	21,8
REA (Block 5)	15	2.000	30,0

3.1.6.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Mit der Inbetriebnahme des Blocks 6 wird sich das Sulfat-Regime der Anlage nicht wesentlich verändern.

Tabelle 3.1-15 Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für das Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Anlage	Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Sulfatgehalt im Abwasser mg / l	blockspez. Sulfatfracht in kg / h
KT 4	600	750	450
REA (Block 5)	15	2.000	30
REA (Block 6)	20	2.000	40

In der Summe aller Anlagen würde sich die Sulfat-Fracht auf 520 kg/h belaufen.

Das Vorhaben ist hinsichtlich der eingetragenen Sulfatfracht mit dem Ist-Zustand identisch.

3.1.6.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Mit der Inbetriebnahme des GuD-Kraftwerkes wird sich das Sulfat-Regime der Anlage aufgrund der nicht vorhandenen REA-Einleitung gegenüber dem Status quo deutlich reduzieren.

Tabelle 3.1-16 Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für die Alternative GuD-Kraftwerk

Anlage	Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Sulfatgehalt im Abwasser mg / l	blockspez. Sulfatfracht in kg / h
KT 4	600	750	450
REA (Block 5)	15	2000	30

In der Summe aller Anlagen würde sich die Sulfat-Fracht auf 480 kg/h belaufen.

Im Vergleich zum Status quo ist die GuD-Anlage hinsichtlich der eingetragenen Sulfatfracht etwas erniedrigt.

3.1.6.3 Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5

Bei der Nullvariante wird sich das Sulfat-Regime der Anlage insbesondere aufgrund der Inbetriebnahme des Blockes 2 etwas ändern.

Tabelle 3.1-17 Sulfat – Konzentrationen und –Frachten für die Nullvariante

Anlage	Abwasser Volumenströme in m ³ / h	Sulfatgehalt im Abwasser in mg / l	blockspez. Sulfatfracht in kg / h
KT 4	600	750	450
REA (Block 1)	9,1	2.000	18,2
REA (Block 2)	9,1	2.000	18,2
REA (Block 3)	10,9	2.000	21,8
REA (Block 5)	15	2.000	30,0

In der Summe aller Anlagen würde sich die Sulfat-Fracht auf 538,2 kg/h belaufen.

Im Vergleich zum Status quo ist die Nullvariante hinsichtlich der eingetragenen Sulfatfracht leicht erhöht.

3.1.7 Phosphor

In der Wasserrechtlichen Erlaubnis sind nur für die Kühltürme 4 und 5 Überwachungswerte für Phosphor (Gesamt) angegeben. Der durch die biologische Kläranlage eingebrachte Phosphor-Eintrag in den Main bleibt konstant (0,057 t/a)

Tabelle 3.1-18 genehmigte Phosphor (Gesamt) – Konzentration und – Fracht für das Kraftwerk Staudinger auf der Basis der Wasserrechtlichen Erlaubnis für den Betrieb des Kraftwerkes v. 16.07.2004

Anlage	Überwachungswert Volumenstrom in m ³ /h	Überwachungswert Phosphor in mg/l	genehmigte Fracht Phosphor in kg/h
KT 4	600	0,5	0,300
KT 5	160	0,5	0,080

In der Summe aller Anlagen würde sich die Phosphor-Fracht auf 0,38 kg/h belaufen.

Aus Gütedaten des Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft für die Messstelle Kahl am Main und Abflussdaten der Messstelle Großkrotzenburg konnten für das Jahr 2006 folgende Frachten für den Main berechnet werden:

Minimale Fracht 2006: 54 kg/h

Mittlere Fracht 2006: 131 kg/h

Maximale Fracht 2006: 613 kg/h

Im Status quo beträgt die eingetragene Phosphorfracht 0,06 - 0,7 % der Vorlast des Mains.

3.1.7.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Mit der Inbetriebnahme des Blocks 6 wird sich das Phosphor-Regime der Anlage verändern. Durch die Inbetriebnahme des Blocks 6 werden die Frachten leicht erhöht.

Tabelle 3.1-19 Phosphor (Gesamt) – Konzentration und – Fracht für das Vorhaben

Anlage	Überwachungswert Volumenstrom in m ³ /h	Überwachungswert Phosphor in mg/l	Fracht Phosphor in kg/h
KT 4	600	0,5	0,300
KT 5	160	0,5	0,080
KT 6	500	0,5	0,250

In der Summe aller Anlagen würde sich die Phosphor-Fracht auf 0,63 kg/h belaufen.

Für das Vorhaben beträgt die Phosphorfracht 0,1 bis 1,2 % der Vorlast des Mains, und ist damit im Vergleich zum Status quo etwas höher.

3.1.7.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Mit der Inbetriebnahme des GuD-Kraftwerkes wird sich das Phosphor-Regime der Anlage verändern. Durch die Inbetriebnahme GuD-Kühlturms werden die Frachten leicht erhöht.

Tabelle 3.1-20 Phosphor (Gesamt) – Konzentration und – Fracht für das GuD-Kraftwerk

Anlage	Überwachungswert Volumenstrom in m ³ /h	Überwachungswert Phosphor in mg/l	Fracht Phosphor in kg/h
KT 4	600	0,5	0,300
KT 5	160	0,5	0,080
KT GuD	240	0,5	0,120

In der Summe aller Anlagen würde sich die Phosphor-Fracht auf 0,50 kg/h belaufen.

Für das GuD-Kraftwerk beträgt die Phosphorfracht 0,08 bis 0,9 % der Vorlast des Mains, und ist damit im Vergleich zum Status quo etwas höher.

3.1.7.3 Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5

Im Vergleich zum Status quo wird sich bei der Nullvariante die Phosphorfracht des Mains nicht wesentlich verändern.

3.1.8 Schwermetalle

In der Wasserrechtlichen Erlaubnis sind für die REA-Anlage (RAA) Überwachungswerte für Schwermetalle angegeben. Auf der Basis der genehmigten Abwassermengen wurden für die Schwermetalle die in So stellen die realen Frachten des Kraftwerkes Staudinger (aus der RAA) für alle Schwermetalle nur einen sehr kleinen Bruchteil der Frachten dar, die im Main insgesamt zum Abfluss kommen.

maximal genehmigte Frachten ermittelt.

Tabelle 3.1-21 In der wasserrechtlichen Erlaubnis genehmigte Schwermetall-Konzentrationen und –frachten für die RAA-Anlage des Kraftwerkes Staudinger und tatsächliche kurzfristige Maximalfrachten aus der RAA-Anlage für das Jahr 2007 (Quelle: RAA-Schwermetall-Konzentrationen und entsprechende RAA-Tagesabfluten aus EKVO-Bericht 2008)

Parameter	Überwachungswert Volumenstrom in m ³ /h	Überwachungswert Konzentrationen in mg/l	genehmigte Fracht in mg/h	maximale RAA Fracht 2007 in mg/h
Cadmium	35	0,03	1.050	309
Quecksilber	35	0,03	1.050	660
Chrom(Ges.)	35	0,3	10.50	1.594
Nickel	35	0,3	12.000	557
Zink	35	0,6	21.000	2.505
Blei	35	0,06	2.100	577
Kupfer	35	0,3	10.500	663
Arsen	35	0,15	6.000	321
Thallium	35	0,05	5.250	735
Dioxine / Furane	35	0,3 (ng/l)	10.500 (ng/h)	< Nachweisgrenze

Damit wird aufgezeigt, dass die durch die RAA in 2007 emittierten Frachten sehr deutlich unter den in der Wasserrechtlichen Erlaubnis genehmigten Frachten liegen.

Den Schwermetall-Frachten des Kraftwerkes stehen Schwermetall-Frachten des Mains gegenüber, die vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft 2006 bzw. Wasserwirtschaftsamt Aschaffenburg 2006 für die Messstelle Kahl ermittelt wurden. Aus den Daten wird ersichtlich (vgl. Tabelle 3.1-22), dass die Schwermetall-Fracht des Kraftwerkes Staudinger im Vergleich zur Schwermetall-Fracht des Mains sehr gering ist.

Tabelle 3.1-22 Schwermetall-Frachtanteile des Kraftwerkes Staudinger (Basis: Eigenüberwachung E.ON Kraftwerke GmbH 2007; Teilstrom REA; vgl. Tab. 2.2.-7) an der durchschnittlichen Fracht des Mains (Basis: Gewässergütedaten 2006 des WWA Aschaffenburg, Messstelle Kahl a. Main, HMSt F 613)

Schwermetall	durchschnittliche Fracht 2007 aus Kraftwerk Staudinger in mg/h	Konzentrationen (Vorbelastung) im Main (Durchschnitt 2006, 26 Stichproben) in mg/l (g/m ³)	Frachten (Vorbelastung) im Main (Durchschnitt 2006, 26 Stichproben) in (mg/h *)	Frachtanteil des KW Staudinger an der mittleren Mainfracht in %
Chrom (ges.)	320	< 0,0011	689.000	0,046
Blei	180	< 0,0018	1128.000	0,016
Nickel	200	< 0,0023	1441.000	0,014
Zink	780	< 0,015	9396.000	0,008
Thallium	320	< 0,0001	63.000	0,507
Kupfer	180	< 0,0047	2944.000	0,006
Cadmium	60	< 0,00088	551.000	0,011
Quecksilber (ges.)	60	< 0,00014	88.000	0,068
Arsen	40	< 0,0011	689.000	0,006

*) MQ Main am Pegel Großkrotzenburg ca. 174 m³/s , entspricht ca. 626.400 m³/h

Für einige Schwermetallparameter waren Frachtberechnungen nur Obergrenzen, weil die Schwermetallkonzentrationen im Main unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Aus den Gewässergütedaten des Wasserwirtschaftsamtes Aschaffenburg wurden für die Messstelle Kahl am Main und für Mittelwasserabfluss (MQ) an der Messstelle Großkrotzenburg für das Jahr 2006 ebenfalls Frachten für den Main berechnet, die in der vorherigen Tabelle dargestellt sind. Damit liegen die oben berechnete „worst case“ - Fracht und die prozentualen Anteile an der Mainfracht im Rahmen der durch das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft erhobenen Daten.

So stellen die realen Frachten des Kraftwerkes Staudinger (aus der RAA) für alle Schwermetalle nur einen sehr kleinen Bruchteil der Frachten dar, die im Main insgesamt zum Abfluss kommen.

3.1.8.1 Vorhaben 1100 MW Steinkohleblock

Mit der Inbetriebnahme des mit Steinkohle befeuerten Blockes 6 wird sich der Schwermetalleintrag der Anlage in den Main gegenüber dem Ist-Zustand entsprechend den Betriebszeiten des Vorhabens um ca. 30 % pro Jahr zunehmen. Der RAA-Abwasservolumenstrom beträgt in beiden Fällen 35 m³/h.

3.1.8.2 Alternative 1100 MW GuD-Kraftwerk

Mit der Inbetriebnahme der GuD-Anlage wird sich das Schwermetall-Regime deutlich verändern. Gegenüber dem Status quo wird der RAA-Abwasservolumenstrom um 57 % auf 15 m³/h verringert. In gleichem Maße wird auch der Schwermetalleintrag in den Main reduziert.

3.1.8.3 Alternative Nullvariante - Weiterbetrieb der Blöcke 1 – 5

Bei Umsetzung der Nullvariante würde die RAA-Einleitmenge von 35 m³/h (Status quo) auf 45 m³/h (um 29 %) erhöht. Der Schwermetalleintrag in den Main erhöht sich entsprechend.

3.2 Modellierung der resultierenden Temperatur- und Strömungsverhältnisse im Main nach Umsetzung des Vorhabens

3.2.1 3D-Modellierung des Planfalls

Die vorliegende Untersuchung geht vom Fortbestand des dargestellten Abwärmeregelments auch für den Planfall aus.

Mit den in Kapitel 2.2.2.3 beschriebenen 3D-Modellen wurde die Wärmeverteilung im Main bei Kühlwasserentnahme / -einleitung durch das KW Staudinger für unterschiedliche Szenarien untersucht. Die Berechnungen erfolgten für den Bereich der Staustufe zwischen Krotzenburg und Mühlheim.

Folgende Bedingungen liegen für den Planfall den Berechnungen als erste Näherung zugrunde:

- Das Kraftwerk Staudinger wird durch den Block 6 erweitert; die bisherigen Blöcke 1 bis 3 werden stillgelegt.
- Bei Kreislaufbetrieb beträgt die Kühlwasserentnahmemenge für die Blöcke 4, 5 und 6 maximal 1,4 m³/s. Abzüglich der Verdunstungsverluste werden 0,68 m³/s zurück in den Main geleitet.
- Die in den Main abgeführte Wärmemenge wird maximal 28 MW betragen.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass sowohl die Vorhabenvariante als auch die Alternative GuD-Anlage deutlich weniger Abwärme (< 10 MW) und weniger Kühlwasser (< 0,4 m³/s) einleiten würden.

Den Modellrechnungen liegen folgende Zeiträume des **Beispieljahres 2003** zugrunde:

- Der Zeitraum 16.04. bis 30.04.2003, der im Wesentlichen **mittleren Verhältnissen** bzgl. Main-Abflüssen und Temperaturen entspricht.
- Der Zeitraum 04.08. bis 18.08.2003 mit extremen Main-Abfluss - und Temperaturverhältnissen („**Jahrhundertsommer**“).

Neben den tatsächlichen Main-Abflussverhältnissen in den genannten Modellzeiträumen wurden auch Szenarien unter Annahme extrem niedriger Abflüsse im Main berechnet. Angesetzt wurde hier der Abfluss am Pegel Krotzenburg mit einem NQ von 35,7 m³/s. Dieser NQ-Wert wurde von der Abteilung Arbeitsschutz und Umwelt des Regierungspräsidiums Darmstadt als Niedrigwasserabfluss in den Sommermonaten vorgegeben. Es entspricht in etwa dem MN20Q5 (38,3 m³/s bzw. MN20Q+15 des Wärmeleitplans (vgl. Tab. 6, S. 21 in COOPERATIVE INFRASTRUKTUR UND UMWELT 1991).

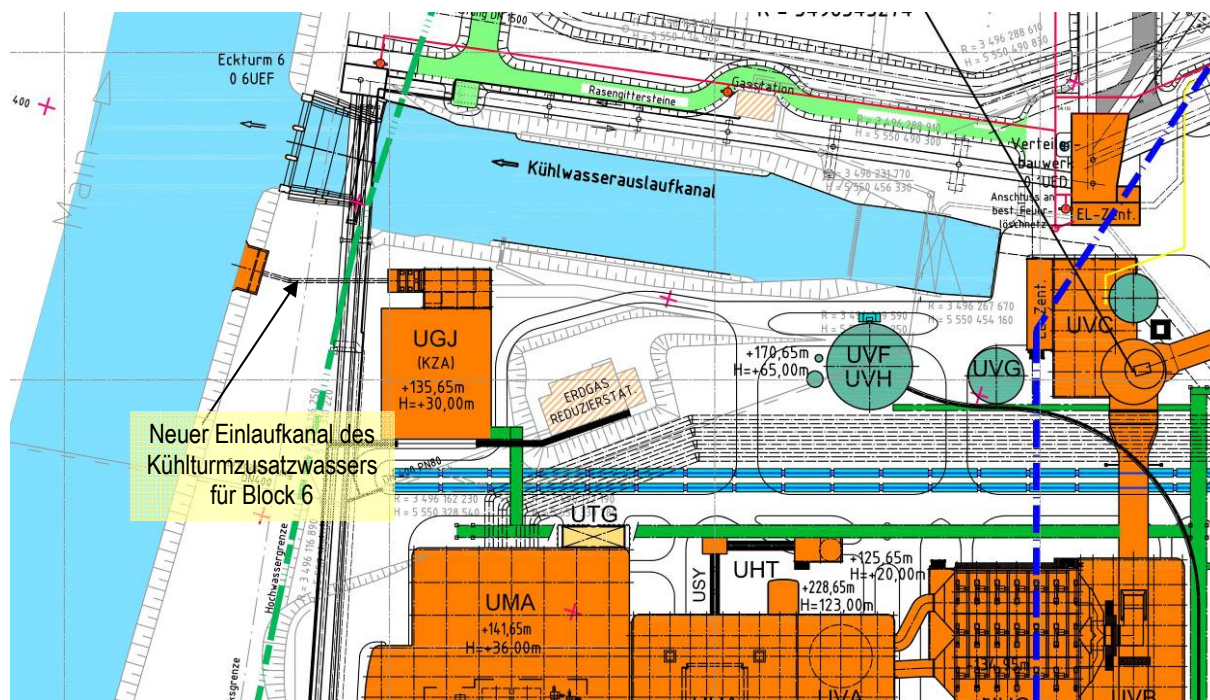


Abbildung 3.2-1 Lageplan des neuen Kühlturmsatzwassereinflaufkanals für den geplanten Block 6

Ausgehend davon wurde der Planfall ebenfalls für einen Abfluss an der Stauhaltung Krotzenburg von $NQ = 35,7 \text{ m}^3/\text{s}$ modelliert. Hierdurch wird eine wesentlich geringere Wärmemenge in den Main eingeleitet. Die Wärmemenge beträgt mit insgesamt 28 MW (Planfall) bzw. 9,95 MW (Vorhabenvariante) etwa 7,3 bzw. 2,6 % der Wärmemenge des Status quo mit 380 MW.

Aufgrund der geringen eingeleiteten Wärmelast kommt es nur in unmittelbarer Nähe des Kraftwerks zu geringen Aufwärmungen, wie folgende Abbildungen zeigen. Für die Vorhabenvariante fallen diese noch deutlich geringer aus.

Im Status Quo wird bei mittleren Verhältnissen bezüglich Wassertemperatur und Abfluss das Gewässer infolge der Kühlwassereinleitung des Kraftwerks Staudinger um weniger als 1 K aufgewärmt.

Unter „worst case“ - Bedingungen (August 2003) wurde dagegen auch im Status Quo das bereits 26 bis 27 °C warme Wasser des Mains im Bereich der Kühlwassereinleitung bis nahe 30 °C erwärmt, 2500 m unterhalb der Kühlwassereinleitung betrug die Wassertemperatur noch 28 °C (vgl. Abbildung 3.2-3).

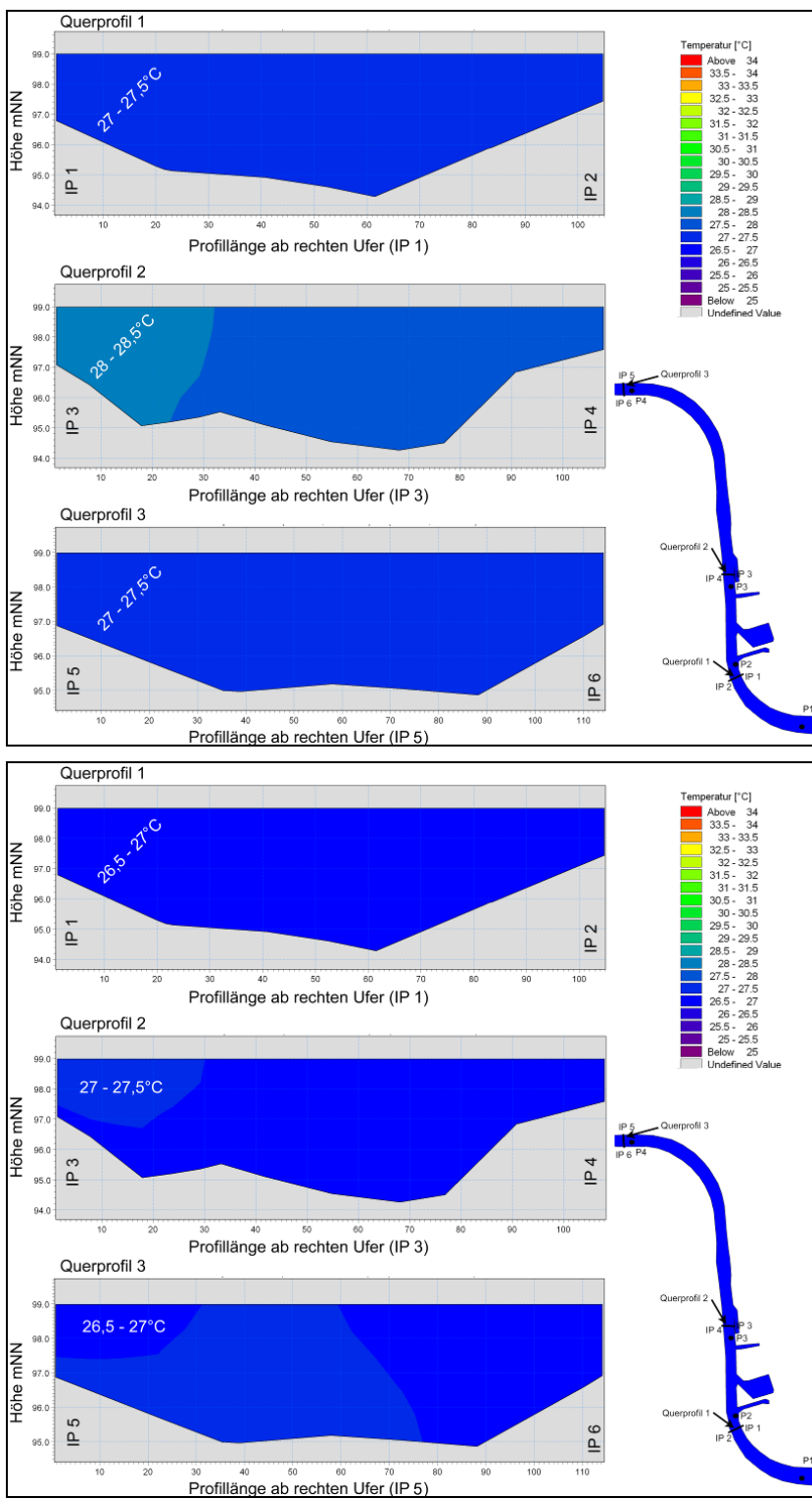


Abbildung 3.2-2 Querschnitte Q1 bis Q3 am 10.08.2003 22:00 Uhr (oben) und am 11.08.2003 09:00 Uhr (unten) -Planfall

Lage der Querschnitte: Q₁ = Main-km 62,4
 Q₂ = Main-km 61,4
 Q₃ = Main-km 58,8

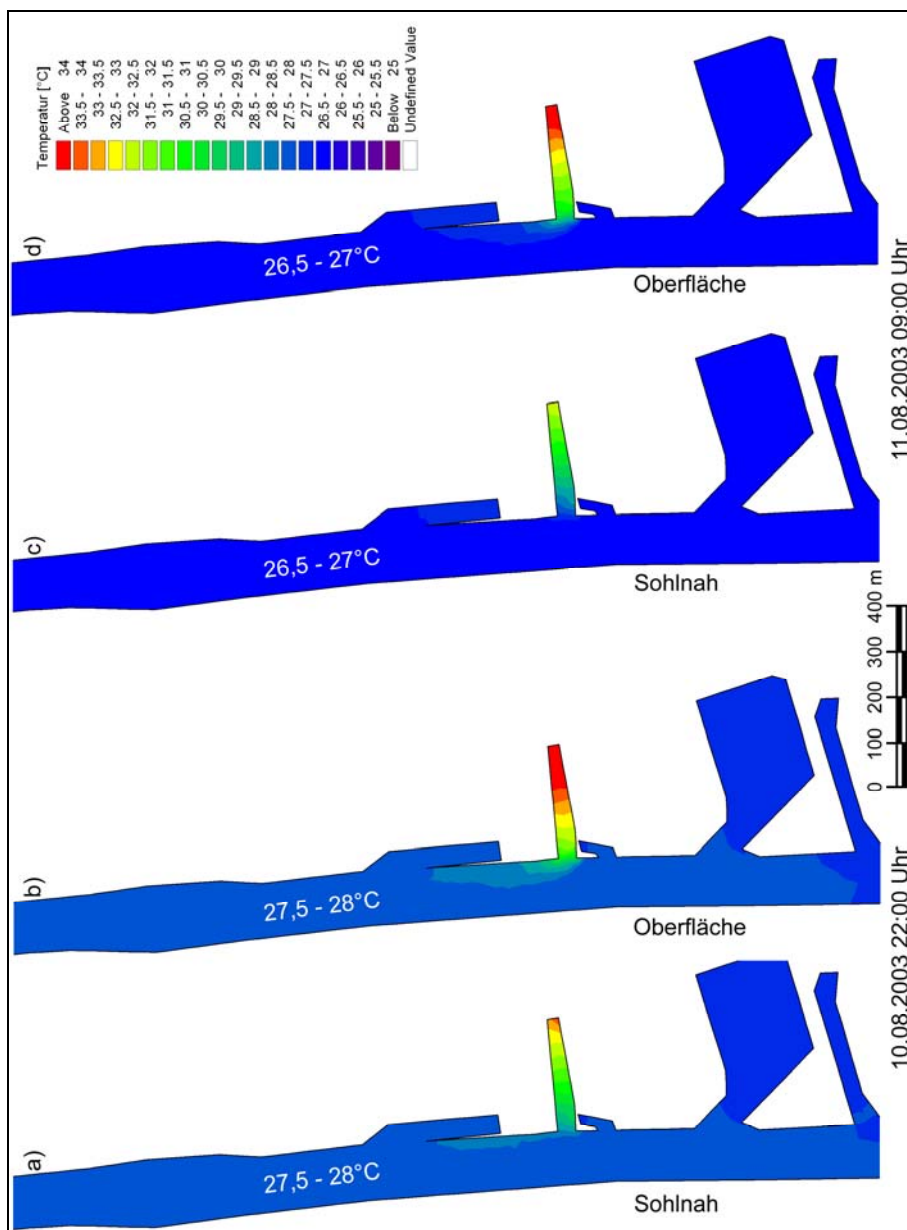


Abbildung 3.2-3 Temperaturen an der Sohle und an der Oberfläche am 10.08.2003 22:00 Uhr sowie 11.08.2003 09:00 Uhr – Planfall

3.2.2 Auswirkungen der Planungsvarianten

Im Folgenden soll die oben beschriebene Modellbetrachtung eines „Planfalls“ für die Auswirkungsprognose des Vorhabens und der Alternative GuD-Kraftwerk herangezogen werden.

Im Falle der für die hier zu betrachtenden Varianten (1100 MW Steinkohleblock bzw. 1100 MW GuD-Kraftwerk) geplanten Kreislaufführung des Kühlwassers käme es unter den angenommenen klimatischen und hydrologischen Extrembedingungen aufgrund der geringen eingeleiteten Wärmelast nur in unmittelbarer Nähe des Kraftwerks zu geringen Aufwärmungen.

Diesbezüglich schneiden die Varianten folgendermaßen ab:

- Die zu erwartende thermische Belastung wird aufgrund der im Vergleich zum Status quo geringeren Wärmeeinleitung und Einleitungsmenge sowohl in der Vorhabenvariante Steinkohle als auch in der Vergleichsvariante GuD deutlich geringer ausfallen. Er-

wärmungen werden in viel engerem Umkreis auf das rechte Ufer beschränkt bleiben als im Status quo und bereits nach etwa 300 m nicht mehr bemerkbar sein.

- In der Alternative Nullvariante – der Weiterbetrieb aller Blöcke mit Erhöhung der jährlichen Betriebsstunden – wird sich die Temperatur des Flusses auch unter Normalbedingungen bereits vom Status quo deutlich unterscheiden. Einerseits wird sich dies durch eine höhere Gesamterwärmung des Mainwassers nach vollständiger Durchmischung bemerkbar machen, andererseits werden sich unter guten bis mittleren Abflussverhältnissen deutlich längere Wärmefahnen am rechten Ufer zeigen, sowie unter Extrembedingungen eine rasche vollständige Durchmischung und unzulässig hohe Erwärmung des Mains auftreten.

Die Alternative Nullvariante bleibt dabei auch unter Extrembedingungen mit ihrer Wärmeeinleitung von insgesamt 538 MW unter der wasserrechtlich genehmigten Wärmeeinleitung von 814 MW und bezüglich der maximalen Kühlwassertemperatur unter den zulässigen 35 °C. Hinsichtlich der maximalen Aufwärmspanne wird der zulässige Wert von 3,0 K bei Mainabflüssen > 42 m³/s nicht überschritten. Auch bezüglich der maximalen Aufwärmung des Mains ist unter diesen Bedingungen eine Erhöhung der Maintemperatur im völlig durchmischten Zustand auf mehr als 28 °C nicht zu erwarten.

3.3 Ökologische Auswirkungen der stofflichen und thermischen Gewässerbeeinflussung durch die Kraftwerksabflut (Kühl-/Abwasser)

Durch den geplanten Ausbau des Kraftwerks Staudinger verändern sich die grundlegenden Voraussetzungen nicht wesentlich, da sich die stoffliche Belastung des Mains durch den Betrieb eines neuen Blocks 6 sowohl in der Vorhabenvariante Steinkohle, als auch in der Vergleichsvariante GuD sowie der Nullvariante hinsichtlich der chemisch-physikalischen Parameter im Vergleich zum Status quo nichts wesentlich verändert.

3.3.1 Auswirkungsprognose - WRRL

Da die ökologische Bewertung des Mainabschnittes nach biologischen Parametergruppen im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL eine große Bedeutung besitzt, muss auch geprüft werden, inwieweit die **stofflichen Emissionen des Kraftwerkes** einen negativen Einfluss auf Flora und Fauna besitzen können.

Durch Aufwärmung wird der Sauerstoffhaushalt von der Einleitungsstelle flussabwärts grundsätzlich in 3-facher Weise verändert (LAWA 1977, 1991):

- Durch Erwärmung wird der Sauerstoffsättigungswert vermindert; da vom Defizit an Sauerstoff die Rate der physikalischen Belüftung abhängt, nimmt auch diese je nach Aufwärmung ab. Bei Sauerstoffübersättigung im Gewässer kommt es zur verstärkten physikalischen Entgasung und somit zu Sauerstoffverlusten.
- Erwärmung erhöht andererseits die Geschwindigkeit der Sauerstoffaufnahme durch Vergrößerung des Diffusionskoeffizienten.
- Die Erwärmung des Flusswassers beschleunigt den mikrobiellen Abbau organischer Substanzen sowie den Stoffwechsel und die Atmungsaktivität der im Wasser lebenden Organismen und damit deren Sauerstoffverbrauch.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes des untersuchten Gewässerabschnittes nach den Verfahren der EU – WRRL und der LAWA ergab, dass das Gewässer entsprechend seiner chemisch-physikalischen Parameter der GK II – III nach LAWA (1998b) zuzuordnen

ist, die Grenzwerte der EU-WRRL (VO-WRRL) für prioritäre Stoffe werden nicht über, sondern vielmehr deutlich unterschritten.

Eine große Bedeutung für die aktuelle ökologische Bewertung nach EU-WRRL ist auch der **Strukturgröße des Gewässers** zuzuweisen. Insbesondere die ausgebauten, nicht natürlichen Gewässerufer und die oberhalb und unterhalb gelegenen Querbauwerke haben einen deutlich negativen Einfluss auf die Besiedlung und Besiedelbarkeit der Gewässerabschnitte und Uferzonen und haben so indirekt einen negativen Einfluss auf die ökologische Bewertung des Gewässerabschnittes. Die Lebensarmut dieser Strukturen basiert damit nicht auf dem Betrieb oder der Ausbaustufe des Kraftwerkes.

Da der Flusslauf des Mains im Umfeld des Kraftwerks auch nach Ausbau des Kraftwerks wegen Mangels an natürlichen Ansiedlungsmöglichkeiten nahezu vegetationsfrei bleibt, sind auch unter Extremverhältnissen bei keiner Variante Auswirkungen auf Makrophyten zu erwarten.

Die Beeinflussung der Lebensgemeinschaft durch Auswirkungen der Vorhabenvariante Steinkohle und Vergleichsvariante GuD wird aufgrund der im Vergleich zum Status quo zu erwartenden geringeren thermischen und sich nur unwesentlich ändernden stofflichen Belastung verbessern.

Die Beeinflussung der Lebensgemeinschaft durch Auswirkungen der Nullvariante wird trotz der im Vergleich zum Status quo zu erwartenden höheren thermischen und sich nur unwesentlich ändernden stofflichen Belastung unter Normalbedingungen als gering beurteilt.

3.3.2 Auswirkungsprognose - Makrophyten, benthische Diatomeen und Phytobenthos des Mains

Insgesamt belegen die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen der Teilkomponenten Makrophyten, benthische Diatomeen sowie Phytobenthos ohne Diatomeen eine geringe Belastung des Mains durch Einleitungen des Kraftwerks Staudinger. Hinsichtlich der Belastung mit chemisch-physikalischen Parametern wurde keine Belastung des Mains durch das Kraftwerk registriert. Einzig die modellierte thermische Belastung wurde auch anhand der biologischen Untersuchungen am rechten Mainufer im Untersuchungsabschnitt unterhalb des Einleitbauwerkes des Kraftwerkes nachgewiesen.

Da der Flusslauf des Mains im Umfeld des Kraftwerks auch nach Ausbau des Kraftwerks aufgrund des Mangels an natürlichen Ansiedlungsmöglichkeiten nahezu vegetationsfrei bleiben wird, sind weder für das Vorhaben noch für die hier vorgestellten Alternativen Auswirkungen auf Wasserpflanzen (Makrophyten) zu erwarten. Keine der vorgefundenen Arten gehört zur Gruppe aquatischer Neophyten (vgl. Kapitel 2.4.1), von welchen ohnehin nur sechs in Deutschland als dauerhaft etabliert gelten (NEHRING 2003).

Durch das Vorhaben verändern sich die Lebensbedingungen auch für die benthische Diatomeen und das Phytobenthos nicht wesentlich, da sich die stoffliche Belastung des Mains weder für das Vorhaben noch für die hier vorgestellten Alternativen nicht wesentlich verändert (vgl. Kapitel 2.4.2). Für das Vorhaben und die Alternativen GuD und Nullvariante bleiben die stofflichen Belastungen der meisten Stoffe gegenüber dem Ist-Zustand gleich oder sinken leicht. Besonders eine Erhöhung des Stickstoffeintrags wäre geeignet, die Lebensbedingungen der hier betrachteten Organismen zu beeinflussen. Dieser übersteigt jedoch in keiner Variante den Status quo. Die Phytobenthosbesiedlung einschließlich die der benthischen Diatomeen spiegelt bereits im Ist-Zustand die allgemein mäßige bis starke organische Belastung des Mains wider. An der entsprechenden Arten- und Häufigkeitszusammensetzung des Phytobenthos und Charakterisierung des Mains als sehr nährstoffreiches Gewässer wird sich weder für das Vorhaben noch durch die hier vorgestellten Alternativen grundlegend etwas ändern. Umgekehrt sind die geringen Veränderungen der Ver-

ringerungen der stofflichen Belastung nicht geeignet an der grundlegenden Einschätzung des Mainabschnitts als unbefriedigend etwas zu verändern.

Die zu erwartende thermische Belastung durch den Kraftwerksbetrieb wird aufgrund der im Vergleich zum Ist-Zustand deutlich geringeren Wärmeeinleitung und Einleitungsmenge des Vorhabens und der Alternative GuD sehr viel geringer ausfallen. Erwärmungen werden selbst in einem „Jahrhundertsommer“ in viel engerem Umkreis auf das rechte Ufer beschränkt bleiben und sich bereits nach wenigen 100 Metern nicht mehr bemerkbar machen.

Für das Vorhaben und die Alternative GuD ist daher kein negativer Einfluss auf die Ausprägungen der Lebensgemeinschaften von Makrophyten, benthischen Diatomeen und Phytobenthos zu erwarten. Die Beeinflussung der Lebensgemeinschaft durch Auswirkungen des Vorhabens wird damit eher als eine Verbesserung der Voraussetzungen beurteilt.

Die Alternative Nullvariante wird sich die höhere Gesamterwärmung des Mains nach vollständiger Durchmischung mit der Abwärmefahne flussabwärts der Einleitung sowie durch deutlich längere Wärmefahnen am linken Ufer vermutlich auf die Organismenzusammensetzung derart auswirken, dass wärmeliebende Arten des Phytobenthos und benthischer Diatomeen wie beispielsweise die unterhalb der Einleitung nachgewiesenen Rotalgen der Gattung *Compsopogon* zumindest lokal begünstigt werden.

3.3.3 Auswirkungsprognose - Makrozoobenthos des Mains

Das Makrozoobenthos im vorliegenden Untersuchungsabschnitt des Mains besteht aus Arten, die in der Mehrheit nährstoffreiche Verhältnisse indizieren. Alle dominanten Arten sind Neozoen. Der nachweislich höhere Artenreichtum unterhalb der Einleitungen durch das Kraftwerk Staudinger ist rein strukturbedingt begründet.

Auswirkungen auf die Dominanzverhältnisse des Makrozoobenthos sind durch keine der hier diskutierten Varianten zu erwarten, da sich die stofflichen Belastungen nicht ändern oder verbessern.

Auch die Ausbreitung wärmeliebender oder –toleranter Arten wird selbst durch die im Vergleich zum Status quo relativ geringfügige Erwärmung des Mains in der Nullvariante nicht erkennbar begünstigt.

Nachweislich wird die Ausbreitung invasiver Neozoen vornehmlich abhängig von der Durchgängigkeit und Erreichbarkeit der Gewässer.⁵ Der Etablierungserfolg gebietsfremder Arten ist vor allem abhängig von den vorhandenen Möglichkeiten zu deren Einnischung. Insbesondere werden durch die anthropogene Zerstörung natürlicher Habitats (z. B. durch Normierung der Flussbetten), die großflächige Schaffung neuer Habitattypen (etwa durch Blockwurf als Ufersicherung) die Etablierung gebietsfremder Arten gefördert.

So schafft auch die Erhöhung der Wassertemperatur durch Kühlwasser der Kraftwerke neue Lebensbedingungen und kann vor allem im Winter Wärme liebenden Arten ein Überleben sichern. Die rasche Ausbreitung der asiatischen Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) wird maßgeblich darauf zurückgeführt (NEHRING 2008). Sie kommt neben zwei

⁵ Durch den Bau diverser Kanäle, die die großen Flüsse innerhalb Deutschlands (und Europas) miteinander verbinden (z. B. den Rhein nahtlos mit der Donau [Rhein-Main-Donau-Kanal] oder der Oder [Mittellandkanal und Elbe-Havel-Kanal]), können Arten, wie z. B. der aus der Pontokaspis stammende Große Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) oder *Obesogammarus obesus*, innerhalb weniger Jahre das gesamte Bundesgebiet und Gebiete darüber hinaus besiedeln (TITZNER, 2000, NEHRING 2003, 2006). Oft reicht dafür eine einzige kleine Startpopulation aus. Wegen des hohen Schifffahrtums (Groß- und Sportschifffahrt) können Arten als blinde Passagiere an den Bordwänden ohne Probleme auch strömungsberuhigte Kanäle schnell überbrücken und Ströme sogar gegen die Fließrichtung besiedeln. Maßgeblich trägt auch die Verwendung von Kühl- und Ballastwasser von Großschiffen zur Verbreitung bei, über welches viele Arten über weite Strecken passiv transportiert werden.

Schlickkrebsarten und *Dikerogammarus villosus* im untersuchten Mainabschnitt bereits stetig und in hohen Individuendichten vor (vgl. Kapitel 2.4.3). Allgemein ist das hier vorgefundene Artenspektrum bereits stark verfälscht und standortfern.⁶ Nachteilige kraftwerksbedingte Auswirkungen sind daher durch den Betrieb keiner der hier vorgestellten Betriebsvarianten zu erwarten.

Die für den Main im Bereich des Kraftwerks Staudinger für das Vorhaben prognostizierte Veränderung des Temperaturregimes liegt im normalen Schwankungsbereich der aktuell vorhandenen Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos. Diese ist im Status quo bereits weit entfernt von einer gewässerzonentypischen oder idealen Zusammensetzung. Vom vorhandenen Artenspektrum werden insbesondere thermische Veränderungen entsprechend problemlos toleriert.

Durch Auswirkungen des Vorhabens Steinkohle und der Alternative GuD wird sich aufgrund der im Vergleich zum Status quo zu erwartenden geringeren thermischen und sich nur unwesentlich ändernden stofflichen Belastung die vorhandene Beeinflussung der Lebensgemeinschaft verringern.

Die Beeinflussung der Lebensgemeinschaft durch Auswirkungen der Nullvariante wird sich trotz der im Vergleich zum Status quo zu erwartenden höheren thermischen und sich nur unwesentlich ändernden stofflichen Belastung unter Normalbedingungen gleichfalls nicht erheblich verändern.

Eine zusätzliche Beeinträchtigung der Lebenszyklen von Makrozoobenthos und Gewässermollusken ist für keine der untersuchten Varianten zu erwarten.

3.3.4 Auswirkungsprognose - Phytoplankton des Mains

Das Phytoplankton im vorliegenden Untersuchungsabschnitt des Mains besteht aus Opportunisten, die in der Mehrheit nährstoffreiche Verhältnisse indizieren (eutraphente Taxa).

Durch den geplanten Ausbau des Kraftwerks Staudinger verändern sich die chemisch-physikalischen Vorraussetzungen nicht wesentlich, da sich durch den Betrieb des Vorhabens an die stoffliche Belastung des Mains im Vergleich zum Ist-Zustand nur geringfügig verändert. Das vorhandene geringe Artenspektrum und die Dominanzverhältnisse werden sich nicht nachhaltig verändert. Bei den Phytoplanktern haben sich nach dem Stand des derzeitigen Wissens noch keine Neozoen im Bereich Süßwasser etabliert. Eine betriebsbedingte Ansiedlung im Bereich des Kraftwerks ist nicht zu befürchten.

Unter Berücksichtigung der Modellierungsergebnisse zur Ausbreitung der Wärmefahne im Main ist davon auszugehen, dass nur bei der Alternative Nullvariante die unmittelbar unterhalb des Einleitbauwerks befindliche Probestelle P3 noch durch die Wärmeeinleitung des Kraftwerks beeinflusst wird. Beim Vorhaben und der Alternative GuD werden im Vergleich zum Ist-Zustand Wärmeeinleitung und Einleitungsmenge deutlich geringer ausfallen.

Die Beeinflussung der Lebensgemeinschaft durch Auswirkungen des Vorhabens und der GuD-Alternative wird aufgrund der im Vergleich zum Status quo zu erwartenden geringeren thermischen und sich nur unwesentlich ändernden stofflichen Belastung als vernachlässigbar beurteilt.

⁶ Im Rhein und auch in der Eibe bestehen jedoch die Biozönosen z.B. des Makrozoobenthos in größeren Gewässerabschnitten schon heute aus 20% gebietsfremden Arten, wobei ihr Anteil an der Individuendichte bzw. Biomasse oft über 80% beträgt. Ungefähr jede fünfte in unsere Gewässer eingeschleppte Art kann als invasiv bezeichnet werden, da sie die Vielfalt der Lebensräume, Arten und Gene direkt gefährdet. Im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen, in denen der Anteil an invasiven Arten bei 10 % liegt, ist ihr Anteil in den Gewässern somit deutlich erhöht. (NEHRING 2008).

Die Beeinflussung der Lebensgemeinschaft durch Auswirkungen der Nullvariante wird wegen der im Vergleich zum Status quo zu erwartenden höheren thermischen Belastung unter Normalbedingungen als gering beurteilt, da das thermische Niveau des Mains bereits sehr hoch liegt und sich nicht wesentlich verändern wird.

Unter anhaltenden Extrembedingungen ist aufgrund der relativ langen Verweilzeit des Wasserkörpers entlang der Einwirkstrecke mit nachhaltigen Veränderungen zu rechnen.

3.3.5 Auswirkungsprognose - Zooplankton

Solange strukturelle Defizite im Main die Entwicklung einer komplexen Zooplanktongemeinschaft behindern, wird die Temperaturerhöhung auf Grund der Einleitung von Kühlwasser, auch in einem zukünftigen, erhöhten Umfang, die planktische Lebensgemeinschaft nicht nachweisbar beeinträchtigen. Die Beeinflussung der Lebensgemeinschaft wird daher auch für die Varianten Steinkohle, GuD und Nullvariante als vernachlässigbar beurteilt. Im Bereich Zooplankton herrscht hinsichtlich der Neozoen noch eine ungesicherte Datenlage es sind vorwiegend exotische Nachweise bekannt (vgl. <http://www.neozoa.de>).

3.3.6 Auswirkungsprognose - Fische

Bezüglich der veränderten Temperatursituation des Mains und möglicher Auswirkungen auf Fische ist festzustellen, dass durch den Betrieb der Vorhabenvariante Steinkohle oder der Alternative GuD-Kraftwerk zusammen mit den bestehenden Blöcken 4 und 5 (alle im Kreislaufbetrieb) die Temperaturerhöhung des Mains auch in Extremsituationen im Rahmen geltender Grenzwerte bleiben würde. Bei hohen Maintemperaturen können auch die geringen Wärmeeinleitungen zu Belastungen wärmeempfindlicher Fischarten führen.

In Bezug auf die Nullvariante kann festgestellt werden, dass bei einem Betrieb aller Blöcke bereits unter Normalbedingungen mit beginnenden negativen Auswirkungen auf temperaturempfindliche Arten der Fischfauna zu rechnen ist. Selbst bei normalen Abflussbedingungen, aber hoher Luft- und Maintemperatur, ist mit negativen Auswirkungen auf fast die gesamte Fischfauna zu rechnen, da diese in der Stauhaltung nicht wirksam ausweichen können.

Dennoch würden auch hier:

- Die Orientierungswerte für das Epipotamal (POTTGIESSER 2007) für die Maximaltemperatur gemäß WRRL von 28 °C und eine maximalen Aufwärmspanne von 3 K bei der Verwirklichung der Vorhabenplanung gerade noch eingehalten
- Der Temperaturgrenzwert der Fischgewässerverordnung des Landes Hessen (1997) von 28 °C eingehalten, jedoch bei ungünstigen Witterungsbedingungen (Hitzeperioden) vorübergehend überschritten
- Der in der hessischen Fischgewässerverordnung genannte Grenzwert für das Ammonium nicht überschritten
- Die Grenzwertvorgaben der hessischen Fischgewässerverordnung bezüglich des Sauerstoffgehalts nicht überschritten, da das wieder eingeleitete Kühlwasser sauerstoffreicher ist als das entnommene Mainwasser. Der Sauerstoffgehalt des Mains (Messstelle Nied) ist im Zeitraum Anfang Mitte Juli bis Mitte August (Messwerte 2003-2006) jedoch bereits im Ist-Zustand für Fische als ungünstig einzustufen.

Auswirkungen auf einzelne besonders charakteristische Arten

Der **Rapfen** (*Aspius aspius*), der im Main als nicht heimisch gilt, hat sich in den letzten 15 Jahren im Main ausgebreitet und fest etabliert. Eine Gefährdung des Rapfens ist nach den

vorliegenden Daten weder durch die Vorhabensvariante Steinkohle noch durch die Alternative GuD gegeben. Im Falle der Alternative Nullvariante tritt aufgrund der höheren thermischen Belastung eine Gefährdung der Art in den Sommermonaten auf, da ihr Optimalbereich bei 25 °C endet. Eine Beeinträchtigung der Bestände ist jedoch auch hier ausgeschlossen, da die Kühlwassereinleitung und voraussichtlich auch die Gesamterwärmung des Mains unterhalb der Grenztemperatur dieser Art bleiben.

Anders ist der Sachverhalt bei der **Nase** (*Chondostoma nasus*) und der **Barbe** (*Barbus barbus*). Diese strömungsliebenden Arten zählen zur ursprünglichen rheophilen Fischfauna des Mains, sind aber in mehrfacher Hinsicht im Main stark in Ihrem Lebenszyklus beeinträchtigt. Ihnen fehlt die Durchgängigkeit des Mains, um Laichwanderungen durchzuführen. Daher laichen sie immer im direkten Unterwasser der Staustufen. Weitere bestehende Defizite sind die geringe Zahl und Ausdehnung geeigneter Jungfischhabitats (flache Kiesbänke) und der Sunk und Schwall, der durch die Schifffahrt verursacht wird.

Hohe Temperaturen des Mains können die Bestände zusätzlich beeinflussen.

Gegenüber dem bisherigen Zustand auftretende zusätzliche nachteilige Beeinträchtigungen der geringen Bestände dieser Arten sind durch den Betrieb der Vorhabensvariante Steinkohle und Alternative GuD nicht zu erwarten. Der in der Alternative Nullvariante geplante Weiterbetrieb aller Blöcke wird sich jedoch negativ auf die wärmeempfindlicheren Arten auswirken.

3.3.7 Auswirkungsprognose - Fischerei

Da durch die Kühlwasserentnahme dem Main auch Fische entnommen werden, können den Fischereirechtsinhabern fischereiliche Schäden entstehen.

Zur Bewertung des Fischanfalls werden die Ergebnisse der Untersuchung 2007 wie folgt zusammengefasst:

- Bei den verschiedenen Untersuchungen im Main und im Kraftwerk Staudinger von Mai bis September 2007 wurden insgesamt 26 Fischarten registriert.
 - Der Anteil der eurytopen Arten liegt bei über 80 %.
 - Für 17 dieser Arten konnten Reproduktionsnachweise erbracht werden.
- Die zweimonatige stichprobenartige Beprobung des Rechengutes des Kühlwasserentnahmebauwerks erbrachte insgesamt 12 Arten im Adultstadium, die durch die Kühlwasserentnahme geschädigt werden können.
 - Zander und Kaulbarsch erreichen zusammen 70 % der Individuenhäufigkeit und 20 % des Gewichtsanteils, Aal und Rotaugen jeweils 5 % relative Häufigkeit und 23 % bzw. 12 % Gewichtsanteil. Döbel und Blicke weisen geringe Individuenhäufigkeit aber relativ hohe Gewichtsanteile auf.
 - Die Schädigungsraten waren gering: 82 % der Fische in guten Zustand, 12 % mit leichten Schädigungen und 6 % mit schweren Schädigungen.
 - Die Individuenanzahl in den Stichproben lag bei 144 Tieren (Gesamtmasse 9,6 kg).
 - „rechnerisch“ ergibt sich daraus ein jährlicher Fischanfall im Rechengut von 939 Individuen und 62,1 kg.
- Bei den Messungen zum Fischanfall von Jungfischen (Untersuchung des Abspritzwassers der Siebbandanlage) wurden 18 Arten nachgewiesen. Es dominierte hier das Rotaugen (>50 %), der Zander erreichte i. d. R. ca. 5 %, Fluss- und Kaulbarsch meist weniger als rund 20 % aller Individuen.

- Die 24-Stunden-Messungen in der Siebbandanlage zeigten während des Beprobungszeitraumes eine tageszeitliche und saisonale Periodizität des Fischanfalls (v.a. Jungfische).

Aufgrund der Ergebnisse der fischbiologischen Untersuchungen am Kraftwerk Staudinger im Ist-Zustand lässt sich bezüglich des künftig zu erwartenden Fischanfalls folgendes festzuhalten:

- Durch den Einbau einer Multidisk-Siebbandanlage mit Rückführung der Fische wird für den Betrieb des Blocks 6 in den Varianten Steinkohle und GuD eine starke Verringerung des Fischanfalls bei den Jungfischen im Frühjahr eintreten.
- Der Einbau einer zweiten Elektroscheuchanlage im neuen Entnahgebauwerk für Block 6 der Varianten Steinkohle und GuD im Kraftwerk Staudinger ist sehr wirksam. Dies belegen die äußerst geringen Zahlen an größeren Fischen im Rechengut im Ist-Zustand. Der jährliche Fischanfall in anderen Kraftwerken am Main ist z.T. deutlich höher.
- Die zukünftige Kühlwasserentnahmemenge wird sich bei den Varianten Steinkohle und GuD auf etwa 6 % gegenüber dem Ist-Zustand reduzieren. Diese deutliche Verringerung der Kühlwasserentnahme wird sich positiv auf den künftigen Fischverlust auswirken (weniger Entnahme, weniger Verlust). In der Alternative Nullvariante wird jedoch die Kühlwasserentnahmemenge deutlich ansteigen. Von einem entsprechenden Anstieg an Fischverlusten ist demnach auszugehen. Insbesondere durch den Betrieb der technisch älteren und nicht so leistungsfähigen Siebbandanlage wird ein höherer Fischanfall zu erwarten sein.
- Auswirkungen auf die Fischbestände bzw. Fischerei durch die Entnahme von Kühlwasser liegen auf Grund des hohen Anfalls an Jungfischen in allen Varianten nur im Frühjahr vor.
- Keine der in den Kühlwasserreinigungsanlagen nachgewiesenen Fischart ist durch die Kühlwasserentnahme in ihrem Bestand gefährdet.

In der bestehenden Planung wurden folgende Vermeidungs-/Verminderungsmaßnahmen bzgl. des Fischanfalls bei der Errichtung des neuen Kühlwasserentnahgebauwerks für Block 6 der Varianten Steinkohle und GuD berücksichtigt:

- Das Entnahgebauwerk und die dazu gehörende maschinentechnische Ausrüstung sind redundant ausgeführt, sodass bei Ausfall oder Wartung einer Anlage die zweite in Betrieb bleiben kann. Die zwei Linien bestehen im Wesentlichen aus:
 - Fischeuchanlage (nicht redundant),
Verfahren: elektr. Spannungsfeld (nicht akustisch; nicht optisch)
 - Grobrechen (redundant), automatische Abreinigung durch Schalengreifer
 - Feinrechen (redundant), automatische Abreinigung durch Schalengreifer
 - Siebbandanlage (redundant), Multidisk - Siebbandanlage mit Fischtrögen
- Die Abreinigung der Rechen erfolgt mechanisch. Eine Reinigung erfolgt mit vorgereinigtem Wasser, das ablaufende Spülwasser wird wieder in den Main zurückgeführt.
- Die Siebbandanlagen der Vorreinigung werden nach dem neuesten Stand der Technik mit Fischtrögen (Multidisk) ausgerüstet, um im Wasser befindliche Fische und Kleinlebewesen schonend in den Fluss zurückzuführen.
- Fischrückführung: Der Ablauf der Fischtröge erfolgt über eine Freispiegelleitung in den Main flussabwärts des Entnahgebauwerks.
- Die Strömungsgeschwindigkeiten im neuen Einlaufkanal sind mit 0,23 m/s (Grob- u. Feinrechen bzw. 0,25 m/s Siebbandanlage) so gering, dass es auch kleinen und

schwimmschwächeren Fischen möglich ist wieder aus dem Einlaufbauwerk hinauszuschwimmen.

- Die geplante auf einem elektrischen Spannungsfeld beruhende Fischechanlage ist mit der bestehenden, nachweislich wirksamen Anlage vergleichbar. Auf die richtige Positionierung der Anlage auch unter Hochwasserbedingungen wird in der Planung geachtet.

Zusammenfassende Beurteilung aus fischereilicher Sicht

Das Vorhaben lässt im Hinblick auf den Fischanfall für die Varianten Steinkohle und GuD eine deutliche Verbesserung der Situation gegenüber dem Ist-Zustand erwarten. Die Gesamtkühlwasser-Entnahmemenge und damit auch die potenzielle Abschöpfung von Fischen liegen für das Vorhaben mit 4.600 m³/h bzw. 3.532 m³/h bei der Alternative GuD um ein Vielfaches unter der Entnahmemenge im Ist-Zustand mit 78.350 m³/h (unter 6 %).

Es ist aufgrund des hohen technischen Standards der geplanten Fischechutzvorrichtungen (Fischechanlage, Multidisk-Siebbandanlage, Fischrückführung) in beiden Varianten von einer hohen Wirksamkeit der technischen Schutzmaßnahmen am neuen Entnahmehauwerk auszugehen.

Bei der Alternative Nullvariante ist jedoch aufgrund der deutlich höheren Gesamtkühlwasser-Entnahmemenge und der Weiterverwendung der alten Siebbandanlage für den ganzjährigen Betrieb der Blöcke 1 bis 5 in höherer Jahresbetriebsstundenzahl mit einem höheren Fischanfall als im Status Quo zu rechnen, der sich nachteilig auf die Fischerei auswirken kann.

3.3.8 Auswirkungsprognose - Entzug von Biomasse durch die Kühlwasserentnahme

Anhand des mittleren Abflusses des Mains und der für den Kraftwerksbetrieb entnommenen Wassermenge lässt sich der Entzug von Biomasse aus dem Fluss abschätzen.

Während für den Betrieb wurden im Ist-Zustand im Jahr 2007 78.350 m³/h benötigt wurden, werden für den Betrieb des Vorhabens Steinkohle nur 4.600 m³/h bzw. in der Variante GuD/h nur 3.532 m³/h benötigt. In der Nullvariante steigt der Kühlwasserbedarf auf 81.000 m³/h (vgl. Kapitel 1.4.4.1.1).

Wasserentnahme	mittlerer Abfluss (Mittelwasser Krotzenburg)		Minimalabfluss (Extremniedrigwasser)	
	m ³ /h	Anteil am Abfluss	m ³ /h	Anteil am Abfluss
Ist-Zustand / Genehmigung	78.350 / 93.600	12,4% / 14,9%	78.350 / 93.600	42,0% / 50,0%
Variante Steinkohle	4.600	0,73%	4.600	2,46%
Alternative GuD	3.532	0,56%	3.532	1,89%
Alternative Nullvariante	81.000	12,86%	81.000	43,27%

Bei einem typischen Mittelwasser-Abfluss von rund 175 m³/s (=630.000 m³/h; Bsp. Pegel Krotzenburg) entspräche somit die Wasser- und damit auch anteilig die Biomasseentnahme gegenüber dem Ist-Zustand (12,4% des Abflusses) in den Varianten Steinkohle und GuD unter 1% des Abflusses. Bei einem Extrem-Niedrigwasser wie in Szenario 3 (vgl. Kap. 2.2.2.3.2) mit einem MNQ von 52 m³/s (= 187.200 m³/h) entspräche die Wasser- und damit auch anteilig die Biomasseentnahme gegenüber dem Ist-Zustand (42% des Abflusses) in den Varianten Steinkohle und GuD unter knapp 2,5% bzw. 1,9% des Abflusses. In beiden Fällen wäre damit die Entnahme von Biomasse deutlich geringer als im Status quo. In der Alternative Nullvariante dagegen erhöht sich die Entnahmemenge von Kühlwasser auf 12,9% des Abflusses unter Normalverhältnissen und 43,3% unter Extrembedingungen, so

dass dem Main geringfügig mehr Biomasse mit dem Kühlwasser entnommen wird als im Ist-Zustand. Diese Werte liegen im Bereich der genehmigten Kühlwasserentnahme.

Mit einer Entnahme von Mainwasser respektive Biomasse unter 15% ist unter normalen hydrologischen Verhältnissen nicht mit negativen Auswirkungen bzw. einem wesentlichen Entzug an Nahrungsgrundlagen für höhere aquatische Organismen zu rechnen.

Ein großer Teil der Biomasse, insbesondere adulte größere Fische, wird dabei nicht entnommen, da diese durch gezielte Schutzmaßnahmen (Fischscheuchanlage) von der Entnahme verschont bleiben (vgl. Kapitel 3.3.7).

In eher nährstoffreicheren Gewässern wie dem Main ist eine Entnahme von Biomasse im Hinblick auf eine Entfrachtung von zehrenden Organismen (z.B. sommerliche Algenblüten, besonders unter Niedrigwasserbedingungen mit geringen Fließgeschwindigkeiten) sogar eher als Positivwirkung zu betrachten.

4 Verwendete Unterlagen

4.1 Rechtliche Grundlagen (Gesetze, Verordnungen und Richtlinien)

- Abwassereigenkontrollverordnung (EKVO) - Verordnung über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen des Landes Hessen, in der Fassung vom 21.01.2000, zuletzt geändert durch Art. 1 der Verordnung vom 25. Juli 2005.
- Abwasserverordnung (AbwV) - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer – Anhang 31: Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung, Anhang 33: Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfällen, Anhang 47: Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen (Fassung vom 23.10.2002).
- Europäische Union (1978): Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser (vorgesehen durch Richtlinie 2006/44/EG)
- Europäische Union (1983): Richtlinie 83/514/EWG des Rates vom 26. September 1983 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für Cadmiumableitungen
- Europäische Union (1984): Richtlinie 84/156/EWG des Rates vom 08. März 1984 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für Quecksilberableitungen mit Ausnahme des Industriezweiges Alkalichlorid-elektrolyse.
- Europäische Union (1996): Richtlinie 96/61/EWG vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (= IVU-RL) (Stand: 02/2006)
- Europäische Union (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. PE-CONS 3639/1/00, REV 1, ENV 221, CODEC 513, pp. 1-152. (water frame directive)
- Europäische Union (2001): Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.
- Europäische Union (2004): Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG
- Europäische Union (2006): Richtlinie 2006/11/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft.
- Europäische Union (2006): Richtlinie 2006/44/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (= kodifizierte Fassung der Richtlinie 78/659/EWG v. 18. Juli 1978)
- Europäische Union (2006): Verordnung (EG) Nr. 1195/2006 des Rates vom 18. Juli 2006 zur Änderung von Anhang IV der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe.
- Europäische Union (2007): Verordnung (EG) Nr. 323/2007 der Kommission vom 26. März 2007 zur Änderung von Anhang V der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG.
- Fischereigesetz für das Land Hessen (Hessisches Fischereigesetz - HFischG) in der Fassung vom 19. Dezember 1990
- Fischgewässerverordnung des Landes Hessen, in der Fassung vom 24.04.1997, geändert durch Verordnung vom 13. Mai 1998.
- Hessisches Programm nach § 3 der Qualitätszielverordnung und Art. 6 der Richtlinie 2006/11/EG zur Verminderung der Gewässerbelastung durch gefährliche Stoffe (QZielV) in der Fassung v. 03.12.2007
- Hessisches Wassergesetz (HWG), in der Fassung vom 6.05.2005.

- IVU-VO Abwasser - Verordnung des Landes Hessen zur Regelung von Anforderungen an wasserrechtliche Erlaubnisse nach der IVU-Richtlinie, in der Fassung vom 4.09.2003, einschl. BVT-Merkblätter.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2006): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG; Brüssel.
- Regierungspräsidium Darmstadt (RPD) (2004): Wasserrechtliche Erlaubnis gemäß §§ 2, 3, 7 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) für das Kraftwerk Staudinger, Großkrotzenburg - Anpassung der gültigen Einleiterlaubnis an die Anforderungen des Anhanges 33 Abwasserverordnung sowie weitere fachliche und redaktionelle Änderungen; Hanau, den 16.07.2004, Az. IV/HU 41.3 79f 12/01 (5) 11/01.
- RPS 2000 - Regionalplan Südhessen (Hrsg. Regierungspräsidium Darmstadt) (2004): Regionalplan Südhessen 2000, Plantext und Plankarte im Maßstab 1 : 100.000.- Beschlossen durch die Regionalversammlung Südhessen am 10. Dezember 1999, neu genehmigt durch die Hessische Landesregierung am 23. August 2004.
- Verordnung des Landes Hessen über die gute fachliche Praxis in der Fischerei und den Schutz der Fische, in der Fassung vom 27.10.1992.
- Verordnung des Landes Hessen über Qualitätsziele für bestimmte gefährliche Stoffe und zur Verringerung der Gewässerverschmutzung durch Programme (Qualitätszielverordnung), in der Fassung vom 19.10.2006
- Verordnung zur Erhebung von Daten über Abwasseremissionen (Emissionserklärungsverordnung - Abwasser), in der Fassung vom 15. November 2006.
- VO-WRRL - Verordnung des Landes Hessen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, in der Fassung vom 17.05.2005.
- Wasserhaushaltsgesetz (WHG) - Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts, in der Fassung vom 14.11.2007
- WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) (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 – kurz: Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000, S. 1-72.
<http://www.umweltbundesamt.de/wasser>

4.2 Verwaltungsvorschriften

Bundesebene:

Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen (Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe – VwVwS), in der Fassung von 12.05.1999, zuletzt geändert durch die Allgemeine Verwaltungsvorschrift vom 27. Juli 2005 zur Änderung der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe.

Land Hessen:

Verwaltungsvorschrift zur Eigenkontrolle von Abwasseranlagen vom 17. November 2000 (StAnz. S. 3975)

Verwaltungsvorschrift zur Regelung über den in einem Fließgewässer zu belassenden Mindestabfluss bei der Entnahme und Wiedereinleitung von Wasser vom 9. Dezember 2002 (StAnz. 2003 S. 158)

Verwaltungsvorschrift für die Überwachung von Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen vom 10. September 2001 (StAnz. S. 3511)

Verwaltungsvorschrift zu Anforderungen an die Verminderung der Abwasserbelastung nach § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) Erlass des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten vom 2. Oktober 2000 (StAnz. S. 3975)

Cooperative Infrastruktur + Umwelt (1991): Wärmelastplan Untermain (Entwurf).- 29 S.; Anhang mit 8 Abb. und 12 Tabellen. - Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt, Wiesbaden.

- Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (2004-2007): Handbuch zur Umsetzung der WRRL in Hessen, 3. Lieferung (2004) bis 5. Lieferung (2007)
- Hessische Landesanstalt für Umwelt – Wiesbaden (1973): Wärmelastplan Main - Von der Landesgrenze bis zur Mündung

4.3 Zitierte Literatur und sonstige Quellen

- ADAM, B., KÖHLER, C., LELEK, A & SCHWEVERS, U. (1996): Rote Liste der Fische und Rundmäuler Hessens. - in Natur in Hessen - Rote Liste Hessen (Wirbeltiere), Hess. Minist. des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, Wiesbaden.
- ATV-DVWK (2000): Die Elbe und ihre Nebenflüsse –Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Hennef.
- BAGENAL, T. (1978): Methods for assessment of fish production in freshwaters. IBP Handbook no 3, Blackwell Sc. Publ., Oxford, London, Edinburgh Melbourne.
- BAG MAIN – KOORDINIERUNGSBÜRO AM WWA ASCHAFFENBURG (HRSG.) (2005): Bearbeitungsgebiet Main, Bericht zur Bestandsaufnahme (Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 sowie der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im Bearbeitungsgebiet (= BAG) Main, Flussgebietseinheit Rhein)
- BALON E. K. (1985): Early life history of fishes: new development ecological and evolutionary perspectives. - Developmental and Environmental Biology of Fishes, 5 Dordrecht.
- BALON, E. K. (1975): Ecological guilds of fishes: a short summary of the concept and its application. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2430-2439.
- BALON, E. K. (1991): Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. - Guelph Ichthyol. Rev. 1: 1-48.
- BANNING, M. et al. (1990): Bundeswasserstraßen als Lebensraum für Tiere. - Jahresbericht d. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- BATTARBEE, R. W. (1986): Diatom analysis. In: Berglund, B. E. (ed.): Handbook of holocene palaeoecology and palaeohydrology, John Wiley & Sons, Chichester, New York, Toronto, Singapore, 527-569.
- BAUR, W. & J. RAPP (1988): Gesunde Fische: Praktische Anleitung zum Vorbeugen, Erkennen und behandeln von Fischkrankheiten.- Paul Parey Verlag (Hamburg & Berlin): 238 pp.
- BLESS, R., LELEK, A. & WATERSTRAAT, A. (1994): Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische, Cyclostomata, und Pisces, pp. 137-156: In E. Nowak, E.J. Blab & Bless, R. Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland Kilda Verlag.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2002): 4. Bericht der Bund-Länder Arbeitsgruppe Dioxine.
- BÖHNKE, B., LIEBMANN, H. & W. HUSMANN (1975): Gesamtökologische Studie zur Frage der Rheinerwärmung.- *unveröff Gutachten i. A. der Rheinisch-Westfälischen Elektrizitätswerke AG: 186 pp.*
- BÖTTGER, O. (1869): Beitrag zur Kenntnis der Fische der unteren Maingegend. – Kohler & Teller Offenbach, 13 pp.
- BRACKEN, J. J. & KENNEDY, M. P. (1967) A key to the identification of the eggs and young stages of coarse fish in Irish waters. - Sci Proc. roy. Dublin Soc. (B) 2 (12): 99108.
- BRAUKMANN, U. (1992): Typologischer Ansatz zur ökologischen bewertung von Fließgewässern. - In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Limnologie aktuell Bd. 3
- BÜDEL, B., G. GÄRTNER, L. KRIENITZ, & M. SCHAGERL (eds.) (2005): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/2 (Komarek, J. & K. Anagnostidis 2005: Cyanoprocaryota 2. Teil Oscillatoriales). – München, Heidelberg.
- COOPERATIVE INFRASTRUKTUR + UMWELT (1991): Wärmelastplan Main (Enturf), im Auftrag Hessisches Landesamt für Umwelt
- DIN 38410 Teil 2 (2004): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung. - Beuth Verlag, Berlin

- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2007): Klimadaten ausgewählter deutscher Stationen online; http://www.dwd.de/de/Funde/Klima/KLIS/daten/online/nat/ausgabe_tageswerte.htm
- DHI – WASY GMBH (2007): Bestimmung der Temperaturverteilung im Main im Bereich der Kühlwasser-einleitung eines Kohlekraftwerkes am Standort Staudinger
- DUFT, M., TILLMAN, M. & OEHLMANN, J. (2003): Ökologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands. Forschungsbericht, Umweltbundesamt.
- DÜBLING, & BERG, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. – Ministerium f. den ländlichen Raum (Hrsg.) 186 pp.
- DÜBLING, U., A. BISCHOFF, R. HABERBOSCH, A. HOFFMANN, H. KLINGER, C. WOLTER, K. WYSUJACK & R. BERG (2004a): Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungssche-mas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Abschlussbericht, allgemeiner Teil: Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließ-gewässern hand der Fischfauna. - Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, www.LVVG.bwl.de/FFS.
- DÜBLING, U., M. DIECKMANN, & R. BERG (2004b) Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer. - Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, www.LVVG.bwl.de/FFS.
- E.ON Kraftwerke GmbH (2004): Anpassung der gültigen Einleiterlaubnis an die Anforderungen des Anhangs 33 sowie weitere fachliche und redaktionelle Änderungen des Einleitebescheides v. 20.12.1995
- E.ON Kraftwerke GmbH (2007): Jahresbericht zur Eigenkontrolle zum Erlaubnisbescheid zur Entnahme und Einleitung von Kühlwasser i.d.F. vom 16.07.2004; Großkrotzenburg.
- E.ON Kraftwerke GmbH (2008): Jahresbericht zur Eigenkontrolle zum Erlaubnisbescheid zur Entnahme und Einleitung von Kühlwasser i.d.F. vom 16.07.2004; Großkrotzenburg.
- EDELMANN, U. (1999): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Platingruppenelemente und Schwermetalle in rezenten Sedimenten des Untermains: Regionale Verteilung. Diplomarbeit, Uni – Frankfurt, 1999.S. 99
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. - *Pedobiologia* 18, 378-380.
- FOTT, B. (1971): Algenkunde. – Jena.
- FREYHOF, J. (1993): Zeitliche und räumliche Verteilung von Jungfischen in der Fließstrecke der Sieg. Diplomarbeit Univ. Bonn, 127 pp.
- FRIEDRICH, G. (1966): *Compsopogon hookeri* Montagne (Rhodophyceae, Bangioideae) – neu für Deutsch-land. – *Nova Hedwigia* 12: 399-404.
- FRIEDRICH, G. (1973): Ökologische Untersuchungen an einem thermisch anomalen Fließgewässer (Erf, Niederrhein). – Schriftenreihe der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässer-schutz Nordrhein-Westfalen 33: 1-125 + 16 Tafeln.
- FRIEDRICH, G. (1980): Rotalgen in unseren Gewässern. – *Niederrhein. Jahrb.* 14: 19-25.
- FRIEDRICH, G. et al. (2005): Rhein und Nebenflüsse. - In: Gewässergütebericht 2000 – 30 Jahre biologi-sche Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen, S. 55-69.- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sondersam/gewegue2000/art430s55s69.pdf>
- GEITLER, L. (1930-1932/1985): Cyanophyceae von Europa unter Berücksichtigung der anderen Kontinen-te. – In: Kolkwitz, R. (ed.): Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, Bd. 14. – Leipzig / Koenigstein.
- GUIRY, M. D. (1996-2007): *AlgaeBase* version 4.1 World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. – <http://www.algaebase.org> ;
- HAAS, G. (2002): Entwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein- und Unter-mainabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999. - Dissertation, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 176 S.
- HANSESTADT HAMBURG (2000): Gewässergütebericht Hamburg 1999, Umweltbehörde Hamburg,

- HAYBACH, A, MÜLLER, J. & M. SCHLEUTER (2004): Flugzeit und Flugaktivität von Ephoron virgo (Olivier, 1791) (Insecta, Ephemeroptera) am Main.- *Lauterbornia* 50: 59-65.
- HEITKAMP, U. (1989): Das Ökosystem Tümpel: Strukturelle Merkmale des Lebensraums und Eigenschaften der Zoozönose.- *Göttinger Naturk. Schr.* 1: 25-46.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT- UND GEOLOGIE (2004): Daten zum Makrozoobenthos im Main bei km 42.
- HEYNIG, H. (1971): Die Rotalge *Compsopogon Montagne* als Bewohner von Warmwasseraquarien. – *Mikrokosmos* 60: 228-235.
- HINDAK, F. (ed.) et al. (1978): *Sladkovodne Riasy* (Süßwasser-Algen). – Bratislava.
- HINDAK, F., J. KOMAREK, P. MARVAN & J. RUZICKA (1975): Kl'uc na urcovanie vytrusnych rastlin. I. Riasy (Kryptogamen-Bestimmungsschlüssel. I. Algen). – Bratislava.
- HOFFMANN, R., BERG, R., BLANK, S., DEHUS, P., GRIMM, R. & R. RÖSCH (1995): *Fische in Baden-Württemberg - Gefährdung und Schutz.*- Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Bad.-Würtz. (Stuttgart): 92pp.
- HOLST, H. (2005): Zooplankton im Pelagial des Hauptstromes. - In: Pusch, M & H. Fischer (Hrsg.): *Stoffdynamik und Habitatsstruktur in der Elbe.-Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 5.* Weißensee Verlag Berlin
- HÜBNER, D. (1993): *Ökologische Untersuchungen zum Fischbrutaukommen der Lahn bei Marburg.* - Staatsexamensarbeit, Universität Marburg.
- IKSR, INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (Hrsg.) (1997): *Hochwasserschutz am Rhein - Bestandsaufnahme.* - Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.). Koblenz, 62 pp.
- IKSR, INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (Hrsg.) (2004): *Wärmebelastung der Gewässer im Sommer 2003. Zusammenfassung der nationalen Situationsberichte - 70. Plenarsitzung - 8./9. Juli 2004 - Bern.* - IKS Report Nr. 142d.doc: 46 pp.
- IGG (INSTITUT FÜR GEWÄSSERFORSCHUNG UND GEWÄSSERSCHUTZ D. UNI KASSEL) (2003): *Überprüfung der Ausweisung des staugeregelten Mains als erheblich verändertes Gewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Hinblick auf die Berichterstattung im Jahre 2004 (Pilotprojekt Bewirtschaftungsplan Main).*- 110 S.; Gutachten im Auftrag des Hess. Landesamt f. Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- KLAUSEWITZ, W. (1972): *Zustandsbilder des Untermains. – II: Die frühe Abwasserbelastung des Flusses.* – *Natur u. Museum*, 102 (6): 214-220.
- KLAUSEWITZ, W. (1974): *Die frühe Fischfauna des Untermains.* – *Natur u. Museum*, 104(1): 1-7.
- KLAUSEWITZ, W. (1978): *Der Main – zerstörte Lebensader einer kranken Landschaft.* – *Natur u. Museum*. 108 (8): 238-243.
- KNAPPE, J., U. GEISLER, A. GUTOWSKI & G. FRIEDRICH (1996): *Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands.* – *Schr.-R. f. Vegetationskde.* 28: 609-623.
- KOBLICKAYA, A. F. (1981) *Identification keys for young of Freshwater Fishes.* Moscow (Consumer and Food Industry Press). (In Russisch).
- KORTE, E., ALBRECHT, U. & BERG, T. (2004): *Fischanfall in den Kühlwasser- und Reinigungsanlagen des HKW West der Mainova AG Frankfurt.* – Studie im Auftrag der Mainova AG Frankfurt, 24pp.
- KORTE, E., ALBRECHT, U. & BERG, T. (2006): *Artensteckbrief des Weißflossengründlings.* Gutachten für die HDLGN, 6 pp.
- KORTE, E. (1994) *Untersuchungen zur Ökologie von Jungfischen und Fischlarven der oberen Eder.* - Diplomarbeit Univ. Marburg: 134 pp.
- KORTE, E. (1999): *Bestandsentwicklung der Fischarten der hessischen Rheinaue 1994-1997 – Reproduktionstrategien, Jungfischaukommen, Gefährdung, Entwicklungstendenzen.* – Dissertation Universität Marburg, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (Hrsg.)Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz Heft 268, Wiesbaden 186 pp.
- KORTE, E. (2003): *Die fischökologische Situation des Untermains bei Frankfurt am Main.* – unveröffentlichte Studie im Auftrag der Stadt Frankfurt am Main, 50pp.

- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986-1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1: Naviculaceae, 1-876; 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 1-596; 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 1-576; 2/4: Achnantheaceae, 1-437; Gustav Fischer, Stuttgart.
- KRAMMER, K. (1992): Pinnularia. Eine Monographie der europäischen Taxa. Bibliotheca Diatomologica 26, J. Cramer / Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 1-278.
- KRAMMER, K. (1997a): Die cymbelloiden Diatomeen . Teil 1: Allgemeines und Encyonema. Bibliotheca Diatomologica, 36, Verlag J. Cramer (Gebrüder Borntraeger), Berlin, Stuttgart, 1-382.
- KRAMMER, K. (1997b): Die cymbelloiden Diatomeen . Teil 2: Encyonopsis und Cymbellopsis. Allgemeines und Encyonema. Bibliotheca Diatomologica, 37, Verlag J. Cramer (Gebrüder Borntraeger), Berlin, Stuttgart, 1-469.
- KRAMMER, K. (2000): The genus Pinnularia. In: Lange-Bertalot (Ed.): Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and comparable habitats. Volume 1, A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, FL 9491 Ruggell, 1-703.
- KRAMMER, K. (2002): Cymbella. In: Lange-Bertalot (Ed.): Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and comparable habitats. Volume 3, A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, FL 9491 Ruggell, 1-584.
- KRAMMER, K. (2003): Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocymbella. In: Lange-Bertalot (Ed.): Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and comparable habitats. Volume 4, A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, FL 9491 Ruggell, 1-530.
- KUMANO, S. (2002): Freshwater Red Algae of the World. – Bristol.
- KÜTTEL, S., P. ARMIN & A. WÜST (2002): Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. – Publikation Nummer 1.
- KUREK, A., BILG, R. & R. OTTERBERG (2001): Einfluss von Futtermenge und Neozoen auf Überlebensrate und Wachstum von Ephoron virgo (Ephemeroptere) im Rhein. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)–Tagungsbericht 2000 (Magdeburg); S. 379-383.
- LAGA (2004): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen: Teil II: Technische Regeln für die Verwertung, 1.2. Bodenmaterial (TR Boden) Stand: 05.11.2004
- LAMPERT, W. & U. SOMMER (1999): Limnökologie.- 2nd revised edition, 489 pp. ; Thieme, Stuttgart, New York
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (2002): Gewässergütebericht 2001 – Berichtszeitraum 1995-2001.
- LANGE-BERTALOT (2001): Navicula sensu stricto. 10 genera separated from Navicula sensu lato. Frustulia. In: Lange-Bertalot (Ed.): Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Volume 2, A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, FL 9491 Ruggell, 1-526.
- LANGE-BERTALOT, H. & KRAMMER, K. (1989): Achnanthes - eine Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica, 18, J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 1-393.
- LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (1996): Indikatoren der Oligotrophie. Iconographia Diatomologica 2, Koeltz Scientific Books Koenigstein, 1-390.
- LANGE-BERTALOT, H. & MOSER, G. (1994): Brachysira. Bibliotheca Diatomologica, 29, J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 1-212.
- LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bibliotheca Diatomologica, 27, J. Cramer / Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 1-456.
- LANUV, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, 2007: Das Zooplankton im Niederrhein. <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/oberflaechengewaesser/ueberwachung/zoopl.htm>
- LAWA (1977): Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastungen von Gewässern. 2. verbesserte Aufl., Hannover, 123 S.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1991): Grundlagen für die Beurteilung von Kühlwassereinleitungen in Gewässer.- 3. verb. Aufl. , 109 pp., Erich Schmidt Verlag (Berlin)

- LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer – Band I: Teil I: Konzeption zur Anleitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen; Berlin.
- LAWA (1998a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer – Band II: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink; Berlin.
- LAWA (1998b): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation; Berlin
- LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittlere Fließgewässer. - Kulturbuch Verlag, Berlin
- LAWA (2006): LAWA-AO – Rahmenkonzeption (RaKon) Monitoring, Teil B: Arbeitspapier III (Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten). Entwurf, Stand: 22.11.2006.
- LAWA (2007): LAWA-AO – Rahmenkonzeption (RaKon) Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung, Arbeitspapier II (Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. (Stand: 7.03.2007)
- LELEK, A. & TOBIAS, W. (1982): Ergebnisse einer limnologisch-fischereibiologischen Exkursion auf dem Main unterhalb des Frankfurter Stadtgebietes. - Natur und Museum, 112 (3) : 87-93.
- MARTENS, A. & T. EGGERS (2000): Limnische Neozoen Norddeutschlands – Herkunft und ökologische Rolle. - In: Tagungsband NABU-Naturschutzfachtagung: Was macht der Halsbandsittich in der Thujahecke – Zur Problematik von Neophyten und Neozoen und ihrer Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt (Braunschweig).
- MAUCH, E., U. SCHMEDTJE, A. MAETZE & F. FISCHER (2003-2007): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1/03: 1-388 + CD.
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/taxa/
- MEIER, C. et al. (2005/2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, 79S. 4 Anlagen.
- MEYER, E. I. (2000): Auswirkungen von Kühlwassereinleitung in Fließgewässer. In: Guderian, R. & G. Gunkel (eds.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökologie Band 3A: Aquatische Systeme.- Springer Verlag (Heidelberg u.a.): 179-194.
- MITSCHE, U., H. BEHRENDT & B. NIXDORF (2006a): Die Bedeutung des Phytoplanktons für die Bewertung staugeregelter Flüsse nach WRRL, In: MÜLLER, D., A. SCHÖL, T. BERGFELD & Y. STRUNCK (2006): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Limnologie aktuell 12. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttg. 313-331.
- MITSCHE U. & H. BEHRENDT (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Weißensee Verlag, Berlin, 88 S.
- MOLLS, F. (1997): Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft. Dissertation Universität. Köln. 185 pp.
- MOOIJ, W. M. (1989): A key to the identification of larval bream *Abramis brama*, white bream, *Blicca bjoerkna*, and roach, *Rutilus rutilus*. - J Fish Biol.. 34: 111-118.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. - Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 430 pp.
- MÜLLER, H. (1983): Fische Europas. –Neumann Verlag Leipzig, 320 pp.
- NAU, B. S. (1787): Ökonomische Naturgeschichte der Fische in der Gegend um Mainz. – Schillerscher Verlag, Mainz, 22 pp.
- NEHRING, S. (2003): Gebietsfremde Arten in den deutschen Gewässern - ein Risiko für die Biodiversität. In: Senat der Bundesforschungsanstalten im Geschäftsbereich des BMVEL (Hrsg.), Bedrohung der biologischen Vielfalt durch invasive gebietsfremde Arten – Erfassung, Monitoring und Risikoanalyse. Schriftenreihe des BMVEL, Reihe A, Angewandte Wissenschaft 498: 40-52.
- NEHRING, S. (2006): The Ponto-Caspian amphipod *Obesogammarus obesus* (SARS, 1894) arrived the Rhine River via the Main-Danube Canal. Aquatic Invasions (2006) Volume 1, Issue 3: 148-153.

- NEHRING, S. (2008): Gebietsfremde Arten in unseren Gewässern: Die Handlungsmaxime heißt Prävention. NATUR UND LANDSCHAFT - 83. Jahrgang (2008) - Heft 9/10, S. 434-437
- NOLL, C. F. (1864): Der Min in seinem unteren Laufe. I. die Thiere. – Einladungsschrift der höheren Bürgerschule Frankfurt, S. 3-24.
- OEHLER, R. (1880): Die Fischerei im hiesigen Maingebiet nebst Anhang über die darin vorkommenden Fische. – 53pp.
- PANKOW, H. (1994): Blaualgen und Algen – Cyanophyta und Phycophyta. – In: ROTHMALER, W., R. SCHUBERT, H.H. HANDKE & H. PANKOW: Exkursionsflora für Deutschland, Bd. I: Niedere Pflanzen, Grundband.- Berlin, Jena (Neuausgabe der 3. Auflage): 10-196.
- PANKOW, H.(1979): Taxonomische Bemerkungen über eine Compsopogon-Art aus dem Shatt al-Arab bei Basrah (Irak). - Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 28: 555-559.
- PETERSON, B. ELLWANGER, G. BLESS, R. BOYE, P., SCHRÖDER, E. & A.SSYMANK (2004): NATURA 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Bd. 2: Wirbeltiere. – Schriftr. Landschaftspfl.ege u. Naturschutz, H. 69/2.
- PFISTER, P. (2005): Makroskopische Aufwuchsalgen in süddeutschen und österreichischen Fließgewässern. – Arbeitsunterlage, ARGE Limnologie GesmbH, Innsbruck, 31 S.
- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2007): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang (Teil A: Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen, Teil B: Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente).- AUFTRAGSARBEIT FÜR UMWELTBUNDESAMT UND LAWA.
- REICHARDT, E. (1995): Die Diatomeen (Bacillariophyceae) in Ehrenbergs Material von Cayenne, Guyana Gallica (1843). Iconographia Diatomologica, 1, Koeltz Scientific Books, Königstein, 1-107.
- REICHARDT, E. (1999): Zur Revision der Gattung *Gomphonema*. Iconographia Diatomologica, 8, A.R.G. Gantner Verlag, Rugell, S. 1-203.
- RÖMER-BÜCHNER, B.J. (1827): Verzeichnis der Steine und Thiere welche in dem Gebiete der Stadt Frankfurt am Main und deren nächsten Umgebung gefunden wurden. Sauerländer Verlag, Frankfurt/Main.
- ROTT, E., PFISTER, P., VAN DAM, H., PIPP, E., PALL, K., BINDER, N. & ORTLER, K. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft der Republik Österreich, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 1-73.
- SANDSTRÖM, O., ABRAHAMSSON, I., ANDERSSON, J. & M. VETEMAA (1997): Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch.- Journal of Fish Biology 51 (5):1015-1024.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & FOERSTER J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 1-120.
- SCHIEFFEL, H. J. (1989): Untersuchungen zum Jungfischauftreten in der Bremer Unterweser. Diplomarbeit Univ. Bremen 233 pp.
- SCHIEMER, F. & SPINDLER, T. (1989): Endangered fish species of the Danube River in Austria. Reg. Rivers., Res. Mgmt. 4: 397-407.
- 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.
- Schiemer, F. (1985): Die Bedeutung der Auengewässer als Schutzzonen für die Fischfauna. - Österreichische Wasserwirtschaft 37 (9/10): 239-245.
- SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. - Natur und Landschaft 63(9): 370-373
- SCHLEUTER, M. & A. HAYBACH (2003): Das Makrozoobenthos des Mains in den Jahren 1992 – 2001 – eine Artenliste. Lauterbornia 48: 45-56.

- SCHMEDTJE, U., A. GUTOWSKI, G. HOFMANN, P. LEUKART, A. MELZER, D. MOLLENHAUER, S. SCHNEIDER & H. TREMP (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. - Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/98: 1-501 + Anlage.
- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index. Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. – In: BFG-Mitteilungen 23, Koblenz.
- SCHÖLL, F.; HAYBACH, A. & B. KÖNIG (2005): Das erweiterte Potamotypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der Wasserrahmenrichtlinie. – In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 49: 234-247.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie.- 504 pp.,
- SCHWERDTFEGER, F. (1975): Ökologie der Tiere: Demökologie.- 450 pp., Paul Parey
- SCHWOERBEL, J. (1984). Einführung in die Limnologie. 5. Auflage; Gustav Fischer Verlag (Jena, Stuttgart)
- SHEATH, R.G. (2003): Red Algae.– In: Wehr, J.D. & R.G. Sheath (eds.): Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification, 197-224.
- SIMONS, J., G.M. LOKHORST & A.P. VAN BEEM (1999): Bentische Zoetwateralgen in Nederland. - Utrecht.
- SPINDLER, T. (1988): Bestimmung der mitteleuropäischen Cyprinidenlarven.- Öster. Fischerei 41: 75-79.
- STAAS, S. (1996): Das Jungfischaufkommen im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen.- Dissertation, Universität. Köln, 130 pp.
- STENLEIN, H. et al. (1982): Zusammenhänge zwischen Wärmehaushalt und Wassergüte in Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung des Zusammenwirkens von Abwasserreinigung und Abwärmeminderung. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 266 S.
- STÜKEN, A., J. RÜCKER, T. ENDRULAT, K. PREUSSEL, M. HEMM, B. NIXDORF, U. KARSTEN & C. WIEDNER (2006): Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in northeast Germany: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. – Phycologica 45: 696-703.
- TÄUSCHER, L. (2000): Inventur limnischer Rotalgen-Funde in Gewässern Nordostdeutschlands. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1999 (Rostock), Bd. II: 1033-1037.
- TEROFAL, F. (1991): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. Mosaik Verlag; München; 287 S.
- THIEL, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Bodengewässer der südlichen Ostsee. Diss. Univ. Rostock, 92 pp.
- TITTITZER, T. F. SCHÖLL, M. BANNING, A. HAYBACH & M. SCHLEUTER (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-72.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Umweltdaten Deutschland online.
- VANNOTE, R. L. & B. W. SWEENEY (1980): Geographic Analysis of Thermal Equilibria: A Conceptual Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities.- *Am. Nat.* 115 (5): 667-695.
- WALZ, N. et al. (2002): Zooplankton in der Spree. - In: Köhler, J., Gelbrecht, J. & M. Pusch (Hrsg.): Die Spree-Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell*, Band 10, Schweizerbart, Stuttgart
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD (1982): Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects.- *Ann. Rev. Entomol.* 27: 97-117.
- WEYER, K. von der & A. HUSSENER (2007): Die aquatischen Neozoen (Gefäßpflanzen, Armeleuchteralgen und Moose) Deutschlands – eine Übersicht. *Dtsch. Gesell. F. Limnologie. Erw. Zusammenfassung der Jahrestagung 2007 (Münster)*, Werder 2008
- WNA Aschaffenburg (2007): Ausbau der Fahrrinne der Bundeswasserstraße Main in den Stauhaltungen Offenbach (Main-km 38,44 bis Main-km 53,05), Mühlheim (Main-km 53,05 bis Main-km 63,73), Krotzenburg (Main-km 63,73 bis Main-km 77,73), Kleinostheim (Main-km 77,73 bis Hafen Aschaffenburg Main-km 84,30); Erläuterungsbericht nach § 5 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG).- Wasserstraßen-Neubauamt Aschaffenburg (WNA), Juli 2007.
- Wasserwirtschaftsamt Aschaffenburg (2007): Analysenergebnisse der Probenahme an der Messstelle Kahl am Main v. 03.07.2007, unveröffentlicht.

-
- WÜSTEMANN, O. & KAMERAD, B. (1995): Der Hasel. Die Neue Brehm Bücherei Bd. 614. Westarp Wissenschaften, Magdeburg; Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg. – 195 pp.
- ZAUNER, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. – Biosystematics and Ecology Series No. 9; 78 pp., Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- ZEREINI, F. (2007): Zur Konzentration von Schwer- und Edelmetallen in rezenten Sedimenten des Mains. Unveröff. Gutachten, 7 S. (Prof. Dr. Fathi Zereini, Institut für Atmosphäre und Umwelt, J. W. Goethe Universität Frankfurt am Main)

5 Erklärung von Abkürzungen und Fachbegriffen

°C	Grad Celsius
µg	Mikrogramm
µm	Mikrometer
µS	Mikrosiemens
0+ Jungfische	diesjährige Jungfische im ersten Lebensjahr (Altersklasse 0+).
A	
Abb.	Abbildung
Abundanz	Organismenanzahl in Bezug auf Flächen- oder Raumeinheit
AbwV	Abwasserverordnung
abzgl.	abzüglich
Adultfische	geschlechtsreife Fische
Amphipoden	Flohkrebse, Gruppe der höheren Krebse ohne Scheren. In Bächen lebt unter Steinen z.B. der Bachflohkrebs (<i>Gammarus pulex</i>) von faulenden Stoffen
anadrom	Wanderfische, die im Süßwasser schlüpfen, dann aber bald in das Meer abwandern, um dort den Großteil ihres Lebens zu verbringen. Zum Laichen wandern sie wieder flussaufwärts (z.B. Lachs)
Anh.	Anhang
Anl.	Anlage
AOX	adsorbierbare organisch gebundene Halogene
Apr.	April
As	Arsen
allochthon	faunenfremd, allochthone Arten ist ein Synonym für Neozoen. Die Ökologie bezeichnet Tierarten, die vorsätzlich oder unbeabsichtigt unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein ihnen zuvor nicht zugängliches Gebiet gelangt sind und dort potenziell neue Populationen aufbauen können oder aufgebaut haben als allochthon
autochthon	bodenständig, eingeboren oder alteingesessen. In der Ökologie versteht man unter autochthonen Arten Lebewesen, die sich von alleine, also ohne direkten oder indirekten Einfluss des Menschen in einem Gebiet angesiedelt haben.
Autökologie autotroph	Ökologie des Einzelorganismus und dessen Beziehung zu den Umweltfaktoren Bezeichnung für den Ernährungstyp von Organismen, die zum Aufbau ihrer Körpersubstanz nur anorganische Stoffe (Wasser, Kohlenstoffdioxid, Salze, Stickstoffverbindungen) benötigen. Hierzu gehören alle grünen Pflanzen, Algen und einige Bakterien. Ist ein Organismus bei seiner Ernährung auf organische Stoffe angewiesen. bezeichnet man ihn als "heterotroph".
B	
Benthos	Organismen am Boden von Gewässern
Biozide	in der Schädlingsbekämpfung eingesetzte Chemikalien und Mikroorganismen
Biozönose	Lebensgemeinschaft, Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten in einem abgrenzbaren Lebensraum (Biotop) bzw. Standort, die zumindest teilweise in einem Abhängigkeitsverhältnis zueinander stehen. Biozönose und Biotop bilden zusammen das Ökosystem
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BTEX	aromatisierte Kohlenwasserstoffe
bzw.	beziehungsweise
C	
ca.	circa
Cd	Cadmium
chem.	Chemisch
Chlorophylle	Farbstoffe der grünen Pflanzen und bestimmter Algen und Bakterien, mit deren Hilfe Sonnenenergie in chemische Energie umgewandelt wird
Chl-a	Chlorophyll-a
Cl-	Chlorid
cm	Zentimeter
Cr	Chrom
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
Cyanobakterien	Abteilung der Bakterien mit Fähigkeit zur oxygenen Photosynthese, wurden früher zu den Algen gerechnet und als Klasse Cyanophyceae (Blaualgen) geführt, besitzen je-

		doch keinen echten Zellkern und zählen zu den Bakterien. Cyanobakterien besiedeln vermutlich bereits seit mehr als 3,5 Mrd. Jahren die Erde
	Cyprinidengewässer	siehe Potamal
D	d	Tag
	d. h.	das heißt
	Deionat	Deionisiertes oder demineralisiertes Wasser oder vollentsalztes Wasser
	DeNOx	Rauchgasentstickung: mit Hilfe von sog. Primär- oder Sekundärmaßnahmen wird Stickstoffmonoxid, NO, und Stickstoffoxide, NOx, beispielsweise aus dem Rauchgas von Kohlekraftwerken entfernt.
	Destruenten	Organismen, die sich von toten Lebewesen und Abfällen ernähren. Sie verändern die organische Substanz physikalisch und /oder chemisch und überführen sie in anorganisches Material, das von anderen Organismen wieder genutzt werden kann
	Detritus	zerfallene organische Substanz im Zustand der Aufschließung; Organische Rückstände von abgestorbenen Pflanzen und Tieren, die durch Destruenten, zu anorganischen Stoffen abgebaut werden, zunächst durch Abfallfresser (Würmer, Milben), dann durch Mineralisierer (Bakterien, Pilze)
	Diatomeen	Kieselalgen. Der Name Kieselalge kommt von ihrer Hülle aus Siliziumdioxid, fälschlich auch als "Kieselsäure" bezeichnet, die die Zelle umgibt.
	Diadrom	Wanderfische sind Fische, die zum Laichen ihre Gewässer wechseln. Fische, die ihr Leben lang im selben Gewässer bleiben, werden demgegenüber als stationär bezeichnet.
	Diversität	Artenmannigfaltigkeit, Maß für die Vielfalt der Arten in einer Lebensgemeinschaft, berücksichtigt Artenzahl und relative Häufigkeit (Abundanz) der Arten, berechnet als Diversitätsindex
	DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
	Dominanz	(relative Häufigkeit) beschreibt den Anteil einer Art am Gesamtfang. TISCHLER (1949) unterscheidet 5 Klassen der Dominanz: Klasse 0: subrezedent 0 % - 1 % Klasse 1: rezedent 1 % - 2 % Klasse 2: subdominant 2 % - 5% Klasse 3: dominant 5 % - 10% Klasse 4: eudominant 10 % - 100% Für spezifische Untersuchungen existieren eigene Dominanzklassen (s.a Kapitel Fische)
	DRP	Orthophosphat-Phosphor
E	Elution/Eluat	Ab- oder Herauslösen von Substanzen aus einer stationären Phase, die sowohl aus festem als auch aus flüssigem Material bestehen kann. Dabei wird eine mobile Phase, die aus einem oder mehreren Lösungsmitteln besteht, an der stationären Phase vorbeigeführt. Das ausgetragene Gemisch aus Lösungsmitteln und gelösten Substanzen ist das Eluat (lat. eluere „auswaschen“). Von besonderer Bedeutung ist der Vorgang der Elution für die Chromatographie und präparative Gelelektrophorese.
	emers	(=aufgetaucht) Wasserpflanzen, die ganz oder teilweise über die Wasseroberfläche hinauswachsen
	Emission	Abgabe von Stoffen (Gase, Stäube) und Energie (Abwärme, Strahlung, Lärm) an die Umwelt. Auch die abgegebenen Stoffe selbst werden als Emission bezeichnet
	EOX	extrahierbare organisch gebundene Halogene
	Epipotamal	obere Zone des Potamals (=Barbenregion), siehe Fischregionen
	Epirhithral	siehe Rhithral
	eudominant	siehe Dominanz
	Euplankton	siehe Plankton
	euryök	Bezeichnung für Organismen, die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen (großer Toleranzbereich bzw. breite ökologische Amplitude) (Gegensatz: stenök).
	eurytherm	Bezeichnung für Arten mit einem weiten Temperaturtoleranzbereich und einem flachen Verlauf der Optimumskurve
	eurytope Arten	Bezeichnung für Arten, die anpassungsfähig sind und sich strömungsindifferent verhalten. Sie können ein großes Spektrum von Habitaten besiedeln.
	eutraphent	nährstoffliebend
	eutroph	nährstoffreich / Gewässer mit hohem Phosphorgehalt und hoher Produktion von Biomasse

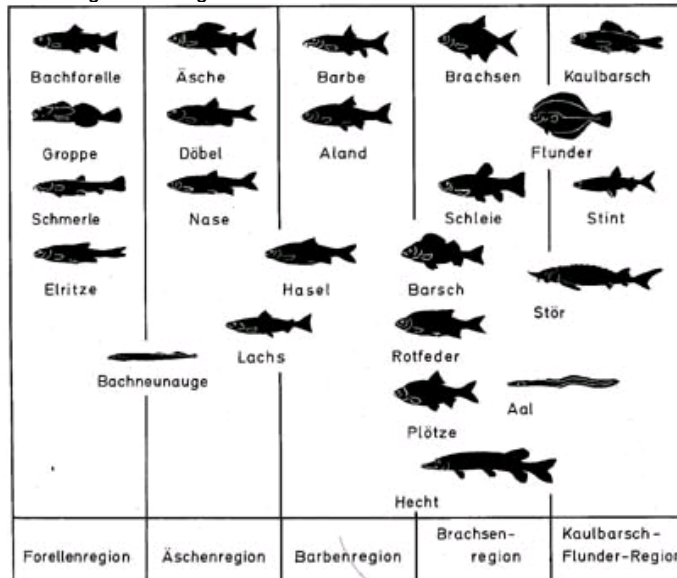
EU-WRRL Europäische Wasserrahmenrichtlinie

F FFH-RL Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Europäischen Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Zuletzt geändert durch Richtlinie 97/43/EG (FFH-Richtlinie, FFH-RL)

fBS fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer (gemäß EU-WRRL)

Filterierer Tiere, die ihre Nahrung aus vorbeistömendem Wasser herausfiltern

Fischregionen Einteilung von Fließgewässern in Gewässerabschnitte



aus: BICK, H. (HRSG.): Ökologie: Grundlagen, terrestrische und aquatische Ökosysteme, angewandte Aspekte. 2. Auflage, Stuttgart, Jena, New York 1993. S. 161.)

Frequenz Die Regelmäßigkeit des Vorkommens einer Art in einem Gebiet

G g Gramm
 ggf. gegebenenfalls
 GK Güteklasse
 GuD Gas- und Dampfturbine

H h Stunde
 halobiont Bezeichnung für Organismen, die nur in salzhaltigen Biotopen vorkommen
 halophil salzliebend
 HCH Hexachlorcyclohexan
 Heterocyten spezialisierter Zelltyp bei bestimmten Cyanobakterien-Gattungen, vergrößerte Zellen zur Stickstofffixierung
 Hg Quecksilber
 HLUG Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
 hypertroph Gewässer, bei welchen der Nährstoffgehalt und damit die Biomasseproduktion so hoch ist, dass bis zum Ende der Sommerstagnation der Sauerstoff in den bodennahen Schichten weitgehend aufgebraucht wird. Nur die obersten Wasserschichten weisen für spezialisierte Organismen noch tolerierbare Wachstumsbedingungen auf. Nachts und morgens kommt es häufig zu Fischsterben. Die Sichttiefe liegt unter einem Meter.
 Hypopotamal untere Zone des Potamals (=Kaulbarsch-Flunder-Region), siehe Fischregionen

I i.A. im Allgemeinen
 i.d.F. in der Fassung
 IaG Institut für angewandte Gewässerökologie
 ICP-MS induktiv gekoppeltes Plasma / Massenspektroskopie
 Inkl. inklusive
 Instationär siehe Sunk / Schwall
 Ionenchromatographie Analysenmethode für ionische Spezies. Man nutzt die Eigenschaft der Ionen, an polaren festen Adsorbentien je nach Art und Größe verschieden stark gebunden zu werden. Die Adsorbentien sind entweder Ionenaustauscher niedriger Kapazität (HPIC = High Performance Ion Chromatography), total sulfonierte Kationenaustauscher hoher Kapazität (HPICE = High Per-

		formance Ion Chromatography Exclusion) oder neutrale Harze, die mit einer mobilen Trennphase versehen sind (MPIC = Mobile Phase Ion Chromatography).
	IVU-Richtlinie	Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) (englisch: Integrated Pollution Prevention and Control, IPPC). Die IVU-Richtlinie bestimmt in 23 Artikeln allgemeine Prinzipien der Grundpflichten der Betreiber von Anlagen, deren Genehmigung, Genehmigungsaufgaben, Genehmigungsverfahren, Information und Beteiligung der Öffentlichkeit usw.
J	JD	Jahresdurchschnitt
	Jungfisch	juvenile Tiere bis zur Geschlechtsreife, anatomische Definition: keine Reste des larvalen Flossensaums mehr vorhanden (vgl. Larve)
K	katadrom	Wanderfische, die flussabwärts ins Meer schwimmen, um dort zu laichen, zum Beispiel dem Aal
	katal.	katalytisch(e)
	kg	Kilogramm
	km	Kilometer
	kokkal	Organisationsstufe der Algen: Vegetative Zellen unbegeißelt und von einer Zellwand umgeben. Einzeller, Coenobien oder Zellaggregate
	Konz.	Konzentration
	KRA	Kondensatreinigungsanlage
	KT	Kühlturm
	KZA	Kühlturmsatzwasseraufbereitungsanlage
L	l	Liter
	LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
	Larve	Jugendstadium, das in Gestalt von geschlechtsreifen Tieren abweicht, bei Fischen: Reste des larvalen Flossensaums vorhanden
	LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
	LHKW	leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
	lithophile Arten	Bezeichnung für Arten, die auf kiesigem Substrat ablaichen (Kieslaicher). Typische bei uns vorkommende Arten sind z.B. Barbe, Nase und Hasel
	Lugol'sche Lösung	Iod-Kaliumiodid-Lösung mit einem Verhältnis von 1:2 von Iod zu Kaliumiodid in Wasser, wird für verschiedene Zwecke in der analytischen Chemie und in der Medizin verwendet, z. B. als Stärke-Nachweis
M	m	Meter
	m ³	Kubikmeter
	Makrobenthos	makroskopisch (mit dem bloßen Auge gerade noch erkennbare) Organismen des Benthos
	Makrophyten	höhere Pflanzen (im Gegensatz zu Mikrophyten), in Gewässern auch die makroskopischen Algen (z.B. <i>Cladophora</i> , <i>Chara</i>)
	Makrophyton	aquatische Gefäßpflanze, aber auch aquatisches Moos, Farn, Kräuter und größere Makroalgen
	Makrozoen	makroskopisch (mit dem bloßen Auge gerade noch erkennbare) Tierwelt
	Makrozoobenthos	makroskopische Tierwelt des Benthos
	Mercaptobenzothiazol	organische Verbindung aus der Gruppe der Heteroaromaten. Sie kann bei Hautkontakt sensibilisieren und eine Kontaktallergie auslösen. (http://de.wikipedia.org/wiki/Mercaptobenzothiazol - cite_note-BG-Chemie-2)
	mesotroph	Gewässer im Übergangsstadium von der Oligotrophie zur Eutrophie
	Metaphyton	Mengen an fädigen Algen, die mit benthischen Substraten verbunden sind. Auch in lockeren Wolken, Matten oder Flocken, die auf dem Boden liegen bzw. umher treiben. Synonym zu älteren Termini wie Tychoplankton, Pseudoplankton und Pseudoperiphyton
	Metapotamal	mittlere Zone des Potamals (=Brachsenregion), siehe Fischregionen
	mdl.	mündlich
	mg	Milligramm
	Mio	Million
	mittl.	mittlere
	Mortalität	Sterblichkeit
	Mortalitätsrate	Sterblichkeitsrate

N	<p>N-ges. N Naphrax Neozoen</p> <p>Neophyten</p> <p>ng NH₄-N Ni</p> <p>Nitrifikation</p> <p>nitrophil</p> <p>NO₂-N NO₃-N NQ</p>	<p>Gesamtstickstoff Stickstoff Spezial-Einschlussmittel für die Einbettung von Diatomeen Tierarten, die direkt oder indirekt durch die Wirkung des Menschen in andere Gebiete eingeführt worden sind und sich dort fest etabliert haben gebietsfremde Pflanzenarten, die mit dem verstärkten Güteraustausch seit der Entdeckung Amerikas seit 1492 eingebracht wurden Nanogramm Ammonium-Stickstoff Nickel bakterielle Oxidation von Ammoniak (NH₃) bzw. Ammonium-Ionen (NH₄⁺) zu Nitrat (NO₃⁻). Die Nitrifikation ist ein Teilprozess des Stickstoffkreislaufs in Ökosystemen. Das durch Destruenten aus abgestorbener Biomasse frei gesetzte Ammoniak bzw. Ammonium wird durch nitrifizierende Bakterien in zwei Schritten zu Nitrat oxidiert. Dazu ist Sauerstoff (O₂) aus der Umgebung erforderlich. nährstoffliebend, bei Pflanzen Nitrate speichernd u. auf nitratreichem Boden besonders gut wachsend (von bestimmten Pflanzen Nitrit-Stickstoff Nitrat-Stickstoff Abkürzung für die niedrigste Abflussmenge innerhalb eines bestimmten Zeitraums, so bezeichnet z.B. NQ₍₁₀₀₎ ein hundertjähriges Niedrigwasser</p>
O	<p>o.g. O₂ oligotroph oligotraphent Okt.</p>	<p>oben genannte Sauerstoff nährstoffarm, Gewässer mit wenig Nährstoffen und geringer organischer Produktion nährstoffarmes Milieu liebend Oktober</p>
P	<p>P PAK Parallelwerk</p> <p>Pb PCDD PCDF Pennales</p> <p>Pennales-Index</p> <p>Plankton</p> <p>Phosphonate photoorganotroph</p>	<p>Phosphor polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe Leitwerk, Leitdamm, Richtwert, Streichwerk, ein im Flussbett, in der herzustellenden, zukünftigen Uferlinie ausgeführter, im Allgemeinen freistehender Damm mit Queran-schlüssen zum natürlichen Ufer Blei polychlorierte Dibenzodioxine polychlorierte Dibenzofurane Ordnung der Algenklasse Bacillariophyceae (Diatomeen). Den Pennales gehören über-wiegend benthisch oder benthisch/planktisch lebende Diatomeenarten an. Ihr quan-titativ relevantes Erscheinen im Plankton weist auf ein für die Gesamtflora bedeutendes Phytobenthos hin, welches folglich nicht durch das Phytoplankton beschattet wird. Das Phytobenthos wird unter ungestörten Abflussbedingungen natürlicherweise periodisch in das Plankton eingemischt. Die Präferenz der Pennales für den guten und sehr guten Gewässer-Zustand ist in den großen Strömen mit großer Abflussspende belegt fließgewässertypspezische Kenngröße zur Bewertung von Gewässern, prozentualer Anteil am Gesamtbiovolumen, Arten der Pennales nehmen bereits im moderaten Zu-stand von Gewässern in 75% der Fälle gegenüber dem guten und sehr guten Zustand ab. Der Pennales-Index ist für Degradationszustände nicht graduell abgestuft, sondern differenziert an der Grenze zwischen gutem und moderatem Zustand. Bezeichnung für die frei im Wasser treibenden und schwebenden Organismen (Bakte-rien, Algen, Protozoen und Wirbellose Tiere (vorwiegend Rotatorien, Cladoceren und Copepoden). Da unter den im Wasser treibenden Planktonten auch Organismen ange-troffen werden, die vom Ufer- oder Grundbesatz losgerissen sind, unterscheidet man auch zwischen einem sogenannten Euplankton (echtem Plankton) und dem Pseudo-plankton. Zu letzterem wurden unberechtigterweise häufig auch die unbelebten Schwe-bestoffe (natürlicher Detritus und Verunreinigungsstoffe) gerechnet. s.a. Metaphyton Salze und organische Verbindungen der Phosphonsäure. Organismen werden hinsichtlich der Art ihrer Elektronendonoren beschrieben und un-terteilt. Alle – auch phototrophe – Organismen benötigen Elektronendonoren für Reduk-tionen, sei es im Zusammenhang mit dem Baustoffwechsel oder dem Energiestoff-wechsel. Die phototrophen Organismen lassen sich den lithotrophen (photolithotroph), oder den organotrophen (photoorganotroph) zuordnen, je nachdem ob sie anorgani-sche oder organische Elektronendonoren nutzen.</p>

	phyto-lithophil	Bezeichnung für Arten, die sowohl auf sandigem, kiesig-steinigem als auch auf pflanzlichem Substrat oder auf Holz ablaichen. Diese Arten sind recht unspezifisch in der Wahl ihres Laichsubstrates. Typische Vertreter dieser Gruppe sind Rotaugen, Flussbarsch und Zander.
	Phytobenthos	Pflanzen der Gewässerböden (Benthal). Bewuchs hauptsächlich aus Algen, aber auch höhere Pflanzen wie die Kormophyten, die im Gewässerboden des Uferbereichs (Litoral) wurzeln
	phytophil	Bezeichnung für Arten, die auf pflanzlichem Substrat (submerse und emerse Vegetation, überflutete terrestrische Vegetation) ablaichen und speziell daran angepasst sind. Hecht, Wildkarpfen, Schleie und Rottfeder sind typische Vertreter dieser Gruppe.
	poikilotherm	wechselwarm. Tiere, die keine konstante Körpertemperatur aufweisen. Die meisten Tiere sind wechselwarm, beispielsweise fast alle Fische, Amphibien, Reptilien, Insekten und andere wirbellose Tiere. Pflanzen und andere Organismen sind generell poikilotherm. Relativ gleichwarm (homiotherm) sind dagegen Vögel und Säugetiere. Die Körpertemperatur poikilothermer Tiere entspricht nahezu der Temperatur der Umgebung. Sie sind bei Kälte weniger aktiv als bei Wärme (vergleiche RGT-Regel).
	Polycarboxylate	lineare Polymere, die über eine hohe Zahl an Carboxyl-Gruppen verfügen. Sie werden als sogenannte Builder in Waschmitteln eingesetzt, um die Waschleistung zu verbessern. Es sind Polymere der Acrylsäure oder Copolymere der Acrylsäure und der Maleinsäure. Das Polymer wird als Natriumsalz eingesetzt
	polytroph	siehe hypertroph
	Pontokaspisch	Verbreitungsgebiet von Organismen, die im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres, des Aralsees und des Kaspischen Meeres vorkommen
	Potamal	Sommerwarme (Sommertemperatur über 20 Grad C), sandig schlammige Zone eines Fließgewässers. Die hier lebenden Organismen bilden das Potamal, Biotop und Biozönose das Potamocoen. In der Limnologie: Zone des Tieflandflusses, unterteilt in Epi- und Metapotamal (=Cyprinidenregion) sowie das Mündungsgebiet oder Hypopotamal (=Kaulbarsch-Flunder-Region), siehe Fischregionen
	psammophil	Bezeichnung für Arten, die auf sandigem Substrat ablaichen, z. B. Gründling und Bachschmerle
Q	Q	Abfluss
R	REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
	rezedent	siehe Dominanz
	RGT-Regel	Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel, auch Van 't Hoffsche Regel genannt. Faustregel in der Biochemie, Biologie, Geologie und Physiologie. Die Regel besagt, dass sich die Reaktionsgeschwindigkeit etwa verdoppelt, wenn die Temperatur um 10°C erhöht wird
	rheophile Arten (A)	strömungsliebende Arten, deren gesamter Lebenszyklus im Hauptfluss abläuft
	rheophile Arten (B)	strömungsliebende Arten, die sich in bestimmten Lebensabschnitten in Altarmen und Zuflüssen aufhalten
	reproductive guilds	von BALON (1975) weiterentwickeltes Konzept zur ökologischen Klassifizierung einzelner Fischarten. In einer Gilde sind alle Arten zusammengefasst, die ein bestimmtes Laichsubstrat nutzen bzw. eine besondere Form der Eiablage aufweisen. Diese Unterschiede der jeweiligen Gilden spiegeln sich auch in bestimmten Merkmalen der Larven (z. B. Respirationsstrukturen, Pigmentierung, Dottersackdimension, Haftdrüsen etc.) wider und definieren auch den ethologischen Aspekt der Gilde
	Rhithral	Zone des Gebirgsbaches (=Salmonidenregion), unterteilt in Epirhithral (obere Forellenregion), Metarhithral (untere Forellenregion), Hyporhithral (Äschenregion), siehe Fischregionen
	rhithrale Arten	Bezeichnung für Arten, die wenigstens bei der Reproduktion an sauerstoffreiche, sommerkalte Gewässer des Rhithrals gebunden sind (z.B. Bachforelle)
	RP	Regierungspräsidium
S	s	Sekunde
	s.a.	siehe auch
	Saprobie	System zur Ermittlung des biologischen Verschmutzungsgrades (Saprobie) von Fließgewässern und Einordnung in Gewässergüteklassen anhand des Saprobienindex.
	Saprobienindex	Dazu nutzt man die im Gewässer aufgefundenen Saprobionten (verschiedene Arten)

	Saprobien	von Pilzen, Bakterien und Protozoen, Kleinkrebsen und Insektenlarven) als Bioindikatoren. Die einzelnen Arten der Saprobien sind i. a. charakteristisch für einen bestimmten Grad der Belastung mit abbaubaren organischen Stoffen
	SO ₄	Sulfat
	speleophile Arten	Arten die ihr Gelege verstecken und bewachen, z. B. Groppe, Marmorgrundel.
	stagnophile Arten	Arten, deren gesamter Lebenszyklus in stehenden und vegetationsreichen (Auen-) Gewässern abläuft, strömungsmeidend
	stenotherm	Arten mit einem engen Temperaturtoleranzbereich und steilem Verlauf der Optimumskurve
	submers	(abgetaucht) Wasserpflanzen, die ganz untergetaucht im Wasser wachsen
	Sunk / Schwall	Bei zeitlichen Änderungen des Abflusses spricht man von instationären Bedingungen. Besonders deutlich tritt dies bei plötzlichen Abflussänderungen z.B. durch das Öffnen und Schließen von Wehren, durch das Vorbeifahren großer Schiffe in Flüssen oder bei Katastrophen wie dem Bruch von Staudämmen auf. Unter Schwall versteht man eine plötzliche Abflusserhöhung und unter Sunk die plötzliche Verminderung des Abflusses.
	Synökologie	Ökologie der Biozönosen (=Lebensgemeinschaft), untersucht biologische Systeme. Einerseits werden die Wechselwirkungen innerhalb einer Biozönose untersucht, andererseits die Abhängigkeiten vom Biotop. Biotop und Biozönose bilden in modellhafter Einheit das Ökosystem.
T	t	Tonne
	Tab	Tabelle
	Taxon	(=Ordnung, Sippe, Rang) systematische Einheit in der Biologie (Gruppe von Lebewesen) beliebiger Rangstufe, z.B. Art, Familie, Ordnung, Klasse u.a. (Plural: Taxa)
	TE	Trockeneinheit
	TI	Thallium
	TIP	Typspezifischer Indexwert Potamoplankton, fließgewässertypspezifische Kenngröße zur Bewertung von Gewässern, nach Pottgiesser (2007) errechnet sich der Gesamtindex für Gewässer neben dem Potamoplanktonindex (TIP) aus den Teilindices für die Biomasse (Gesamtpigmentindex), sowie die Diatomeen (Pennalesindex, s.o.).
	Thallus	vielzelliger Vegetationskörper bei Pflanzen, nicht in Sprossachse, Wurzel und Blatt unterteilt. Solche Pflanzen nennt man Thallophyten oder Lagerpflanzen
	thermophil	wärmeliebend
	TN	Gesamtstickstoff
	TOC	gesamter organischer Kohlenstoff [Total Organic Carbon]
	Tosbecken	Auffangbecken für das abfließende Wasser einer Talsperre, Staustufe, eines Wehres, eines Hochwasserrückhaltebeckens oder einer andersgearteten Stauanlage
	TP	Gesamtphosphor
	TR	Trockenrückstand
	trichal	Organisationsstufe der Algen. Diese bilden verzweigte oder unverzweigte Fäden aus einkernigen Zellen. Das Wachstum erfolgt interkalar oder durch Scheitelzellen
	Trophie	Der Begriff der Trophie beschreibt in der Gewässerökologie die Intensität der Primärproduktion in den Gewässern, die stark von den Nährstoffgehalten bzw. -belastung der jeweiligen Gewässer beeinflusst wird. Die trophische Charakterisierung und Bewertung von stehenden und fließenden Gewässern unterscheiden sich. In der Limnologie werden die Gewässer anhand der Jahresdurchschnittswerte an Chlorophyll- und Gesamtphosphorgehalt in vier Trophiestufen eingeteilt. Daneben werden sekundär auch Sauerstoffsättigung, Wasserfärbung, Sichttiefe und andere Parameter zur Beurteilung genutzt, die sich als Folgen der durch die Nährelemente verursachten Intensität organischer Produktion ergeben (z. B. BSB, CSB, Bakterienzahl.) Das Trophiesystem der stehenden Gewässer ist nicht mit dem für Fließgewässer entwickelten Saprobien-system zu verwechseln, welches ebenfalls vier Stufen, die Gewässergüteklassen, definiert. Diese beruhen auf der Belastung mit organischem, biologisch abbaubarem Material. Übliche Bezeichnungen für die Trophiestufen sind: oligotroph (Trophiestufe I), mesotroph (Trophiestufe II), eutroph (Trophiestufe III), und hypertroph (Trophiestufe IV = polytroph)
	Tychoplankton	siehe Metaphyton
U	UQN	Umweltqualitätsnorm
	Utermöhl	Zählmethodik zur Bestimmung von Algenkonzentrationen, Sedimentationsverfahren
V	V	Vanadium

	VBh	Vollastbenutzungsstunden (jährliche Betriebsstunden eines Kraftwerks im Volllastbetrieb)
	VEA	Vollentsalzungsanlage
W	WRRL	Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Richtlinie, die den rechtlichen Rahmen für die Wasserpolitik innerhalb der EU vereinheitlicht und bezweckt, die Wasserpolitik stärker auf eine nachhaltige und umweltverträgliche Wassernutzung auszurichten
Z	z.B.	zum Beispiel
	z.T.	zum Teil
	ZHK	zulässige Höchstkonzentration
	Zn	Zink
	Zönose	Gemeinschaft, Fachbegriff der Synökologie.