

# ENERGIESPEICHER RIEDL

**DONAU-  
KRAFTWERK  
JOCHENSTEIN**  
AKTIENGESELLSCHAFT

Planfeststellungsverfahren  
Umweltverträglichkeitsstudie

**Dr. Erich Polzer**  
Allgemein beeideter gerichtlicher  
Sachverständiger  
A-9020 Klagenfurt

Limnochemische Beurteilung  
des Speichersees



Erstellt	Erich Polzer	E. Polzer	30.01.2012
Geprüft	Erich Polzer	E. Polzer <i>Dr. Erich Polzer</i>	30.01.2012
Freigegeben	DJK / ES-R	D. Mayr <i>D. Mayr</i>	19.03.2012
	Unternehmen / Abteilung	Vorname Nachname	Datum

Fremdfirmen-Nr.:																				Aufstellungsort:										Bl. von Bl.																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																										



## Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung .....	7
2.	Aufgabenstellung .....	8
3.	Verwendete Unterlagen .....	9
4.	Untersuchungsraum .....	10
5.	Untersuchungsmethodik .....	10
6.	Bestandssituation .....	12
6.1.	Wasser- und Sedimentchemie .....	12
6.1.1.	Qualitätsnormen für Fließgewässer – Überblick .....	13
6.1.2.	Diskussion der chemisch-physikalischen Daten .....	18
7.	Wesentliche positive und negative Auswirkungen – Bayern .....	53
7.1.	Prognose der limnochemischen Entwicklung des Speichersees und seiner Sedimente .....	53
7.1.1.	Prognose der Beschaffenheit der Sedimente .....	53
7.1.2.	Vergleiche mit Referenzgewässern .....	65
7.1.3.	Geruch .....	70
7.1.4.	Beeinflussung der Wassergütemessstation .....	70
8.	Wesentliche positive und negative Auswirkungen – Österreich .....	75
9.	Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Auswirkungen .....	75
10.	Vorschläge für die Beweissicherung und Kontrolle .....	75
11.	Nachsorge .....	75
12.	Aufgetretene Schwierigkeiten .....	75
13.	Zusammenfassung .....	76
14.	Literatur .....	79
15.	Anhang .....	82
15.1.	Untersuchungen im Stausee Freibach .....	85
15.2.	Probennahmeprotokoll .....	85
15.2.1.	Probestellen .....	85
15.2.2.	Vor-Ort-Werte .....	87
15.2.3.	Ergebnisse der chemischen Sedimentanalysen .....	88
15.2.4.	Ergebnisse der biologischen Sedimentanalysen .....	89
15.2.5.	Fotodokumentation der Sedimente an Probestelle 1 .....	90

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Projektübersicht .....	7
Abbildung 2:	Einsatzszenarien für einen Wochenbetrieb im Energiespeicher .....	11
Abbildung 3:	Langzeitentwicklung der Donauabflüsse mit Maxima und Minima .....	19
Abbildung 4:	Monatliche Durchschnittsabflüsse, Minima und Maxima (2000-2010) .....	19
Abbildung 5:	Langzeitentwicklung der Donauwassertemperaturen mit Maxima und Minima .....	30
Abbildung 6:	monatsbezogene Durchschnittstemperaturen des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	31
Abbildung 7:	jahresbezogene Durchschnittswerte des BSB <sub>5</sub> des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	32
Abbildung 8:	jahresbezogene Durchschnittsfrachten des BSB <sub>5</sub> im Donauwasser .....	33
Abbildung 9:	monatsbezogene Durchschnittskonzentrationen des BSB <sub>5</sub> im Donauwasser, Minima und Maxima .....	33
Abbildung 10:	jahresbezogene Durchschnittswerte des DOC des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	34
Abbildung 11:	jahresbezogene Durchschnittsfrachten des DOC im Donauwasser .....	35
Abbildung 12:	monatsbezogene Durchschnittskonzentrationen des DOC im Donauwasser, Minima und Maxima .....	35
Abbildung 13:	jahresbezogene Durchschnittswerte des pH-Wertes des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	36



Abbildung 14: monatsbezogene Durchschnitte der pH-Werte des Donauwassers, Minima und Maxima.....	37
Abbildung 15: jahresbezogene Durchschnittswerte der Sauerstoffsättigung des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	38
Abbildung 16: monatsbezogene Durchschnittswerte der Sauerstoffsättigung des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	38
Abbildung 17: jahresbezogene Durchschnittswerte der Chloridgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	39
Abbildung 18: jahresbezogene Durchschnittswerte der Phosphatgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	41
Abbildung 19: jahresbezogene Durchschnittswerte der Phosphatfrachten des Donauwassers .....	41
Abbildung 20: monatsbezogene Durchschnittswerte der Phosphatgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	42
Abbildung 21: jahresbezogene Durchschnittswerte der Nitratgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima.....	43
Abbildung 22: jahresbezogene Durchschnittswerte der Nitratfrachten des Donauwassers .....	43
Abbildung 23: monatsbezogene Durchschnittswerte der Nitratgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima.....	44
Abbildung 24: jahresbezogene Durchschnittswerte der Gesamtposphorgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	45
Abbildung 25: jahresbezogene Durchschnittswerte der Gesamtposphorfrachten des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	46
Abbildung 26: monatsbezogene Durchschnittswerte der Gesamtposphorgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	46
Abbildung 27: Flächenbelastung vs. Verhältnis mittlere Tiefe zu mittlerer Verweilzeit und Trophiestatus nach dem Vollenweider-Modell .....	47
Abbildung 28: Trophiestatus nach Chlorophyll-a- und P-gesamtgehalten im Donauwasser .....	49
Abbildung 29: jahresbezogene Durchschnittswerte der Chlorophyll-a-Gehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	50
Abbildung 30: jahresbezogene Durchschnittswerte der Chlorophyll-a-Frachten im Donauwasser .....	50
Abbildung 31: monatsbezogene Durchschnittswerte der Chlorophyll-a-Gehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima .....	51
Abbildung 32: Sauerstoffsättigung vs. Chlorophyll-a im Donauwasser.....	52
Abbildung 33: Jahreganglinie der Donauwasserführung mit zugehörigen Gehalten an abfiltrierbaren Stoffen und TOC-Gehalten .....	56
Abbildung 34: relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 889 \text{ m}^3/\text{s}$ in Abhängigkeit von den Betriebszuständen .....	58
Abbildung 35: relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 1408 \text{ m}^3/\text{s}$ in Abhängigkeit von den Betriebszuständen .....	58
Abbildung 36: relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 1959 \text{ m}^3/\text{s}$ in Abhängigkeit von den Betriebszuständen .....	59
Abbildung 37: relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 2396 \text{ m}^3/\text{s}$ in Abhängigkeit von den Betriebszuständen .....	59
Abbildung 38: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 889 \text{ m}^3/\text{s}$ in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung .....	60
Abbildung 39: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 1409 \text{ m}^3/\text{s}$ in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung .....	61



Abbildung 40: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 1959$ $m^3/s$ in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung .....	61
Abbildung 41: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei $Q = 1959$ $m^3/s$ in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung .....	62
Abbildung 42: Durchschnittliche Jahressedimentation der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung in den Tiefenschichten zwischen ein und zwanzig Metern .....	63
Abbildung 43: Durchschnittliche Jahressedimentation der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung in den äußeren, mittleren und inneren Tiefenschichten an den Schrägwänden.....	63

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Donau Jochenstein, Jänner 09 bis November 10, Umweltqualitätsnormen (UQNa und UQNb), Mittelwerte, 90%-Perzentile, Standardabweichungen, Anzahl der Werte, Minima und Maxima.....	15
Tabelle 2: Chemisch-physikalische Sedimentdaten des Staues Jochenstein.....	16
Tabelle 3: Donauwasser Jochenstein: Jahresmittelwerte 2000 bis 2010.....	17
Tabelle 4: Durchflüsse der Donau im Bereich der Stauwurzel des KW Aschach .....	18
Tabelle 5: Langzeitentwicklung der Donauabflüsse .....	18
Tabelle 6: Monatliche Durchschnittsabflüsse, Minima, Maxima und Standardabweichungen (2000-2010) .....	19
Tabelle 7: $Q$ 95%, Mittelwert, Minimum und Maximum der Tages-Abflüsse 2000-2010 .....	20
Tabelle 8: Ergebnisse der Gewässerüberwachung zu den prioritären Stoffen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt an der Messstelle Jochenstein (Messstellen Nr. 13306), Stand: 22.12.2009.....	23
Tabelle 9: Ergebnisse der Gewässerüberwachung zu den Schadstoffen gemäß Anhang VIII WRRL des Bayerischen Landesamtes für Umwelt an der Messstelle Jochenstein (Messstellen Nr. 13306) für Wasser und Sedimente (Einheiten in $mg/kg$ oder $\mu g/kg$ ), Stand: 22.12.2009 .....	27
Tabelle 10: Wassertemperaturen, Mittelwerte, Minima und Maxima (Quelle: WWA Deggendorf) .....	30
Tabelle 11: Mittelwerte, Minima und Maxima der Wassertemperaturen sowie Erwärmung der Donau in 10 Jahren (Quelle: WWA Deggendorf).....	31
Tabelle 12: Monatliche Mittelwerte, Minima und Maxima der Wassertemperaturen (Quelle: WWA Deggendorf) .....	31
Tabelle 13: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima des Biochemischen Sauerstoffbedarfs des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf) .....	32
Tabelle 14: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima des gelösten organischen Kohlenstoffgehaltes im Donauwasser (Quelle: WWA Deggendorf) .....	34
Tabelle 15: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima des pH-Wertes im Donauwasser (Quelle: WWA Deggendorf).....	36
Tabelle 16: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Sauerstoffsättigung des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf) .....	37



Tabelle 17:	Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Chloridkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf).....	39
Tabelle 18:	Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Orthophosphatkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf).....	40
Tabelle 19:	Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Nitratkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf) .....	42
Tabelle 20:	Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Gesamtposphorkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf) .....	45
Tabelle 21:	Trophieklassen nach Gesamtposphor-, Phytoplankton-, Chlorophyll a- und BSB5-Gehalt.....	48
Tabelle 22:	Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Chlorophyll-a-Gehalte des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf) .....	49
Tabelle 23:	Maximal mögliche Sedimentationsraten im Energiespeicher (Basis: Daten 2009-2010).....	53
Tabelle 24:	Korrelationen hydr. Frachten vs. Donauwasserinhaltsstoffe mit möglichen Hinweisen auf Trophiezustände .....	53
Tabelle 25:	Vergleich der Sedimentationsraten für Feststoffe und TOC.....	54
Tabelle 26:	Mittelwerte der Inhaltsstoffe der Sedimentproben des Staues Jochenstein .....	54
Tabelle 27:	Verhältnis Feststoffe vs. TOC bzw. BSB5 in den Sedimentproben des Staues Jochenstein .....	54
Tabelle 28:	Schwankungsbereichen der Donauwasserführungen und Tagesabflusshäufigkeiten .....	56
Tabelle 29:	Erwartbare Korngrößenverteilungen und Anteile an organischen Inhaltsstoffen in den Sedimenten .....	56
Tabelle 30:	Freiwasserkonzentrationen sedimentierfähiger Wasserinhaltsstoffe je nach Wasserführung.....	57
Tabelle 31:	Hydraulischer Ansatz für tägliche Befüllungen bzw. Entleerungen .....	57
Tabelle 32:	Vergleich der Sedimentfraktionen im Stau Jochenstein und erwartbare Fraktionierung im Energiespeicher.....	64
Tabelle 33:	Sedimentgehalte an GV, TS und TOC im Stau Jochenstein .....	64





## 1. Einleitung

Im 1952 vereinbarten Regierungsabkommen der Regierungen der Bundesrepublik Deutschland, des Freistaates Bayern und der Republik Österreich zur Donaukraftwerk Jochenstein AG (DKJ) wurde der Bau und die möglichst wirtschaftliche Nutzung der Kraftwerksanlage Jochenstein an der Grenzstrecke der Donau vereinbart. Zu den im Regierungsübereinkommen genannten Kraftwerksanlagen zählt auch ein Pumpspeicherkraftwerk, dessen Errichtung bis heute nicht erfolgte.

Die derzeit herrschenden Rahmenbedingungen in der Europäischen Energiewirtschaft mit dem Willen, erneuerbare Energieträger nachhaltig in die Energieaufbringung mit einzubeziehen und der sich daraus ergebenden Notwendigkeit, die erzeugte Energie aus volatilen Energieträger (Wind, Photovoltaik) zu speichern, bedingen eine steigende Nachfrage nach Energiespeichern. Dabei stellen Pumpspeicherkraftwerke aus Wasserkraft die mit Abstand effizienteste und nachhaltigste Möglichkeit dar.

Vor diesem Hintergrund plant die Donaukraftwerk Jochenstein AG im Oberwasserbereich des Kraftwerkes Jochenstein die Errichtung eines modernen Pumpspeicherkraftwerkes, im Folgenden als „Energiespeicher Riedl“ bezeichnet. Die Grundkonzeption des Energiespeichers Riedl ist in Abbildung 1 dargestellt.

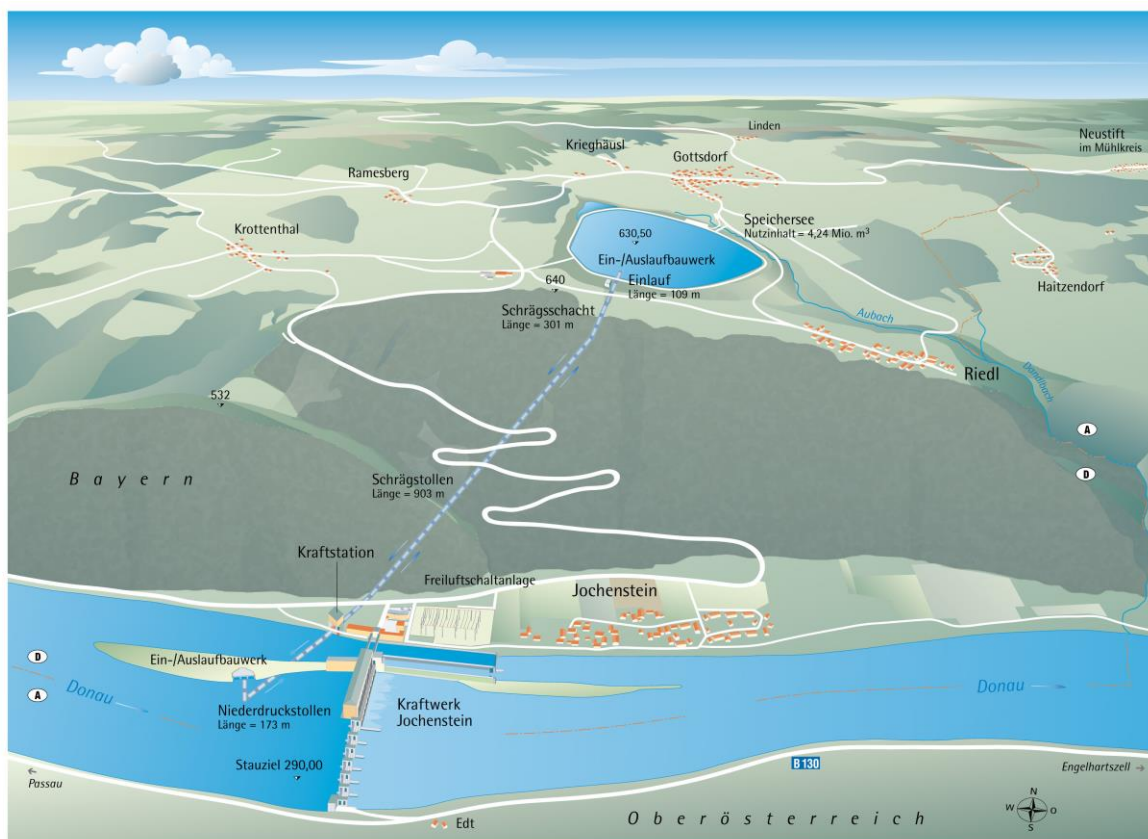


Abbildung 1: Projektübersicht

Das Wasser für die neue Anlage wird der Donau aus dem Stauration Jochenstein am rechten Ufer des Trenndamms der bestehenden Laufwasserstufe über ein Ein-/Auslaufbauwerk sowohl entnommen als auch zurückgegeben. Ein neu errichteter Speichersee, welcher in der "Riedler Mulde" südwestlich der Ortschaft Gottsdorf und nördlich der Ortschaft Riedl vorgesehen ist, wird als Oberbecken verwendet. Die beiden Wasserkörper werden durch Stollen zu einer Kraftstation als Schachtbauwerk im Talbodenbereich von Jochenstein verbunden, in welcher die beiden Pumpen und Turbinen aufgestellt

sind. Die erzeugte elektrische Energie wird in einem unterirdischen Kabelkanal in die bestehende Schaltanlage des Kraftwerkes Jochenstein eingespeist. Alle Anlagenteile des Energiespeichers Riedl befinden sich auf deutschem Staatsgebiet.

Der Energiespeicher Riedl ist eine Wasserkraftanlage, mit der die Herstellung eines Gewässers (Speichersee) sowie die wesentliche Umgestaltung eines Gewässers (Donau) verbunden sind. Für derartige Vorhaben ist gemäß §§ 67 ff. Wasserhaushaltsgesetz (WHG) eine wasserrechtliche Planfeststellung erforderlich. Darüber hinaus ist gemäß §§ 2 Abs. 1, 3 Nr. 1 in Verbindung mit Anlage 1 Nr. 13.14 in Verbindung mit Anlage 2 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen.

Der Träger des Vorhabens hat gemäß § 6 UVPG der Behörde entscheidungserhebliche Unterlagen über die Umweltauswirkungen des Vorhabens vorzulegen. Im Fall des Energiespeichers Riedl wird hierzu eine Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) vorgelegt. Der gegenständliche Fachbereich ist Teil dieser UVS. Darin werden auf Basis der Vorgaben des § 6 UVPG der maßgebliche Untersuchungsraum, der Ist-Bestand und die methodische Vorgangsweise dargestellt sowie die Auswirkungen des Vorhabens sowohl für die Bau- als auch für die Betriebsphase fachspezifisch beurteilt.

## 2. Aufgabenstellung

Es soll eine Zustandsbeurteilung des Energiespeichers Riedl nach chemisch-physikalischen Kriterien erfolgen, wobei diese Daten mit den ökologischen und chemisch-physikalischen Bestandserhebungen, und – soweit möglich – mit Referenzgewässern verglichen werden sollen, und daraus das erwartbare ökologische Potential des Speichersees abgeleitet wird. Darüber hinaus sollen Vergleiche mit Pumpspeicherkraftwerken stattfinden, um künftige sedimentäre Umlagerungsprozesse im Energiespeicher beurteilen zu können.

Auch soll die Beurteilung eines allfällig möglichen Geruchsproblems durch den Energiespeicher Riedl erfolgen. Dazu wird die limnologische Entwicklung in Abhängigkeit von den Intervallen der Befüllungen und Entleerungen prognostiziert. Unter Berücksichtigung der Nährstoffbelastungen aus der Donau wird das trophische Potential des Speichersees abgeschätzt. Unter Berücksichtigung dieses Potentials und der in den Speichersee verfrachteten absetzbaren und sedimentierfähigen Stoffe wird die zukünftige Beschaffenheit der Sedimente abgeschätzt.

Im Einzelnen sollen nachstehende Schritte erfolgen:

Bearbeitung der Qualitätsziele, Typenspezifische Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter nach Österreichischer und Bayerischer Normierung.

Vergleiche mit bestehenden Sedimentdaten und limnochemisch-physikalische Beurteilung der Qualität des Speichersees auf Basis der QZV Chemie

Bearbeitung methodischer Unterschiede zu vergleichbaren deutschen Regelwerken und Berechnungen für Prognosen

Datenzusammenführungen und Vergleiche (Zusammensetzung der Schwebstoffe in der Donau, Bestandserhebungen, Sedimente und Limnochemie von Referenzgewässern)

Aussagen über die Intensität der Ablagerungen bzw. die Zehrfähigkeit der Sedimente im Energiespeicher Riedl und daraus resultierende allfällige Geruchsauswirkungen sowie Maßnahmen zur Hintanhaltung dieser.





### 3. Verwendete Unterlagen

Es wurden sowohl tägliche Immissionsmessdaten der automatischen Messstation des Wasserwirtschaftsamtes Deggendorf, Servicestelle Passau als Tagesmittelwerte ausgewertet, wie auch in 14-tägigen Intervallen entnommene Proben i.A. des Bayerisches Landesamtes für Umwelt. Die Messstation Jochenstein liegt bei Fl.km 2.203,8 an der Donau, an der Grenze zwischen Deutschland und Österreich. Im Einzelnen wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

Immissionsmessdaten der Gewässergütemessstation am KW Jochenstein vom WaWi-Amt Deggendorf ab dem Jahr 2000 (bis 31.12.2010) mit den Tagesmitteln der Parameter Leitfähigkeit, Sauerstoff, Temperatur, pH – Wert, Abfluss, Trübung, Ammonium, Toxizität, Ammoniak, Nitrat, Ortho-Phosphat und Chlorophyll-a.

Messdaten zur Donauchemie (Messstelle KW Jochenstein) vom WaWi-Amt Deggendorf der Jahre 2000 bis 2010 aus 14-tägigen Messintervallen mit den Werten für Lufttemperatur, Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit bei 20°C, pH-Wert (vor Ort), Sauerstoff gelöst, Sauerstoffsättigungsindex, BSB5 (DIN EN 1899; ohne ATH), DOC, TOC, CSB H44, Chlorid, Sulfat, Ammonium-N, Nitrat-N, Nitrit-N, Gesamtstickstoff, Phosphat-P, Phosphor-gesamt, Phosphor-gesamt gelöst, Säurekapazität; pH4,3, abfiltrierbare Stoffe, Chlorophyll-a, Phaeopigmente, Calcium gesamt, Magnesium gesamt, Natrium gelöst, Kalium gelöst, Arsen gesamt, Blei gesamt, Chrom-gesamt gesamt, Eisen gesamt, Kupfer gesamt, Kupfer gelöst, Mangan gesamt, Nickel gesamt und Zink gesamt.

Immissionsmessdaten und Sedimentdaten (Dimensionsangaben in mg/kg) der Jochenstein Messstation, Nr. 13306 vom WaWi-Amt Deggendorf mit den in 14-tägigen Abständen von 2009-2010 gewonnenen (in ihrem Umfang durch eine Reihe prioritärer Stoffe erweiterten) Messwerte von pH-Wert, Glührückstand der Trockensubstanz %, Sauerstoffsättigungsindex %, Trockenrückstand %, Lufttemperatur °C, Wassertemperatur (vor Ort) °C, 1,2,4-Trimethylbenzol µg/l, Acenaphthen µg/l, Aminomethylphosphons µg/l, Anthracen µg/l, Atrazin µg/l, Benzfluoranthren,2,3- µg/l, Benzfluoranthren,8,9- µg/l, Benzoanthracen, 1,2- µg/l, Benzol µg/l, Benzoperylen, 6,7- µg/l, Benzopyren, 1,2- µg/l, Bisphenol A µg/l, Chlorethen µg/l, Chlorophyll-a µg/l, Chrysen µg/l, Desethylatrazin µg/l, Desethylterbutylazin µg/l, Di-(2-ethylhexyl)phthalat µg/l, Dibenz(a,h)anthracen µg/l, Dichlorethen, 1,2- µg/l, Dichlorethen z, 1,2- µg/l, Diflufenican µg/l, DONA µg/l, Ethylbenzol µg/l, Ethyltertiärbutylether µg/l, Fluoranthren µg/l, Fluoren µg/l, Glufosinat-ammonium µg/l, Glyphosat µg/l, HHCB µg/l, Indenopyren µg/l, Isoproturon µg/l, Methyl-naphthalin, 1- µg/l, Methyl-naphthalin, 2- µg/l, Methyltertiärbutylether µg/l, Metolachlor µg/l, Naphthalin µg/l, n-Hexan µg/l, Perfluorooctansäure µg/l, Perfluorooctylsulfonsäure µg/l, Phaeopigmente µg/l, Phenanthren µg/l, p-tert. Octylphenol µg/l, Pyren µg/l, Styrol µg/l, Terbutylazin µg/l, Tetrachlorethen µg/l, Tetrachlormethan µg/l, Toluol µg/l, Trichlorethen g/l, Trichlormethan µg/l, Triclosan µg/l, Tris(2-chloro-1-(chloromethyl)ethyl)phosphat µg/l, Tris(2-chloro-1-methylethyl)phosphat µg/l, Tris(2-chloroethyl)phosphat µg/l, Xylol, o- µg/l, Xylol, m,p- µg/l, Elektrische Leitfähigkeit bei 20°C µS/cm, Elektrische Leitfähigkeit bei 20°C (vor Ort) µS/cm, spektraler Absorptionskoeffizient bei 436 nm, unfiltriert 1/m, Sichttiefe mit Sichtscheibe cm, TOC, fest g/kg, Quecksilber; gesamt fest mg/kg, 4-Iso-Nonylphenol fest mg/kg, Arsen fest mg/kg, Benzfluoranthren,2,3- fest mg/kg, Benzfluoranthren,8,9- fest mg/kg, Benzoanthracen, 1,2- fest mg/kg, Benzoperylen, 6,7- fest mg/kg, Benzopyren, 1,2- fest mg/kg, Blei fest mg/kg, Cadmium fest mg/kg, Chrom-gesamt fest mg/kg, Chrysen fest mg/kg, Di-(2-ethylhexyl)phthalat fest mg/kg, Dibenz(a,h)anthracen fest mg/kg, Dibutylzinn-Kation fest mg/kg, Dioctylzinn fest mg/kg, Eisen fest mg/kg, Fluoranthren fest mg/kg, HHCB fest mg/kg, Indenopyren fest mg/kg, Kupfer fest mg/kg, Lithium fest mg/kg, Mangan fest mg/kg, Monobutylzinn-Kation fest mg/kg, Monoctylzinn fest mg/kg, Naphthalin fest mg/kg, Nickel fest mg/kg, PCB101 fest mg/kg, PCB138 fest mg/kg, PCB153 fest mg/kg, PCB180 fest mg/kg, PCB28 fest mg/kg, PCB52 fest mg/kg, Phenanthren fest mg/kg, p-



tert. Octylphenol fest mg/kg, Pyren fest mg/kg, Tributylzinn-Kation fest mg/kg, Zink fest mg/kg, BSB5 (DIN EN 1899; ohne ATH) mg/l, Sauerstoff; gelöst mg/l, Abfiltrierbare Stoffe mg/l, Ammonium-N mg/l, Anionische Tenside mg/l, AOX mg/l, Arsen gelöst mg/l, Arsen gesamt mg/l, Blei gesamt mg/l, Cadmium gesamt mg/l, Calcium, gelöst mg/l, Chlorid mg/l, Chrom-gesamt mg/l, CSB H44 mg/l, DOC mg/l, DTPA mg/l, EDTA mg/l, Eisen gelöst mg/l, Eisen gesamt mg/l, Gesamtstickstoff mg/l, Kalium gelöst mg/l, Kupfer gelöst mg/l, Kupfer gesamt mg/l, Magnesium gelöst mg/l, Mangan gelöst mg/l, Mangan gesamt mg/l, Natrium gelöst mg/l, Nickel gelöst mg/l, Nickel gesamt mg/l, Nitrat-N mg/l, Nitrit-N mg/l, NTA, Nitrilotriessigsäure mg/l, Phosphat-P, o- mg/l, Phosphor-gesamt mg/l, Phosphor-gesamt gelöst mg/l, Quecksilber-gesamt gelöst mg/l, Sulfat mg/l, TOC mg/l, Zink gelöst mg/l, Zink gesamt mg/l, Basekapazität pH8,2 mmol/l, und Säurekapazität pH4,3 mmol/l.

#### 4. Untersuchungsraum

Der Untersuchungsraum für die wasserchemische Beurteilung bezieht sich auf die Messdaten zur Donauchemie (Messstelle KW Jochenstein) vom WW-Amt Deggendorf, Servicestelle Passau, die als Tagesmittelwerte ausgewertet wurden, wie auch auf die in 14-tägigen Intervallen entnommene Proben i.A. des Bayerisches Landesamtes für Umwelt. - Die Messstation Jochenstein liegt bei Fl.km 2.203,8 an der Donau, an der Grenze zwischen Deutschland und Österreich.

Gemäß dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2009) sind als Kernstücke der abgestimmten EU-Maßnahmenprogramme bezüglich Donau beim Kraftwerk Jochenstein Verbesserungen im Rahmen der Wiederherstellung der Durchgängigkeit und strukturellen Verbesserungen, sowie Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung infolge Abflussregulierung und morphologische Veränderungen aus den Bereichen Durchgängigkeit, Morphologie und sonstige hydromorphologische Belastungen vorgesehen. Es wird für die Umsetzung ein Zeitraum nach 2015 (vermutlich 2021) anvisiert.

#### 5. Untersuchungsmethodik

##### Technische Grundlagen

Der Speichersee wird mit einer 1-schichtigen Asphaltbetondichtung an Sohle und Böschung gedichtet.

Für den Energiespeicher ist die Entnahme bzw. Rückgabe von Wasser aus dem Staauraum Jochenstein in unmittelbarer Nähe der Kraftwerkseinläufe des Laufwasserkraftwerkes vorgesehen. Dieses ist mit fünf Kaplan-turbinen mit einer maximalen Schluckfähigkeit von 410 m<sup>3</sup>/s je Maschinensatz ausgerüstet. Der maximale Durchfluss des Kraftwerkes beträgt 2.050 m<sup>3</sup>/s, das Stauziel liegt auf Kote 290,00 mNN.

Zur Bereitstellung von Ausgleichs- und Regelenergie ist das technische Konzept des Energiespeichers darauf ausgelegt, rasch auf Laständerungen im Netz zu reagieren. Die Abbildung zeigt zwei Einsatzszenarien für einen Wochenbetrieb, der aus Prognoserechnungen entnommen wurde.



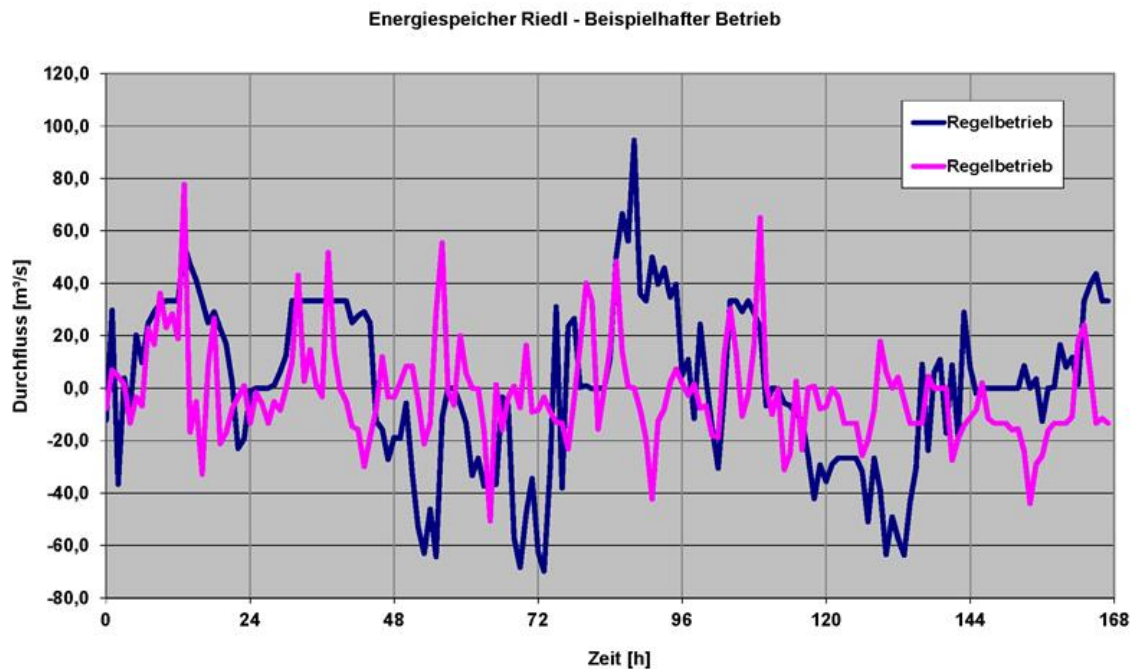


Abbildung 2: Einsatzszenarien für einen Wochenbetrieb im Energiespeicher

Eine Einsatzsimulation des Energiespeichers- Riedl, basierend auf den historischen Abrufen von Regelenergie liefert als Ergebnis eine jährliche Erzeugung von rund 330 GWh bei einer Energieübernahme im Pumpbetrieb von rund 430 GWh. Das entspricht einer jährlichen Einsatzdauer von rund 1100 Volllaststunden im Turbinenbetrieb, und rund 1400 Volllaststunden im Pumpbetrieb. Das Ein-/Auslaufbauwerk Donau entzieht der Donau im Pumpfall bis zu  $83 \text{ m}^3/\text{s}$  und gibt im Turbinierfall bis zu  $108 \text{ m}^3/\text{s}$  an die Donau zurück. Dadurch entstehen Querströmungen, sowie Schwall- und Sunksituationen im künftigen Speicher.

Es erfolgt eine Prüfung der chemisch-physikalischen Immissionen der Donau hinsichtlich der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, bzw. den Vorgaben der österreichischen QZV Ökologie OG und QZV Chemie OG sowie nach den Chemischen Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustands (spezifische synthetische Schadstoffe und spezifische nicht synthetische Schadstoffe) und den UQN für die Einhaltung des chemischen Zustandes gemäß der BayGewZustVO.

Da die Nährstoffkomponenten für die Entwicklung von Phytoplanktonbiomasse in einem Speichersee interessieren, erfolgen in mehreren Ansätzen Ableitungen für die Ermittlung trophischer Zustände, die sich in einem Energiespeicher mit hohen Wasseraustauschraten einstellen könnten.

Da sämtliche in den Energiespeicher gelangende Wässer aus der Donau stammen, wird zunächst auf Grundlage der Daten von 2009 bis 2010 angenommen, dass sämtliche in den Energiespeicher gelangende Feststoffe aus dem Donauwasser bei Pumpvorgängen von  $83 \text{ m}^3/\text{s}$  mit einer Zeitdauer von 1110h auf einer Fläche von  $242000 \text{ m}^2$  und einer durchschnittlichen Tiefe der Wassersäule von  $17,4 \text{ m}$  sedimentieren. Bezogen auf jeden  $\text{m}^2$  Fläche werden damit maximal mögliche Sedimentationsraten je Quartal bzw. pro Jahr für mehrere sedimentierfähige Wasserinhaltsstoffe berechnet.

Da die Verteilung der Sedimente und auch die durch Primärproduktion in ruhigen Bereichen des Energiespeichers gebildeten Biomassen nach ihrer Sedimentation interessieren, werden aus den in den Energiespeicher gelangenden Frachten an Inhaltsstoffen diejenigen abgesondert, die durch Sunk und Sedimentation im Energiespeicher verbleiben, und die sekundär durch Nährstoffzufuhr gebildete Primärproduktion nach Modellen abge-

schätzt. Datengrundlage bilden wieder die Messwerte der Inhaltsstoffe der Donau im Zeitraum der Jahre 2000 bis 2010. Sie werden in Jahresganglinien, nach Zuordnung zu den hydraulischen Abflüssen, zusammengefasst und gewichtet nach Abflusshäufigkeiten ausgewertet. Dieser Berechnung liegt zugrunde, dass sedimentierfähige Partikel im Unterschied zur strömenden Donau in einem Stillwasser in Abhängigkeit von ihrer Größenklasse und Wassertiefe unterschiedlich absinken bzw. liegenbleiben. Dieser Absenkvorgang erfolgt bis zu einer neuerlichen Befüllung. So können bei einer langen Stehzeit ohne Pumpung auch kleinere Partikel bis in tiefere Wasserschichten absinken, als bei kurzen Stehzeiten. Damit vergrößert sich allerdings auch die Ablagerungsintensität für kleinere Partikel in den seichteren Speicherbereichen, den abgeschrägten Speicherflanken. Im Modell wird von konzentrischen ringförmigen Flächen entlang der Isoplethen der Speicherflanken in Tiefen um 1, 5, 10 und 20 Meter ausgegangen, auf denen je nach Tiefe Sedimentationen unterschiedlicher Korngrößen entsprechend der Stoke'schen Formel erfolgen. Die Sinkgeschwindigkeit der Algenbiomasse wird nach Literaturangaben angenommen.

Die auf diese Weise ermittelten Zusammensetzungen an durch Absenkvorgänge im Speicher immer wieder freiliegenden Sedimente im äußersten Ring an der Speicherflanke werden mit ähnlichen, aber bestehenden Donausedimenten verglichen und hinsichtlich ihrer Geruchsemissionen abgeschätzt, bzw. in einem weiteren Fachbeitrag Luft (Dipl.-Ing. Dr. Christian Hübner - Laboratorium für Umweltanalytik GmbH, Wien) behandelt. Ähnlich wird mit den möglichen Geruchsemissionen des Freiwassers verfahren, wobei in diesem Beitrag auf mögliche H<sub>2</sub>S-Entwicklungen und den Sauerstoffhaushalt Bezug genommen wird.

Anhand von Literaturhinweisen wird auf Grundlage der erwartbaren Sedimentzusammensetzungen auf künftig mögliche Besiedlungsstrukturen und deren Auswirkungen eingegangen.

## 6. Bestandssituation

Chemisch-physikalische Parameterdaten der Gewässergütemessstation am KW Jochenstein für die Jahre 2009-2010 sowie zur Abschätzung der zeitlichen Entwicklungen für den Zeitraum ab 2000 wurden zur Abschätzung der Entwicklung des geplanten Energiespeichers bearbeitet. Zur Abschätzung der Entwicklung von Sedimenten im geplanten Energiespeicher wurden chemisch-physikalische Daten der Sedimente des Staues Jochenstein bearbeitet.

### 6.1. Wasser- und Sedimentchemie

Im Zusammenhang mit der Fragestellung nach der künftigen limochemischen Entwicklung des Energiespeichers Riedl beschreibt auch Willmitzer, H., 2006 die Problematik der Beurteilung des ökologischen Potentials von Talsperren im Sinne der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Ihm zufolge müssen Bewertungsmaßstäbe und zusätzliche Untersuchungen auf Basis der Vorgaben der WRRL so ausgelegt werden, dass daraus ein Erkenntniszuwachs über den Zustand des Ökosystems und mögliche Verbesserungen abzuleiten sind, zumal die Wasserkörper von Talsperren nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als „erheblich verändert“ eingestuft werden.

Unabhängig vom künftigen Potential des Energiespeichers sind für die Bewertung „Guter Zustand“ die biologischen und die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zu berücksichtigen. Belastungen im Bereich Hydromorphologie werden indirekt über ihre Wirkungsweise auf die biologischen Komponenten bewertet. Für die allgemein physikalisch-chemischen Parameter ergibt sich daraus, dass für die Qualitätskomponenten Temperaturverhältnisse, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand und Nährstoffverhältnisse auch für den „guten Zustand“ Qualitätsziele festzulegen sind, wobei die Ableitung dieser Qualitätsziele in enger Wechselwirkung mit den biologischen Parametern



zu erfolgen hat. Gemäß den normativen Beschreibungen der WRRL Anh. V. 1.2.1 dürfen die Werte für die allgemein physikalisch-chemischen Parameter nicht über den Bereich hinausgehen, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind. (Leitfaden zur typspezif. Bewertung der allg. physik.-chem. Parameter in Fließgewässern/ 2008). Nach der QZV Ökologie befindet sich ein Oberflächenwasserkörper in einem guten ökologischen Zustand, wenn neben den biologischen und hydromorphologischen auch die für den guten Zustand festgelegten Werte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten und die in der QZV Chemie OG für den guten Zustand festgelegten Werte eingehalten werden, wobei der jeweils schlechteste Wert ausschlaggebend ist. Zur Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässer und Seen auf den ökologischen Zustand sind dabei jene Qualitätskomponenten heranzuziehen, die im Hinblick auf die jeweilige Belastung aussagekräftig sind. Die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten werden für Fließgewässer anhand der Parameter Temperatur, biologischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Sauerstoffsättigung (O<sub>2</sub>%), pH-Wert, Orthophosphat (PO<sub>4</sub>-P) und Nitrat (NO<sub>3</sub>-N) beurteilt. Die allgemeinen Bedingungen für Seen werden anhand der Parameter Wassertemperatur im Hypolimnion, Salzgehalt, pH-Wert, Gesamtphosphor-Konzentration, Chlorophyll-a-Konzentration, Sichttiefe und Sauerstoffsättigung im Hypolimnion beurteilt. – Für die Beurteilung nach den in Bayern gültigen Normen vgl. Kap. „Erhebung und Bewertung der chemisch-physikalischen Daten“.

### 6.1.1. Qualitätsnormen für Fließgewässer – Überblick

Übersicht über sämtliche immissionsseitig gemessene Daten, statistische Ableitung der Entsprechungen in Immission und Sedimenten sowie Langzeitentwicklung Limnochemie.

#### 6.1.1.1. Immissionsmesswerte 2009 bis 2010

Donau Jochenstein	UQN <sub>a</sub>	UQN <sub>b</sub>	Mittelwert	90-Perzentil	Stabw	n	Min	Max
pH-Wert (vor Ort) -	6	9	8,234	8,3	0,1027	47	8	8,7
Sauerstoffsättigungsindex %	80	120	99,83	106	5,4227	47	94	125
Lufttemperatur °C			12,253	23	9,2452	47	-10	29
Wassertemperatur (vor Ort) °C	22	26	11,679	19,752	5,8539	47	1,4	21,5
Aminomethylphosphons µg/l			0,0727	0,09	0,016	44	0,04	0,11
Atrazin µg/l	0,6	2	<0,015	<0,02	<0,006	37	<0,01	0,03
Benzfluoranthren,2,3- µg/l	0,1 (0,025)	1	<0,0097	<0,0271	<0,0122	13	<0,001	0,04
Benzfluoranthren,8,9- µg/l	0,1 (0,025)	1	<0,0068	<0,0191	<0,0092	13	<0,001	0,03
Benzoperylen, 6,7- µg/l	0,002(0,025)		<0,0077	<0,0226	<0,0098	21	<0,0005	0,03
Benzopyren, 1,2- µg/l	0,05 (0,01)	0,1	<0,0083	<0,0271	<0,0126	13	<0,001	0,04
Chlorophyll-a µg/l			7,0333	16,1	8,4261	30	1	36
Desethylterbuthylazin µg/l			<0,02	<0,02	0	8	<0,02	<0,02
Fluoranthren µg/l	0,1(0,025)	1	<0,0201	<0,0577	<0,0253	15	<0,003	0,08
Fluoren µg/l			0,012	0,042	0,025	35	0,002	0,1
Indenopyren µg/l	0,002(0,025)		<0,0047	<0,008	<0,0068	21	<0,0005	0,03
Methylnaphthalin, 2- µg/l	2,4		0,08	0,187	0,1673	32	0,01	0,8
Methyltertiärbutylether µg/l			<0,0193	<0,03	<0,0097	11	<0,01	0,041
Naphthalin µg/l	2,4		0,0317	0,035	0,0794	24	0,006	0,4
Phaeopigmente µg/l			2,75	4,3	3,8561	28	1	21
Phenanthren µg/l			0,0384	0,0844	0,0953	43	0,001	0,5
Pyren µg/l			0,0133	0,0315	0,0153	21	0,003	0,06
Terbuthylazin µg/l	(0,5)		<0,0617	<0,146	<0,0559	9	<0,02	0,17
Tetrachlorethen µg/l	10 (10)		0,1853	0,31	0,0842	22	0,054	0,31
Trichlorethen µg/l	10 (10)		0,0801	0,1323	0,0354	24	0,026	0,14



Donau Jochenstein	UQNa	UQNb	Mittelwert	90-Perzentil	Stabw	n	Min	Max
Xylole, m,p- µg/l	10		<0,0461	<0,0952	<0,0341	9	<0,027	0,12
Elektrische Leitfähigkeit bei 20 °C			362,15	436,67	54,925	47	270	475
spektraler Absorptionskoeffizient bei 436 nm 1/m			0,4163	0,655	0,2283	40	0,2	1,2
BSB5 (DIN EN 1899; ohne ATH) mg/l	3	4,5	1,5255	2,1	0,5269	47	0,6	3,1
Sauerstoff, gelöst mg/l			10,406	12,44	1,3569	47	8,5	13,6
Abfiltrierbare Stoffe mg/l			14,181	24,8	14,326	47	3	79
Ammonium-N mg/l	0,4288		0,0439	0,09	0,0393	47	0,01	0,19
Anionische Tenside mg/l			0,0192	0,0477	0,0176	13	0,004	0,05
Arsen gelöst mg/l	0,024		0,001	0,001	7E-19	25	0,001	0,001
Arsen gesamt mg/l			0,001	0,002	5E-04	30	0,001	0,003
Blei gesamt mg/l			0,0013	0,0018	0,0004	18	0,001	0,002
Calcium, gelöst mg/l			54,556	67,6	8,0232	45	42	70,2
Chlorid mg/l	150		18,872	31,4	8,2873	47	9	42
Chrom-gesamt gesamt mg/l	0,009		0,0018	0,0025	0,0006	32	0,001	0,003
CSB H44 mg/l			8,74	11,3	2,4747	45	5,1	17
DOC mg/l	5	10	2,4833	3,32	0,6843	45	0,9	4,8
DTPA mg/l			0,0028	0,0043	0,0011	20	0,0014	0,0053
EDTA mg/l	0,05		0,0019	0,0027	0,0007	20	0,0009	0,0033
Eisen gesamt mg/l			0,4421	0,992	0,3877	45	0,07	1,7
Gesamtstickstoff mg/l			2,2202	3,24	0,7139	47	1,2	4
Kalium gelöst mg/l			2,1256	2,7	0,4261	45	1,5	3,1
Kupfer gelöst mg/l	0,009		0,0017	0,002	0,0005	44	0,001	0,003
Donau Jochenstein	UQNa	UQNb	Mittelwert	90-Perzentil	Stabw	n	Min	Max
Kupfer gesamt mg/l			0,0023	0,003	0,0008	44	0,001	0,005
Magnesium gelöst mg/l			12,678	15,6	1,7918	45	9,9	16,1
Mangan gesamt mg/l			0,0225	0,0369	0,0104	45	0,006	0,056
Natrium gelöst mg/l			11,748	18,8	4,9606	45	6	25
Nickel gelöst mg/l	20		0,001	0,001	4E-19	18	0,001	0,001
Nickel gesamt mg/l			0,0019	0,003	0,001	42	0,001	0,005
Nitrat-N mg/l	3	5,5	1,8553	2,8	0,6382	47	1,1	3,3
Nitrit-N mg/l	0,1098	0,2196	0,0124	0,0244	0,0066	47	0,005	0,031
NTA, Nitrilotriessigsäure mg/l	0,05		0,0039	0,005	0,0028	20	0,0017	0,014
Phosphat-P mg/l	0,06	0,1	0,0312	0,0444	0,0126	47	0,005	0,069
Phosphor-gesamt mg/l			0,0685	0,104	0,023	47	0,03	0,12
Phosphor-gesamt gelöst mg/l			0,0382	0,0598	0,0167	45	0,005	0,079
P-part mg/l			0,0327	0,0592	0,0209	47	0	0,091
P-og mg/l			0,0075	0,0164	0,0081	47	0	0,044
Quecksilber-gesamt gelöst mg/l	6E-05 (1E-4)	8E-05	7E-06	9E-06	2E-06	18	5E-06	1E-05
Sulfat mg/l			24,089	31	5,3834	45	10	37
TOC mg/l			2,9149	4	0,8385	47	1,7	5,6
C-part mg/l			0,4489	1	0,3846	45	0	1,5
Basekapazität; pH8,2 mmol/l			0,0981	0,176	0,0614	13	0,03	0,23
Säurekapazität; pH4,3 mmol/l			3,1003	3,668	0,4506	45	1,87	3,96
Abfluss m³/s			1421,2	2223,6	559,99	47	749,9	2887,1

	Anlage A für guten chemischen Zustand
	Anlage B für guten ökologischen Zustand
	Anlage B2 für nicht-synthetische Schadstoffe
	Anlage H für saprobiellen Grundzustand

UQNa ( ): Chemische Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustands (spezifische synthetische Schadstoffe und spezifische nicht synthetische Schadstoffe); UQN für die Ein-



haltung des chemischen Zustandes; aus Bayerische Gewässerbestandsaufnahme- und –zustandseinstufungsverordnung (BayGewZustVO) vom 1. März 2004

Tabelle 1: Donau Jochenstein, Jänner 09 bis November 10, Umweltqualitätsnormen (UQNa und UQNb), Mittelwerte, 90%-Perzentile, Standardabweichungen, Anzahl der Werte, Minima und Maxima

Die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zeigen an der Probestelle Jochenstein keine Überschreitungen, weder anhand der österreichischen Qualitätskomponenten für die Umweltqualitätsnormen (UQN), noch anhand der UQN der Bayerischen Gewässerbestands- und Zustandseinstufungsverordnung. Die zur Verfügung gestellten Daten weisen jedoch keine Werte unterhalb der Nachweis- oder Bestimmungsgrenzen aus. Statistische Berechnungen im Rahmen der Vorgaben der QZV Chemie OG konnten daher mit diesen Daten über gefährliche Stoffe, die für die Fragestellung allerdings kaum relevant sind, nur bedingt durchgeführt werden. Ähnliches gilt in Bezug auf die gefährlichen Stoffe für die Sedimentdaten, die je nach Parameter ab 2009 meist nur zwei- bis drei Mal erhoben wurden:

#### 6.1.1.2. Chemisch-physikalische Sedimentdaten

Messgröße	07.05.09	19.05.09	24.09.09	21.10.09	04.05.10	MW	Stabw
Glührückstand der Trockensubstanz %	83,3		93,4			88,35	7,142
Trockenrückstand %	38,9		52,4			45,65	9,546
Bisphenol A µg/l	0,012		0,008			0,01	0,003
Di-(2-ethylhexyl)phthalat µg/l	0,637		0,62			0,629	0,012
HHCB µg/l	0,006		0,005			0,006	7E-04
p-tert. Octylphenol µg/l			0,001			0,001	
Triclosan µg/l	0,001		0,001			0,001	0
Tris(2-chloro-1-(chloromethyl)ethyl)phosphat µg/l	0,006					0,006	
Tris(2-chloro-1-methylethyl)phosphat µg/l	0,035		0,037			0,036	0,001
Tris(2-chloroethyl)phosphat µg/l	0,005					0,005	
TOC, fest g/kg	65		22			43,5	30,41
Quecksilber; gesamt fest mg/kg		0,12		0,12	0,11	0,117	0,006
4-Iso-Nonylphenol fest mg/kg	0,016		0,024			0,02	0,006
Arsen fest mg/kg		17,6		12,6	6,36	12,19	5,631
Benzfluoranthren,2,3- fest mg/kg	0,07		0,04			0,055	0,021
Benzfluoranthren,8,9- fest mg/kg	0,04		0,02			0,03	0,014
Benzoanthracen, 1,2- fest mg/kg	0,03		0,03			0,03	0
Benzoperylen, 6,7- fest mg/kg	0,04		0,02			0,03	0,014
Benzopyren, 1,2- fest mg/kg	0,04		0,03			0,035	0,007
Blei fest mg/kg		27,3		30,8	17,3	25,13	7,006
Cadmium fest mg/kg		0,26		0,41	0,29	0,32	0,079
Chrom-gesamt fest mg/kg		40,4		62,2	49,7	50,77	10,94
Chrysen fest mg/kg	0,05		0,04			0,045	0,007
Di-(2-ethylhexyl)phthalat fest mg/kg	0,64		0,5			0,57	0,099
Dibenz(a,h)anthracen fest mg/kg	0,01					0,01	
Dibutylzinn-Kation fest mg/kg			0,001			0,001	
Diethylzinn fest mg/kg	0,004					0,004	
Eisen fest mg/kg		30480		35190	30660	32110	2669

Messgröße	07.05.09	19.05.09	24.09.09	21.10.09	04.05.10	MW	Stabw
Fluoranthren fest mg/kg	0,05		0,06			0,055	0,007
HHCB fest mg/kg	0,027		0,01			0,019	0,012
Indenopyren fest mg/kg	0,05		0,02			0,035	0,021
Kupfer fest mg/kg		39,4		48,1	42,4	43,3	4,419
Lithium fest mg/kg					34,7	34,7	
Mangan fest mg/kg		790		1040	752	860,7	156,5
Monobutylzinn-Kation fest mg/kg	0,004		0,002			0,003	0,001
Monooctylzinn fest mg/kg	0,002					0,002	
Naphthalin fest mg/kg	0,02					0,02	
Nickel fest mg/kg		34,9		42,3	34,7	37,3	4,331
PCB101 fest mg/kg	0,001		0,0012			0,001	1E-04
PCB138 fest mg/kg	0,0024		0,0019			0,002	4E-04
PCB153 fest mg/kg	0,0022		0,0016			0,002	4E-04
PCB180 fest mg/kg	0,0008		0,0004			6E-04	3E-04
PCB28 fest mg/kg	0,001		0,0006			8E-04	3E-04
PCB52 fest mg/kg	0,0013		0,0005			9E-04	6E-04
Phenanthren fest mg/kg	0,05		0,03			0,04	0,014
p-tert. Octylphenol fest mg/kg	0,003		0,004			0,004	7E-04
Pyren fest mg/kg	0,05		0,05			0,05	0
Tributylzinn-Kation fest mg/kg	0,005		0,002			0,004	0,002
Zink fest mg/kg		96		168	117	127	37,03

Tabelle 2: Chemisch-physikalische Sedimentdaten des Staues Jochenstein

Das Sediment besteht zu rund 50 bis 60 % aus Interstitialwasser und zu rund 10% aus organischer Substanz bei einem Gehalt an gesamtorganischem Kohlenstoff von 22 bis 70 g/kg TS. Die Sedimente sind im Frühjahr weicher und weisen eine etwas höhere organische Substanz auf, als im Herbst. Die Schwermetallgehalte sind gering und entsprechen Grenzwerten für landwirtschaftlich nutzbare Böden. Sogenannte gefährliche Stoffe werden in den Sedimenten gegenüber ihren Gehalten im Freiwasser in nur geringen Konzentrationen angereichert. Ähnliche wegen der geringen organischen Inhaltsstoffe nur schwach zehrfähige Weichschlammsedimente könnten auch Ablagerungen des zukünftigen Energiespeichers Riedl darstellen. Im Unterschied zur Donau unterliegen sie im Energiespeicher allerdings keinen Erosionen bzw. auch meist keinen Umlagerungen, und würden mit dem Donauwasser eingebracht werden und dort zur Sedimentation gelangen.

### 6.1.1.3. Langzeitentwicklung Limnochemie

Jahr	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Temp [°C]	10,48	10,15	10,61	10,96	10,08	9,938	10,68	11,69	11,02	11,36	10,89
LF [µS/cm]	334	341,5	330,6	354,1	359,9	373	373,2	362,2	364,9	359,9	372,5
pH	8,117	7,985	8,007	8,067	8,083	7,996	7,966	8,251	8,188	8,235	8,217
O2mg [mg/l]	10,99	11,11	10,94	10,86	10,89	11,02	10,91	10,6	10,35	10,38	10,64
O2Sätt	104	104,1	102,8	101,8	103	105,3	105,7	101,8	100,1	99,65	99,22
BSB5 [mg/l]	2,099	2,285	2,047	2,072	2,972	2,486	2,161	1,833	1,575	1,506	1,629
DOC [mg/l]	2,61	2,565	2,942	1,792	2,125	2,058	2,291	2,463	2,223	2,408	2,697
TOC [mg/l]	3,274	3,306	3,203	2,117	2,638	3,164	3,008	2,949	2,54	2,797	3,211
CSB H44 [mg/l]			12,67	17	9,364	8,091	9,263	9,846	7,673	8,308	9,389
Cl [mg/l]	14,72	15,11	13,57	15,73	17,07	18,62	20,19	17,26	17,36	18,29	21,26

Jahr	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
SO <sub>4</sub> [mg/l]	25,5	25,89	25,14	29	26,33	27,67	28,82	25,13	25,32	24,08	24,6
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	0,067	0,081	0,078	0,078	0,082	0,097	0,072	0,035	0,035	0,048	0,043
NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	1,949	2,211	2,056	1,763	1,966	2,148	2,076	1,821	1,73	1,797	2,104
NO <sub>2</sub> -N [mg/l]		0,008		0,016	0,013	0,013	0,014	0,01	0,011	0,013	0,012
N <sub>tot</sub> [mg/l]					2,094	2,453	2,142	2,125	2,276	2,211	2,422
PO <sub>4</sub> -P [mg/l]	0,029	0,033	0,036	0,031	0,029	0,029	0,034	0,031	0,029	0,033	0,033
P <sub>gs</sub> [mg/l]	0,078	0,095	0,076	0,062	0,07	0,113	0,089	0,077	0,068	0,069	0,07
P <sub>gl</sub> [mg/l]	0,038	0,036	0,039	0,046	0,037	0,032	0,042	0,036	0,038	0,041	0,038
SBV [mmol/l]	3,043	3,071	3,038	3,067	2,989	3,075	3,047	3,241	3,102	3,09	3,184
AbfSt [mg/l]	26,08	44,76	19,96	19,35	18,71	40,76	40,24	12,72	11,11	11,25	15,78
ChlpyA [µg/l]	12,14	13,23	9,813	14,17	13,96	15,6	11,15	8,236	5,722	7	7,619
Pigm [µg/l]	6,727	6,093	3,563	3,361	5,417	5,021	4,708	5,972	2,188	2,714	2,976
Ca [mg/l]	54,05	57,73	56,03	54,98	56,76	59,23	58,85	53,2	54,82	54,45	55,98
Mg [mg/l]	12,59	13,35	12,25	13,18	13,13	13,6	13,99	12,6	12,83	12,75	12,89
Na [mg/l]			7,6	10,2	14			9,614	11,35	11,53	13,13
K [mg/l]			2,25	2,3	2,5			2,079	2,109	2,117	2,238
As [mg/l]	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002
Pb [mg/l]	0,001	0,002	0,001	0,001	0,002	0,003	0,002	0,001	0,001	0,001	0,002
Cr [mg/l]	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,003	0,001	0,001	0,002	0,002
Fe [mg/l]	0,309	0,448	0,374	0,481	0,357	0,355	0,595	0,381	0,255	0,345	0,443
C <sub>gs</sub> [mg/l]	0,003	0,004	0,003	0,002	0,003	0,003	0,006	0,002	0,002	0,002	0,002
C <sub>gl</sub> [mg/l]	0,003	0,002	0,003	0,001	0,003	0,003	0,003	0,002	0,001	0,002	0,002
Mn [mg/l]	0,027	0,05	0,03	0,036	0,027	0,024	0,034	0,024	0,016	0,02	0,023
Ni [mg/l]	0,001	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002
Zn [mg/l]	0,01	0,014	0,02	0,01	0,021	0,014	0,015	0,027	0,021	0,01	0,02
Q m <sup>3</sup> /s	1676	1651	1708	1128	1251	1466	1380	1304	1282	1403	1421
P <sub>og</sub> [mg/l]	0,01	0,003	0,004	0,008	0,008	0,005	0,008	0,005	0,009	0,008	0,007
P <sub>part</sub> [mg/l]	0,04	0,059	0,044	0,031	0,033	0,082	0,05	0,041	0,03	0,029	0,032
C <sub>part</sub> [mg/l]	0,664	0,74	0,299	0,375	0,558	1,11	0,928	0,533	0,518	0,414	0,518

Tabelle 3: Donauwasser Jochenstein: Jahresmittelwerte 2000 bis 2010

Bei Betrachtung der Langzeitentwicklung wird ersichtlich, dass vor allem die Parameter abfiltrierbare Feststoffe, Pigmente, Chlorophyll A, Ammonium, P-partikulär und BSB<sub>5</sub> in den letzten beiden Jahren deutlich (um ein Drittel bis beinahe um die Hälfte des Durchschnittswertes 2000-2010) zurückgegangen sind. Im Gegenzug kam es zu Zunahmen bei den Parametern organisch gelöster Phosphor, Natrium, Chlorid, Leitfähigkeit und anderer Salze, der Temperatur, des gelösten organischen Kohlenstoffs, des Phosphats und des Nitrits. Dabei ist auch die Sauerstoffsättigung von >100% auf <100% zurückgegangen. Die Donau hatte damit bei Jochenstein zu Beginn des Jahrhunderts eine ausgeprägtere Primärproduktion als heute. Heute scheinen die Reste der anthropogenen Belastungen (refraktärer organischer Kohlenstoff und Salze) sowie der natürlichen Zersetzungsprodukte (organisch gel. Phosphor und Nitrite) stärker vertreten und zu äußerst leichten Abnahmen der Sauerstoffgehalte zu führen. Die Donau hat sich somit von einem leichten primärproduktiven zu einem heute eher sehr schwach destruktiven Trend entwickelt. Diese Entwicklung könnte sich – ähnlich schwach ausgeprägt – auch in einem Energiespeicher Riedl fortsetzen.



## 6.1.2. Diskussion der chemisch-physikalischen Daten

### 6.1.2.1. Hydrographische Grundlagen

Die charakteristischen Durchflüsse der Donau im Bereich der Stauwurzel des KW Aschach unterhalb des Staues Jochenstein sind in im Folgenden angeführt:

Tabelle 4: Durchflüsse der Donau im Bereich der Stauwurzel des KW Aschach

Durchflüsse der Donau im Bereich der Stauwurzel des KW Aschach - Quelle: KWD 1996, Hydrografisches Jahrbuch 2002

NNQ	535 m <sup>3</sup> /s
RNQ	680 m <sup>3</sup> /s
MQ	1430 m <sup>3</sup> /s
HQ1	4000 m <sup>3</sup> /s

Die Langzeitentwicklung der Donauabflüsse in den Jahren 2000 bis 2010 variiert im Jahresdurchschnitt um die Mittelwasserführung (MQ).

In den folgenden drei Tabellen werden die Abflussdaten aus den Jahren 2000 bis 2010 (Quelle Basisdaten: WaWi-Amt Deggendorf, Messstelle Schleusenbereich KW Jochenstein) ausgewertet und dargestellt, wobei nur jene Abflusswerte herangezogen wurden, an denen die gegenständlich auszuwertenden chemischen Parameter gemessen wurden (etwa 14-tägige Intervalle):

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Q MW [m <sup>3</sup> /s]	1676	1651	1708	1128	1251	1466	1380	1304	1282	1403	1421
min	954,1	1011	1178	434,7	769,2	768,6	630	914,6	814,9	776	858,4
max	2436	2819	2717	1913	1929	2838	2471	2107	1892	2139	2263

Tabelle 5: Langzeitentwicklung der Donauabflüsse

Dabei waren die durchschnittlichen Abflüsse der Jahre 2000 bis 2002 mit hydraulischen Frachten nahe 1700 m<sup>3</sup>/s die höchsten, die Jahre 2003 und 2004 lieferten mit 1100 m<sup>3</sup>/s bis 1200 m<sup>3</sup>/s die niedrigsten Jahresabflussmittel, ab 2005 wurden mittlere Jahresabflüsse zwischen rund 1300 m<sup>3</sup>/s und 1470 m<sup>3</sup>/s ermittelt.



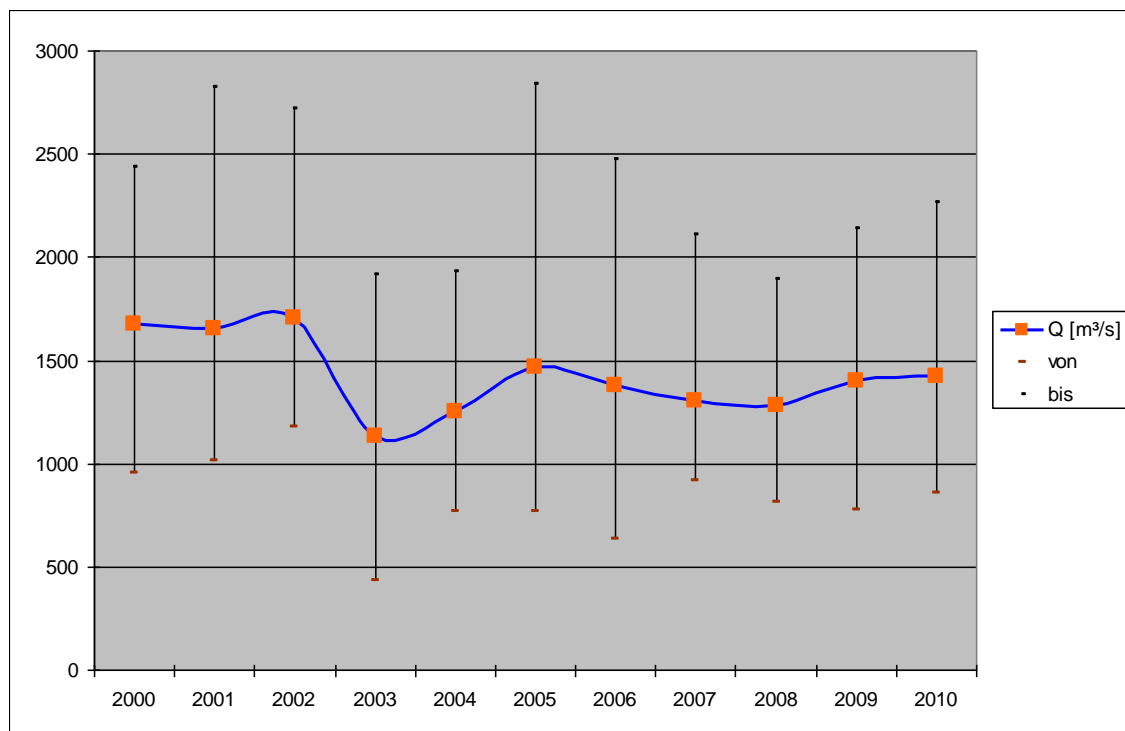


Abbildung 3: Langzeitentwicklung der Donauabflüsse mit Maxima und Minima

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Q MW [m³/s]	1065	1241	1580	1651	1793	1849	1620	1674	1284	1104	1149	1084
min	726	630	1111	914,6	1241	1360	1016	867,7	434,7	846,7	686,4	717,5
max	1913	1708	2041	2471	2355	2819	2064	2838	2107	1788	2717	1662
Stabw	330,1	351,4	338,6	516,7	356	409,8	322,1	643,2	451,9	318,5	556,2	332,2

Tabelle 6: Monatliche Durchschnittsabflüsse, Minima, Maxima und Standardabweichungen (2000-2010)

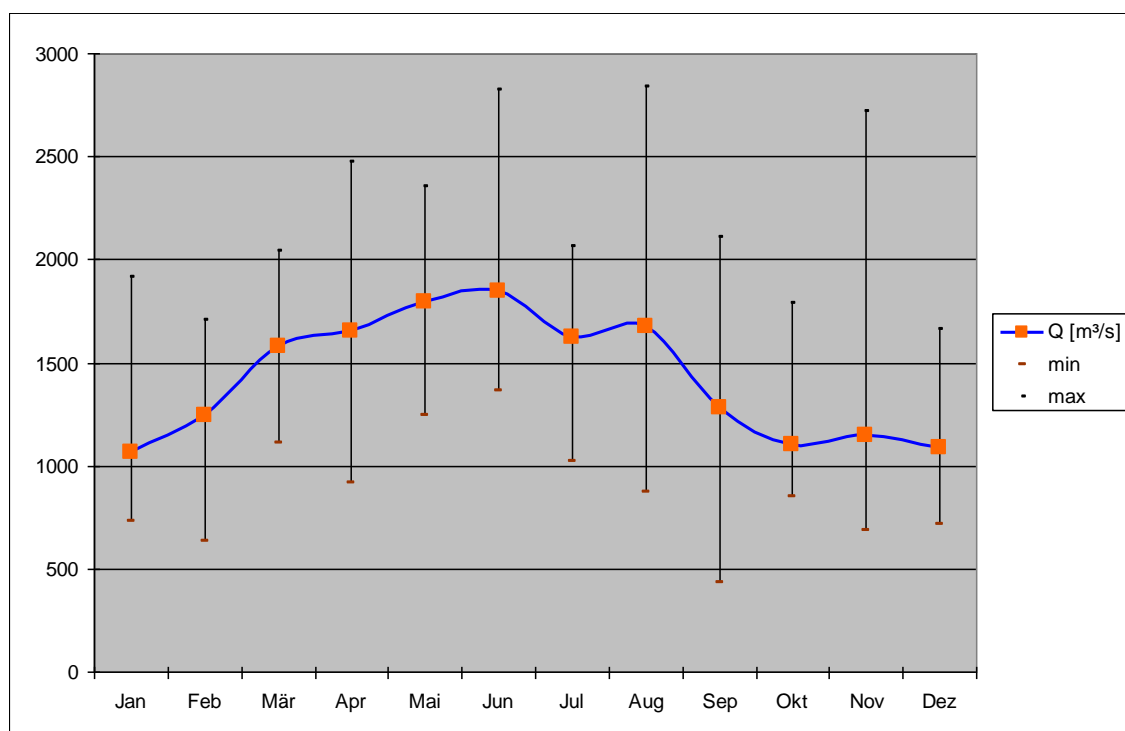


Abbildung 4: Monatliche Durchschnittsabflüsse, Minima und Maxima (2000-2010)

Q95%	1358	m³/s	
MW	1425	m³/s im	Zeitraum 2000 - 2010
min	434,7	m³/s im	Sep.03
max	2838	m³/s im	Aug.05

Tabelle 7: Q 95%, Mittelwert, Minimum und Maximum der Tages-Abflüsse 2000-2010

#### 6.1.2.2. Erhebung und Bewertung der chemisch-physikalischen Daten

Die Messstelle Donau/Jochenstein ist nach dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (2006) eine EG-Informations-Messstelle, an der im Rahmen internationaler Vereinbarungen ergänzende Überwachungen durchgeführt werden. Diese erfolgen einerseits im Rahmen des TransNationalMonitoring Network (TNMN) der internationalen Donaukommission, wobei in diesem Rahmen zur internationalen Harmonisierung auch Messgrößen untersucht werden, die in Deutschland nicht relevant sind. Zum anderen ist die Messstelle Bestandteil des europäischen Überwachungsnetzes (Versauerungsmessnetz) EIONET (European Environment Information and Observation Network).

Bei dieser Überwachung werden auch alle biologischen Qualitätskomponenten beurteilt. Das Phytoplankton ist dabei auch für die Donau relevant. Auch Schadstoffe werden überwacht, wenn sie in signifikanten Mengen eingeleitet werden. Kriterium ist hier die Überschreitung der halben Qualitätsnorm im Jahresmittel im Gewässer. Entsprechende Messprogramme wurden diesbezüglich aufgestellt.

Nach Anhang V der WRRL werden zur Einstufung des ökologischen Zustands, unterstützend zu den biologischen Qualitätskomponenten und den Schadstoffen, die hydromorphologischen, sowie ausgewählte allgemein chemisch-physikalische Messgrößen der Basischemie (Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Nährstoffgehalt) berücksichtigt. Prioritäre Stoffe werden überwacht, wenn sie in einen Oberflächenwasserkörper eingeleitet werden. Dazu fand zunächst eine Prüfung auf Relevanz statt, durch die Stoffe ausgeschlossen wurden, für die unter Berücksichtigung der Abfrage beim Verband der Chemischen Industrie (VCI) und der Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft (vbw) keine Einleitungen bekannt sind, ein Verbot der Herstellung und Anwendung besteht, oder für Bayern kein Einsatzbereich bekannt ist.

Die Pestizide Aldrin, Dieldrin, Endrin und Isodrin sowie DDT, Endosulfan und Chlorfenvinfos sind nicht zugelassen und somit auch nicht relevant. Die emissionsseitige Einschätzung wird durch Ergebnisse orientierender Gewässeruntersuchungen gestützt. Für die relevanten prioritären Stoffe erfolgte eine Zusammenstellung möglicher Direkteinleiter, in denen grundsätzlich mit dem Auftreten prioritärer Stoffe zu rechnen ist, anhand von Überwachungswerten in Bescheiden (Erfassung insbesondere der Stoffe: Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, PAK, 1,2-Dichlorethen, Trichlorethen, Hexachlorbenzol, Benzol und Naphthalin) und anhand der Zuordnung von Betrieben.

Ein Oberflächengewässer befindet sich nur in einem guten Gesamtzustand, wenn es mindestens ein guten ökologischen und einen guten chemischen Zustand aufweist. Für als HMWB eingestufte Oberflächenwasserkörper, wie an der Messstelle Jochenstein, werden zur Erreichung der Ziele das gute ökologische Potenzial und der gute chemische Zustand gefordert. Die Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands sind in Anhang V WRRL beschrieben. Der gute chemische Zustand im Bereich der Oberflächengewässer bezieht sich auf Belastungen durch prioritäre Stoffe, die nach Art. 16 Abs. 2 WRRL bestimmt werden. Für die Teilmenge der prioritär gefährlichen Stoffe sind Maßnahmen vorzusehen, die die Eliminierung dieser Stoffe aus dem Stoffkreislauf spätestens bis 2020 ermöglichen („phasing out“).





Die Donau ist im betroffenen Bereich ein HMWB. Nach der Tabelle 4 der BayGewZustVO (2004) gelten daher folgende Begriffsbestimmungen für das höchste, das gute und das mäßige ökologische Potential von erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern für die physikalisch-chemischen Komponenten:

#### Höchstes ökologisches Potential:

##### Allgemeine Bedingungen:

Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Referenzbedingungen des Gewässertyps, der mit dem betreffenden künstlichen oder erheblich veränderten Gewässer am ehesten vergleichbar ist.

Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Vorliegen der Referenzbedingungen festzustellen ist.

Die Werte für die Temperatur und die Sauerstoffbilanz sowie der pH-Wert entsprechen den Werten, die bei Vorliegen der Referenzbedingungen in den Gewässertypen vorzufinden sind, die dem betreffenden Gewässer am ehesten vergleichbar sind.

##### Spezifische synthetische Schadstoffe:

Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken.

##### Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe:

Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Vorliegen der Referenzbedingungen mit dem Gewässertyp einhergeht, der am ehesten mit dem betreffenden künstlichen oder erheblich veränderten Gewässer vergleichbar ist.

#### Gutes ökologisches Potential:

##### Allgemeine Bedingungen:

Die Werte für die physikalisch-chemischen Komponenten liegen in dem Bereich, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.

Die Werte für die Temperatur und der pH-Wert gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.

Die Nährstoffkonzentrationen gehen nicht über die Werte hinaus, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.

##### Spezifische synthetische Schadstoffe:

Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen nach Anhang 4 Nr. 2, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der Richtlinie 98/8/EG (< eqs).

##### Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe:

Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen nach Anhang 4 Nr.2, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der Richtlinie 98/8EG (< eqs). Die Anwendung der Umweltqualitätsnormen bedeutet dabei nicht, dass die Schadstoffkonzentrationen soweit verringert werden müssen, dass sie unter den Hintergrundwerten liegen (eqs = Umweltqualitätsstandard).

#### Mäßiges ökologisches Potential:

Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

#### **6.1.2.3. Prioritäre Stoffe und Schadstoffe:**

Da die zur Verfügung gestellten Daten keine Werte unterhalb der Nachweis- oder Bestimmungsgrenzen ausweisen, konnten Beurteilungen nach österreichischer Methodik (QZV Chemie OG) nur bedingt durchgeführt werden. Ähnliches gilt in Bezug auf die gefährlichen Stoffe für die Sedimentdaten, die je nach Parameter ab 2009 meist nur zwei-



bis drei Mal erhoben wurden (vgl. Tab. 1 und Tab. 2). Da die Messstelle Donau/Jochenstein eine EG-Informations-Messstelle ist, und hier Messverpflichtungen gemäß EIONET, TNMN bestehen, ist diese Messstelle durch das Bayerische Landesamt für Umwelt sehr gut hinsichtlich dieser Stoffgruppen untersucht und bewertet worden.

Im Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil der Flussgebietseinheit Donau findet sich eine Stoffliste mit den Umweltqualitätsnormen (UQN) in der Wasserphase zur Beschreibung des chemischen Zustandes. Demgemäß gilt eine UQN für den Jahresdurchschnitt sowie eine weitere für den zulässigen Höchstwert. Bei der Ermittlung des chemischen Zustand ist zu prüfen, ob die Jahresmittelwerte und – soweit definiert – die zulässigen Jahreshöchstkonzentrationen eingehalten werden. Die Darstellung des chemischen Zustands erfolgt in den zwei Zustandsklassen gut (kartenmäßige Darstellung blau) und nicht gut (kartenmäßige Darstellung rot).

Die Bewertung des chemischen Zustandes der Wasserkörper erfolgt durch einen Vergleich der Stoffkonzentrationen im Gewässer mit ökotoxikologisch abgeleiteten Umweltqualitätsnormen. Geprüft werden eine Liste von 33 prioritären Schadstoffen bzw. Schadstoffgruppe gemäß Anhang X WRRL sowie weitere acht Schadstoffe gemäß Anhang IX der WRRL. Die Stoffliste und die maßgebenden Umweltqualitätsnormen (vgl. Tabellen 4-3 und 4-4) werden mit der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinien 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG, 86/280/EWG und 2000/60/EG vorgegeben.

Die ergänzend für Schadstoffe in Biota (z. B. Fischfauna) definierten Umweltqualitätsnormen werden bei der Zustandsausweisung nicht berücksichtigt, da hier noch Ausführungsbestimmungen abzuwarten sind.

Ergebnisse der Gewässerüberwachung zu den prioritären Stoffen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt an der Messstelle Jochenstein (Messstellen Nr. 13306), Stand: 22.12.2009:

Stoff	UQN (µg/l) MW	UQN (µg/l) Max	Zeitraum	n	MW (µg/l)	Max (µg/l)	Überschreitg.
1,2,3-Trichlorbenzol	0,4	ndef.	2008	11	<0,05	<0,05	nein
1,3,5-Trichlorbenzol	0,4	ndef.	2008	11	<0,01	<0,01	nein
4-Iso-Nonylphenol	0,3	2	2007	4	<0,1	<0,1	nein
Alachlor	0,3	0,7	2008	15	<0,005	<0,005	nein
Aldrin	0,01	ndef.	2007	4	<0,01	<0,01	nein
Anthracen	0,1	0,4	2007	4	<0,005	<0,005	nein
Atrazin	0,6	2	2007	14	<0,01	0,01	nein
Atrazin	0,6	2	2008	16	<0,01	0,02	nein
Atrazin	0,6	2	2006	18	<0,01	0,01	nein
Benzfluoranthren,2,3-	0,03	ndef.	2007	4	<0,005	<0,005	nein
Benzfluoranthren,8,9-	0,03	ndef.	2007	4	<0,005	<0,005	nein
Benzol	10	50	2008	11	<0,01	0,02	nein
Benzoperylen 6,7-	0,002	ndef.	2007	4	<0,005	<0,005	nein
Benzopyren 1,2-	0,05	ndef.	2007	4	0,002	0,002	nein
Blei gelöst	7,2	ndef.	2008	16	<1	1	nein
Cadmium gelöst	0,08*	0,45*	2008	16	<0,05	<0,05	nein
Chlorfenvinphos	0,1	0,3	2007	4	<0,02	<0,02	nein
Chlorpyrifos	0,03	0,1	2007	4	<0,02	<0,02	nein

Stoff	UQN (µg/l) MW	UQN (µg/l) Max	Zeitraum	n	MW (µg/l)	Max (µg/l)	Überschreitg.
DDT, o,p	0,01	nodef.	2007	4	<0,01	<0,01	nein
DDT, p,p	0,01	nodef.	2007	4	<0,01	<0,01	nein
Di-(2-ethylhexyl)phthalat	1,3	nodef.	2007/2008	10	<0,1	0,2	nein
Dichlorethan,1,2-	10	10	nodef.	2008	11	<0,01	nein
Dieldrin	0,01	nodef.	2007	4	<0,01	<0,01	nein
Diuron	0,2	1,8	2008	16	<0,02	<0,02	nein
Diuron	0,2	1,8	2006	18	<0,02	<0,02	nein
Diuron	0,2	1,8	2007	18	<0,02	<0,02	nein
Endosulfan,alpha-	0,005	0,01	2008	13	<0,005	<0,005	nein
Endosulfan,beta-	0,005	0,01	2008	13	<0,005	<0,005	nein
Endrin	0,01	nodef.	2007	4	<0,01	<0,01	nein
Fluoranthen	0,1	1	2007	4	<0,005	0,008	nein
Hexachlorbenzol	0,01	0,05	2007	4	<0,01	<0,01	nein
Hexachlorbutadien(1,3)	0,1	0,6	2008	11	<0,1	<0,1	nein
Indenopyren	0,002	nodef.	2007	4	<0,005	<0,005	nein
Isodrin	0,01	nodef.	???	4	<0,01	<0,01	nein
Isoproturon	0,3	1	2008	16	<0,02	0,05	nein
Isoproturon	0,3	1	2006	18	<0,02	0,06	nein
Isoproturon	0,3	1	2007	18	<0,02	0,03	nein
Lindan (gamma-HCH)	0,02	0,04	2008	13	<0,005	<0,005	nein
Naphthalin	2,4	nodef.	2008	11	<0,01	<0,01	nein
Nickel gelöst	20	20	2008	16	1	2	nein
Pentachlorphenol	0,4	1	2007	14	<0,05	<0,05	nein
Pentachlorphenol	0,4	1	2008	15	<0,05	<0,05	nein
Pentachlorphenol	0,4	1	2006	18	<0,05	<0,05	nein
Quecksilber,gelöst	0,05	0,07	2008	11	<0,005	0,007	nein
Simazin	1	4	2008	16	<0,01	<0,01	nein
Simazin	1	4	2006	18	<0,01	<0,01	nein
Tetrachlormethan	12	nodef.	2008	11	<0,01	<0,01	nein
Tributylzinn-Kation	0,0002	0,0015	2007	4	<0,001	<0,001	nein
Trichlorethen	10	nodef.	2008	11	0,01	0,04	nein
Trichlormethan	2,5	nodef.	2008	11	<0,01	0,05	nein
Trifluralin	0,03	nodef.	2008	16	<0,005	<0,005	nein

nodef. = nicht definiert

Tabelle 8: Ergebnisse der Gewässerüberwachung zu den prioritären Stoffen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt an der Messstelle Jochenstein (Messstellen Nr. 13306), Stand: 22.12.2009

Stoff	Einheit	UQN	Zeitraum	n	MW	Überschreitg.
1,1,1-Trichlorethan	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
1,1,2,2-Tetrachlorethan	µg/l	10	2008	11	<0,5	nein
1,1,2-Trichlorethan	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
1,1,2-Trichlortrifluoethan	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein



Stoff	Einheit	UQN	Zeitraum	n	MW	Überschreitg.
1,1-Dichlorethan	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
Vinylidenchlorid	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
1,2-Dibromethan	µg/l	2	2008	11	<0,01	nein
1,2-Dichlor-3-nitrobenzol	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
1,2-Dichlor-4-nitrobenzol	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
1,2-Dichlorbenzol	µg/l	10	2008	11	<0,1	nein
1,2-Dichlorethen,cis	µg/l	10	2008	11	0,01	nein
1,2-Dichlorethen,trans	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
1,2-Dichlorpropan	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
1,2-Dimethylbenzol(Xylol, o)	µg/l	10	2008	11	<0,02	nein
1,3-Dichlor-4-nitrobenzol	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
1,3-Dichlorbenzol	µg/l	10	2008	11	<0,05	nein
1,3-Dichlorpropan-2-ol	µg/l	10	2007	4	<1	nein
Dichlorpropen (Isomerengem.)	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
1,3-Dimethylbenzol	µg/l	10	2007	4	<0,2	nein
1,4-Dichlor-2-nitrobenzol	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
1,4-Dichlorbenzol	µg/l	10	2008	11	<0,05	nein
1,4-Dimethylbenzol	µg/l	10	2007	4	<0,2	nein
1-Chlor-2,4-dinitrobenzol	µg/l	5	2007	4	<2	nein
1-Chlor-2-nitrobenzol	µg/l	10	2007	4	<0,01	nein
1-Chlor-3-nitrobenzol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
1-Chlor-4-nitrobenzol	µg/l	10	2007	4	<0,01	nein
1-Chlornaphthalin	µg/l	1	2007	4	<0,1	nein
2,3,4-Trichlorphenol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
2,3,5-Trichlorphenol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
2,3,6-Trichlorphenol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
2,3-Dichloranilin	µg/l	1	2007	4	<0,04	nein
2,3-Dichlorpropen	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
2,4,5-T	µg/l	0,1	2006	18	<0,05	nein
2,4,5-T	µg/l	0,1	2007	14	<0,05	nein
2,4,5-T	µg/l	0,1	2008	15	<0,05	nein
2,4,5-Trichlorphenol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
2,4,6-Trichlorphenol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
2,4-D	µg/l	0,1	2006	18	<0,05	nein
2,4-D	µg/l	0,1	2007	14	<0,05	nein
2,4-D	µg/l	0,1	2008	15	<0,05	nein
2,4-Dichloranilin	µg/l	1	2007	4	<0,04	nein
2,4-Dichlorphenol	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
2,5-Dichloranilin	µg/l	1	2007	4	<0,04	nein
2,6-Dichloranilin	µg/l	1	2007	4	<0,04	nein
2-Amino-4-chlorphenol	µg/l	10	2007	4	<0,4	nein
2-Chlor-4-nitrotoluol	µg/l	1	2007	4	<0,05	nein
2-Chlor-6-nitrotoluol	µg/l	1	2007	4	<0,05	nein
2-Chloranilin	µg/l	3	2007	4	<0,04	nein
2-Chlorethanol	µg/l	10	2007	4	<5	nein

Stoff	Einheit	UQN	Zeitraum	n	MW	Überschreitg.
2-Chlorphenol	µg/l	10	2007	4	<0,05	nein
2-Chlor-p-toluidin	µg/l	10	2007	4	<0,04	nein
2-Chlortoluol	µg/l	1	2008	11	<0,01	nein
3,4,5-Trichlorphenol	µg/l	1	2007	4	<0,01	nein
3,4-Dichloranilin	µg/l	0,5	2007	4	<0,04	nein
3,5-Dichloranilin	µg/l	1	2007	4	<0,04	nein
3-Chlor-4-nitrotoluol	µg/l	1	2007	4	<0,05	nein
3-Chloranilin	µg/l	1	2007	4	<0,04	nein
3-Chlor-o-toluidin	µg/l	10	2007	4	<0,04	nein
3-Chlorphenol	µg/l	10	2007	4	<0,05	nein
3-Chlorpropen (Allylchlorid)	µg/l	10	2007	4	<1	nein
3-Chlor-p-toluidin	µg/l	10	2007	4	<0,04	nein
3-Chlortoluol	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
4-Chlor-2-nitroanilin	µg/l	3	2007	4	<0,04	nein
4-Chlor-2-nitrotoluol	µg/l	10	2007	4	<0,05	nein
4-Chlor-3-methylphenol	µg/l	10	2007	4	<0,5	nein
4-Chlor-3-nitrotoluol	µg/l	1	2007	4	<0,05	nein
4-Chloranilin	µg/l	0,05	2007	4	<0,04	nein
4-Chlorphenol	µg/l	10	2007	4	<0,05	nein
4-Chlortoluol	µg/l	1	2008	11	<0,01	nein
5-Chlor-2-nitrotoluol	µg/l	1	2007	4	<0,05	nein
5-Chlor-o-toluidin	µg/l	10	2007	4	<0,04	nein
Arsen	mg/kg	40	2007/2008	4	13,05	nein
Bentazon	µg/l	0,1	2006	18	<0,05	nein
Bentazon	µg/l	0,1	2007	18	<0,05	nein
Bentazon	µg/l	0,1	2008	15	<0,05	nein
Benzidin	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Benzylchlorid (a-Chlortoluol)	µg/l	10	2007	4	<1	nein
a,a-Dichlortoluol	µg/l	10	2007	4	<1	nein
Biphenyl	µg/l	1	2007	4	<0,8	nein
Bromacil	µg/l	0,6	2006	18	<0,05	nein
Bromacil	µg/l	0,6	2007	14	<0,05	nein
Bromacil	µg/l	0,6	2008	15	<0,05	nein
Chloralhydrat	µg/l	10	2007	4	<5	nein
Chloressigsäure	µg/l	10	2003	4	<0,1	nein
Chlorethen (Vinylchlorid)	µg/l	2	2008	11	<0,01	nein
Chloridazon	µg/l	0,1	2006	18	<0,01	nein
Chloridazon	µg/l	0,1	2008	16	<0,01	nein
Chloridazon	µg/l	0,1	2007	4	<0,04	nein
Chloridazon	µg/l	0,1	2007	18	<0,05	nein
2-Chlorbuta-1,3-dien	µg/l	10	2007	4	<1	nein
Chlortoluron	µg/l	0,4	2006	18	<0,02	nein
Chlortoluron	µg/l	0,4	2007	14	<0,02	nein
Chlortoluron	µg/l	0,4	2008	16	<0,02	nein
Chrom	mg/kg	640	2007/2008	4	46,3	nein





Stoff	Einheit	UQN	Zeitraum	n	MW	Überschreitg.
			8			
Coumaphos	µg/l	0,07	2007	4	<0,07	nein
2,4,6-Trichlor-1,3,5-triazin	µg/l	0,1	2002	4	<0,07	nein
Demeton und Verbindungen	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Demeton-O	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Demeton-S	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Demeton-S-methylsulfon	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Dibutylzinn-Kation	µg/kg	100	2007	4	3,5	nein
Dibutylzinn-Kation	µg/l	0,01	2007	4	<0,001	nein
Dichlorbenzidine	µg/l	10	2007	4	<0,04	nein
Dichlordiisopropylether	µg/l	10	2007	4	<2	nein
Dichlorprop	µg/l	0,1	2006	18	<0,05	nein
Dichlorprop	µg/l	0,1	2007	18	<0,05	nein
Dichlorprop	µg/l	0,1	2008	15	<0,05	nein
Diethylamin	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
Dimethoat	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Dimethylamin	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
Epichlorhydrin	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
Ethylbenzol	µg/l	10	2008	11	<0,025	nein
Heptachlor	µg/l	0,1	2007	4	<0,01	nein
Heptachlorepoxyd	µg/l	0,1	2007	4	<0,01	nein
Hexachlorethan	µg/l	10	2008	11	<0,1	nein
Hexazinon	µg/l	0,07	2006	18	<0,05	nein
Hexazinon	µg/l	0,07	2007	18	<0,05	nein
Hexazinon	µg/l	0,07	2008	16	<0,05	nein
Isopropylbenzol	µg/l	10	2008	11	<0,01	nein
Kupfer	mg/kg	160	2007/2008	4	37,65	nein
Linuron	µg/l	0,1	2006	18	<0,03	nein
Linuron	µg/l	0,1	2007	14	<0,03	nein
Linuron	µg/l	0,1	2008	16	<0,03	nein
MCPA	µg/l	0,1	2006	18	<0,05	nein
MCPA	µg/l	0,1	2007	14	<0,05	nein
MCPA	µg/l	0,1	2008	15	<0,05	nein
Mecoprop	µg/l	0,1	2006	18	<0,05	nein
Mecoprop	µg/l	0,1	2007	14	<0,05	nein
Mecoprop	µg/l	0,1	2008	15	<0,05	nein
Metazachlor	µg/l	0,4	2006	18	<0,03	nein
Metazachlor	µg/l	0,4	2007	17	<0,03	nein
Metazachlor	µg/l	0,4	2008	16	<0,03	nein
Methabenzthiazuron	µg/l	2	2006	18	<0,02	nein
Methabenzthiazuron	µg/l	2	2007	14	<0,02	nein
Methabenzthiazuron	µg/l	2	2008	16	<0,02	nein
Methamidophos	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Metolachlor	µg/l	0,2	2006	18	<0,05	nein
Metolachlor	µg/l	0,2	2007	17	<0,05	nein



Stoff	Einheit	UQN	Zeitraum	n	MW	Überschreitg.
Metolachlor	µg/l	0,2	2008	16	<0,05	nein
Monochlorbenzol	µg/l	1	2008	11	<0,01	nein
Monolinuron	µg/l	0,1	2006	18	<0,02	nein
Monolinuron	µg/l	0,1	2007	14	<0,02	nein
Monolinuron	µg/l	0,1	2008	16	<0,02	nein
Omethoat	µg/l	0,1	2007	4	<0,1	nein
Oxydemeton-methyl	µg/l	0,1	2002	4	<0,1	nein
PCB-101	µg/kg	20	2007	4	<0,1	nein
PCB-118	µg/kg	20	2007	4	<0,1	nein
PCB-138	µg/kg	20	2007	4	0,2	nein
PCB-153	µg/kg	20	2007	4	0,4	nein
PCB-180	µg/kg	20	2007	4	0,1	nein
PCB-28	µg/kg	20	2007	4	<0,1	nein
PCB-52	µg/kg	20	2007	4	<0,1	nein
Propanil	µg/l	0,1	2007	4	<0,05	nein
Terbuthylazin	µg/l	0,5	2007	18	0,01	nein
Terbuthylazin	µg/l	0,5	2006	18	<0,01	nein
Terbuthylazin	µg/l	0,5	2008	16	<0,01	nein
Tetrabutylzinn	µg/l	0,001	2007	4	<0,001	nein
Tetrabutylzinn	µg/kg	40	2007	4	<1	nein
Toluol	µg/l	10	2008	11	<0,1	nein
Triazophos	µg/l	0,03	2007	4	<0,03	nein
Tributylphosphat	µg/l	10	2007	4	<0,1	nein
Triphenylzinn	µg/kg	20	2003	4	<1	nein
Zink	mg/kg	800	2007/2008	4	151,5	nein

Tabelle 9: Ergebnisse der Gewässerüberwachung zu den Schadstoffen gemäß Anhang VIII WRRL des Bayerischen Landesamtes für Umwelt an der Messstelle Jochenstein (Messstellen Nr. 13306) für Wasser und Sedimente (Einheiten in mg/kg oder µg/kg), Stand: 22.12.2009

Zusammenfassend werden sowohl immissionsseitig, wie auch in den Sedimenten keine Überschreitungen festgestellt. Vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2009) wird die Donau von Passau bis Jochenstein als HMWB (erheblich verändert) ausgewiesen. Als Ergebnisse zu den Qualitätskomponenten werden die Schadstoffe nach Anhang 4 BayGewZustVO sowie der chemische Zustand als gut ausgewiesen.

#### 6.1.2.4. Weitere Untersuchungen (Akkumulationsmonitoring):

In einem Akkumulationsmonitoring (Van d. Graaff et al., 2008) wurden Fische und Muscheln aus bayerischen Gewässern auf Schadstoffgehalte untersucht. Sofern Beziehungen zur Probestelle Jochenstein auffallend waren, werden sie im Folgenden angeführt:

##### HCBD

HCBD-Belastungen aus dem „Bayerischen Chemiedreieck“ liefern seit 2001 in Auftrag gegebene Fischuntersuchungen. Dabei wurden u.a. Aale aus der Salzach unterhalb Alzkanalmündung, dem Inn und der Donau bei Jochenstein untersucht. Der prozentuale Anteil der Überschreitungen der zulässigen Höchstmenge betrug im Jahr 2007 (aktueller Bericht) 97% im Bereich der Kontaminationsquelle und setzte sich unvermindert auf hohem Niveau bis in die Donau mit 96% fort. Auch für andere Fischarten wie dem Aitel ergaben sich Überschreitungen im Bereich der Salzach, während Fische aus dem Inn und der Donau keine nennenswerten Belastungen aufzeigten. Diese Erkenntnisse führten da-



zu, dass das Landratsamt Altötting für Aale ein generelles Verbot für den gewerblichen Verkauf aussprach, während die übrigen Fischarten freigegeben worden sind.

#### 4-Iso-Nonylphenol und 4-tert-Octylphenol

Die Gewässerrelevanz dieser auch als „Weichmacher“ bezeichneten Stoffe dokumentiert sich in der guten Akkumulierbarkeit in Organismen, in der endokrinen und toxischen Wirkung und in der schlechten Abbaubarkeit. Seit 2001/2002 wurden diese Alkylphenole in die Stoffliste des Fischschadstoffmonitorings aufgenommen. Die Überprüfung bayerischer Fische ergab über die Jahre hin bis auf einige wenige punktförmige Belastungsstellen ein geringes Belastungsniveau mit dieser Umweltchemikalie. 2005/2006 ist mit einer durchschnittlichen bayernweiten Konzentration von 35 µg/kg FS die Belastung mit Nonylphenol angestiegen. Die Donau bei Jochenstein wies eine geringe Belastung mit im Schnitt 20 µg/kg FS auf.

Im Rahmen eines WGEV Sondermessprogrammes im Jahre 2003 wurden laut UBA (2010) 340 Messungen der BPA Konzentrationen an 18 Fließgewässern in ganz Österreich durchgeführt. Nur ca. ein Drittel der Messungen (121) lagen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l. Die in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II 2006/96 i.d.g.F.) vorgesehene Umweltqualitätsnorm von 1,6 µg/l wurde damit in Österreich immer deutlich unterschritten.

#### Arsen

Arsen ist ein Element mit halbmimetischem Charakter. Arsen ist krebserzeugend und findet mit seinen Verbindungen in Legierungen von Transistoren, Lasern und Halbleitern sowie in Chemikalien der Glasindustrie und Zinkhütten seine Verwendung. Aber auch in der Textilindustrie und der Munitionsherstellung kommt Arsen zum Einsatz. Als geogener Bestandteil des Keupers (geogene Gesteinsformation aus der Triaszeit) wird Arsen vermehrt in Bayern nachgewiesen. Im bayernweiten Vergleich haben die Fische der **Donau** bei Jochenstein recht gleichmäßig Arsen zwischen 0,2 und 0,3 mg/kg FS akkumuliert.

#### Aluminium, Chrom und Nickel

Einzelne Metalle wie Aluminium, Chrom und Nickel wurden von den *Dreikantmuscheln* im Vergleich zu den „Nullmuscheln“ aus dem Starnberger See und auch im Vergleich mit den gemessenen Konzentrationen in der Fischmuskulatur je nach Messstelle unterschiedlich stark angereichert. Insbesondere Aluminium wurde über den Zeitraum 2005 bis 2007 akkumuliert. In der **Donau** bei Jochenstein fanden sich Aluminiumkonzentrationen in den Muscheln mit 99 bzw. 108 mg/kg FS. Nickel fiel in Muscheln aus dem **Inn** bei Erlangen (1,6 mg/kg FS) und auch in der **Donau** bei Jochenstein (1,2 mg/kg FS) durch deutliche Anreicherungstendenzen auf. Chromkonzentrationen schwankten nur geringfügig über alle Messstellen im Rahmen des *Muschelschadstoffmonitorings* zwischen 0,2 und 0,4 mg/kg FS.

**Zusammenfassend** sind laut van d. Graaff et al. (2008) Kläranlagenabläufe, Einträge aus Nebengewässern und atmosphärische Deposition für konstante Verunreinigungen mit diesen Schadstoffen verantwortlich. HCB und Quecksilber wären in diesem Zusammenhang ein Thema im Bereich des oberbayerischen „Chemie-Dreiecks“. Die Belastung der Fische aus Inn und Salzach in dieser Region wäre auf bekannte großchemische Betriebe als Verursacher zurückzuführen, deren gereinigte Produktionsabwässer bzw. emittierende Wässer aus werkseigene Altlastdeponien in die Flüsse eingeleitet werden. Abhilfe- und Sanierungsmaßnahmen wären veranlasst, die auch das konstante Belastungsproblem mit Hexachlorbutadien (HCB) der Fische aus der Salzach betreffen.

Polychlorierte Biphenyle (PCB) würden sich in Fischen aus bayerischen Gewässern überwiegend in mäßigen Konzentrationen anreichern. Erhöhte Konzentrationen fänden sich in Fischen aus größeren Flüssen wie Main und Donau, die sich durch eine Reihe von Stautufen und einer hohen Industriedichte auszeichnen. Bei den Metallen wären die Einträge meist diffus oder geogen bedingt. Auffällig wäre die sehr geringe Kontamination der Fische mit Cadmium. Diese Feststellung könne mehr oder weniger auf die Palette der übr-



gen untersuchten Stoffe metallischer aber auch organisch-chemischer Natur ausgedehnt werden.

Die Untersuchungen der Gesamtmuschelweichkörper zeigten für einzelne organisch-chemische Stoffe tendenziell ähnliche Belastungsschwerpunkte wie im Fischschadstoffmonitoring. So wären die bekannten HCB- und HCB-Belastungen im oberbayerischen Chemiedreieck auch in den Muscheln ablesbar. Diese wären jedoch im Vergleich zu den fettreicheren Fischen auf niedrigerem Konzentrationsniveau angesiedelt. Im Vergleich zu den Fischen würden einige Metalle wie Aluminium, Chrom und Nickel von den Muscheln aufgrund ihrer filtrierenden Lebensweise stärker angereichert. Quecksilber hingegen würde vor allem im fettreichen Muskelfleisch der Fische in höheren Konzentrationen angereichert. Dort wo Quecksilber in höheren Konzentrationen in Fischen nachgewiesen wurde, wie z.B. im oberbayerischen „Chemiedreieck“, wäre diese Verunreinigung auch trendmäßig in den Muscheln ablesbar.

#### **6.1.2.5. Allgemein physikalisch-chemische Parameter**

Temperaturverhältnisse, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand und Nährstoffverhältnisse

Gewässercharakteristik und biozönotisches Leitbild der Donau im Stauraum Jochenstein:

Ökoregion: Bioregionsgrenze Granit-Gneis/Flach- und Hügelländer

Flussgebietseinheit (D): Donau

Flussgebietseinheit (A): Donau bis Jochenstein

Gewässertyp (D): Kiesgeprägte Ströme

Gewässertyp (A): Große Flüsse – Donau

Einzugsgebietsklasse: > 10.000 km<sup>2</sup>

Seehöhenklasse: 200 - 500 m

Saprobieller Grundzustand: SI (Zenlinka & Marvan) ≤ 1,75

Trophischer Grundzustand: me<sub>2</sub> (meso-eutroph gesamt)

An der Überblicksmessstelle Jochenstein (FW40607017) weist das Phytobenthos in der Bewertung der biologischen Qualitätselemente für das Beobachtungsjahr 2007 auf einen mäßigen ökologischen Zustand der Donau hin. Dies ist auf die geringe Referenzartenzahl an der Untersuchungsstelle zurückzuführen. Trophie (TI = 2,56) und Saprobie (SI = 2,05) bleiben im Rahmen geringfügiger Abweichungen vom Referenzzustand (BMLFUW (Hsg.) 2011).

Ähnlich wie in Österreich sind gemäß BMU (2010) chemische Qualitätskomponenten (flussgebietsspezifische Schadstoffe) und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (zum Beispiel Temperatur, Sauerstoffgehalt, Nährstoffe) für die Beurteilung heranzuziehen. Der chemische Zustand wird anhand von europaweiten Anforderungen geregelt und umfasst Qualitätsnormen für:

- 33 prioritäre Stoffe nach Anhang X Wasserrahmenrichtlinie
- Die gemeinschaftlich geregelten Schadstoffe der Richtlinie 2006/11/EG (Anhang IX Wasserrahmenrichtlinie)
- Nitrat gemäß Nitratrichtlinie 91/676/EWG

Die chemischen und physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Komponenten müssen in einer Qualität vorliegen, dass die Lebensgemeinschaften im Gewässer einen „guten Zustand“ aufweisen können. Nur wenn auch die hydromorphologischen und die stofflichen Bedingungen günstig sind, können intakte Lebensgemeinschaften existieren. Darüber hinaus müssen Umweltqualitätsnormen für flussgebietsspezifische Schadstoffe eingehalten werden. Diese Normen entsprechen Konzentrationen eines bestimmten Schadstoffs im Wasser oder im Sediment, die nicht überschritten werden dürfen. Schon



wenn lediglich eine Umweltqualitätsnormüberschritten ist, wird der „gute ökologische Zustand“ verfehlt.

Da diese Gewässer auf Grund ihrer Nutzung so stark hydro-morphologisch überformt sind, gelten nach Wasserrahmenrichtlinie Umweltziele, die diese Nutzung noch ermöglichen: Das „gute ökologische Potenzial“. Das Potenzial orientiert sich an einem Referenzzustand, dem „höchsten ökologischen Potenzial“. Der Referenzzustand ist dann erreicht, wenn alle Maßnahmen zur Verbesserung der Morphologiedurchgeführt würden, ohne die Nutzung des Gewässers signifikant zu beeinträchtigen. Der „gute chemische Zustand“ als Ziel gilt sowohl für natürliche als auch für „künstliche“ und „erheblich veränderte“ Gewässer.

### Temperaturverhältnisse:

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Temp											
MW [°C]	10,48	10,15	10,61	10,96	10,08	9,938	10,68	11,69	11,02	11,36	10,89
min	1,75	2,55	1,45	1,95	2,45	1,7	0,9	4,3	3,667	1,933	2,2
max	17,35	18	18,35	19,95	18,2	18,05	19,4	18,8	19,1	18,85	19,6

Tabelle 10: Wassertemperaturen, Mittelwerte, Minima und Maxima (Quelle: WWA Deggendorf)

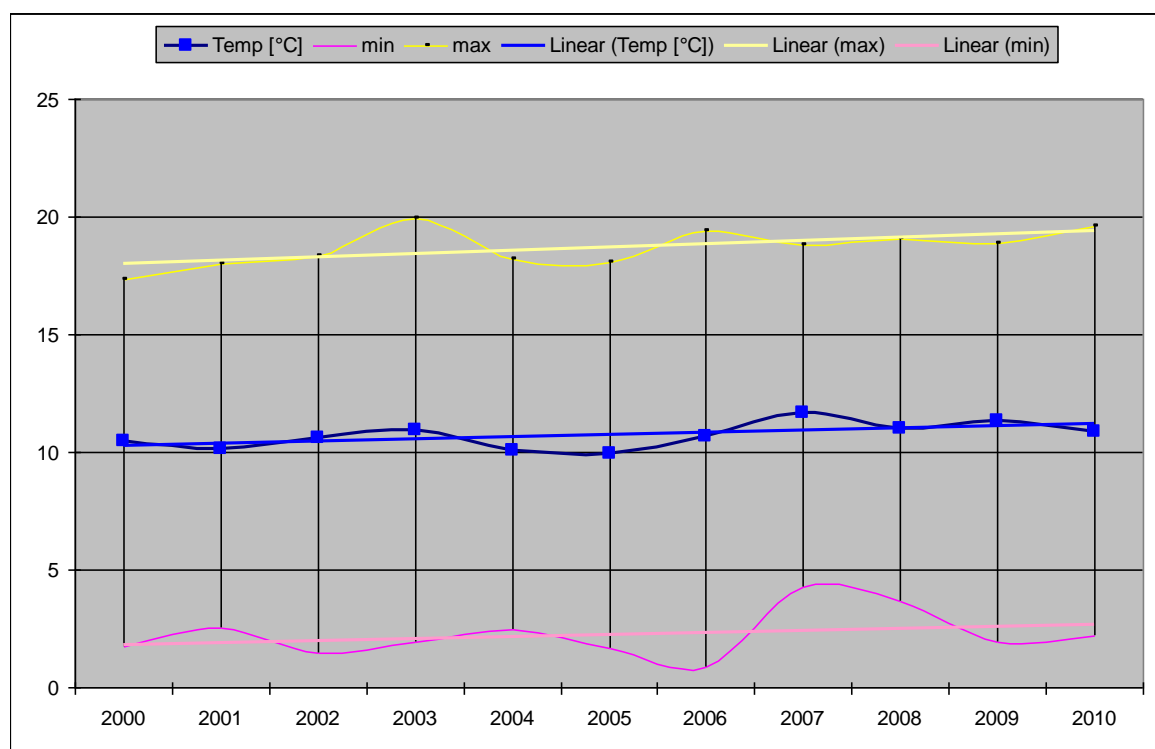


Abbildung 5: Langzeitentwicklung der Donauwassertemperaturen mit Maxima und Minima

In den Jahren 2000 bis 2009 betrugen die Jahresdurchschnittstemperaturen der Donau in Jochenstein zwischen 10 und 11,7°C (Quelle: Tagesmittel der Abflüsse an der Gewässergütemessstation am KW Jochenstein vom WWA Deggendorf). In diesem Zeitraum erfolgt sowohl bei den Minima, den Maxima und den Temperaturmitteln eine Erwärmung des Donauwassers, die in 10 Jahren durchschnittlich knapp 1°C beträgt.

min	max	MW
1,82	17,98	10,25 °C
2,69	19,41	11,18 °C
0,87	1,44	0,92 °C Erwärmung in 10 Jahren

Tabelle 11: Mittelwerte, Minima und Maxima der Wassertemperaturen sowie Erwärmung der Donau in 10 Jahren (Quelle: WWA Deggendorf)

Dabei sind die Schwankungsbreiten der Durchschnittstemperaturen in den einzelnen Monaten den saisonalen Änderungen angepasst.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Temp MW [°C]	2,577	3,95	6,186	10,63	13,68	16,68	18,29	18,08	14,95	11,69	7,577	4,273
min	1,1	0,9	3,725	8,7	11,1	14,45	16,6	16,17	12,7	10,03	5,6	2,55
max	4,3	6,75	8,3	13,6	15,3	19,35	19,6	19,95	16,9	12,9	9,1	6,7

Tabelle 12: Monatliche Mittelwerte, Minima und Maxima der Wassertemperaturen (Quelle: WWA Deggendorf)

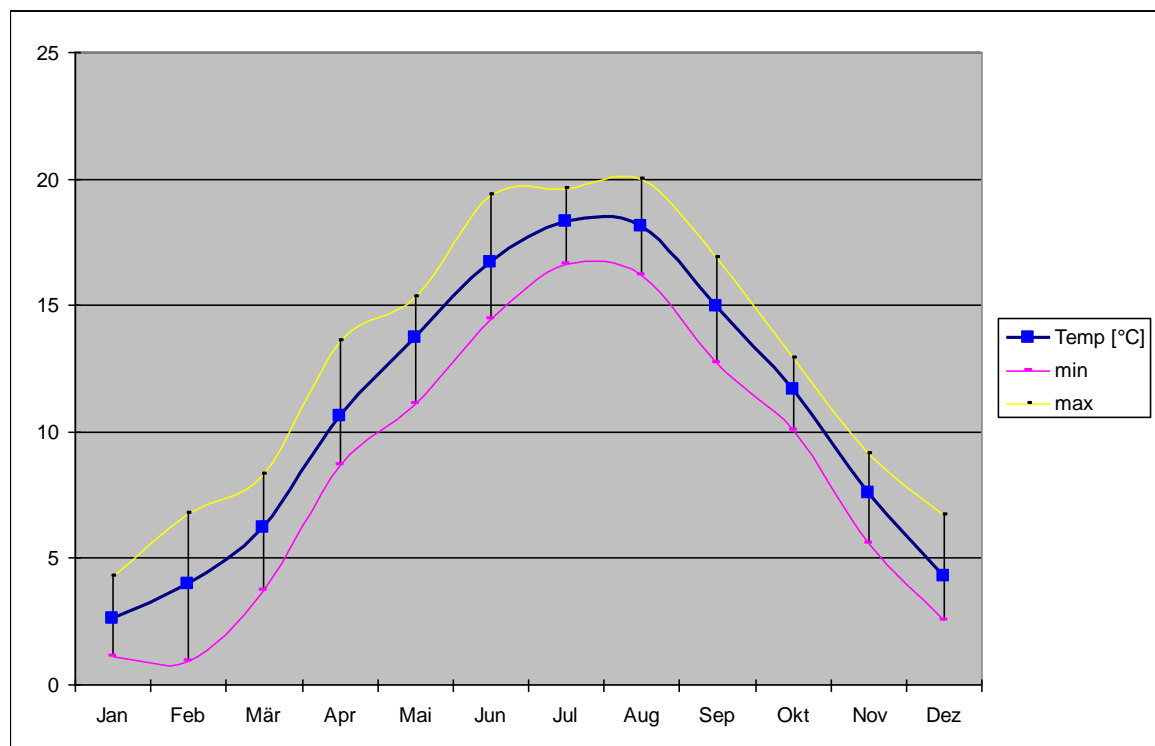


Abbildung 6: Monatsbezogene Durchschnittstemperaturen des Donauwassers mit Maxima und Minima

Gemäß Anhang H 1 - Temperatur der QZV Ökologie gilt eine Temperatur von 22°C für den sehr guten, eine von 26°C für die Einhaltung des guten Zustandes. Im Zeitraum zwischen 2009 und 2010 wurde ein 95%-Perzentilwert der Temperatur in der Donau bei Jochenstein von 19,8°C gemessen. Trotz der Temperaturzunahme in den letzten 10 Jahren entspricht diese Temperatur damit den vorgesehenen Qualitätskomponenten für mittlere epipotamale Gewässer.

### Biochemischer Sauerstoffbedarf:

Der Parameter biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB5) dient der Bewertung der leicht abbaubaren Fraktionen der organischen Kohlenstoffverbindungen im Wasser. Bei der

Messung des BSB<sub>5</sub> wird unter definierten Bedingungen diejenige Menge an Sauerstoff gemessen, die durch Zehrungsvorgänge ohne Lichtzutritt in der Probe verbraucht wird. Auch der Sauerstoffbedarf der Phytoplanktonbiomasse geht in den Messwert mit ein. Da die Bestimmung im Freiwasser ohne Nitrifikationshemmer (ATH) erfolgt ist, geht auch die Oxidation der Stickstoffverbindungen in die Messung mit ein.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
BSB <sub>5</sub>												
MW mg/l	2,555	2,409	2,48	2,506	2,527	2,033	1,865	1,455	1,382	1,397	1,814	2,231
min	1,95	1,95	1,8	1,65	1,9	1,2	1,1	1	0,8	0,95	1,05	1,45
max	3,95	3,35	3,433	3,433	3,4	3,8	3,9	2,05	3,067	1,95	3,8	2,95
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
BSB <sub>5</sub>												
MW mg/l	2,099	2,285	2,047	2,072	2,972	2,486	2,161	1,833	1,575	1,506	1,629	
min	1,45	1,4	1,1	1,1	1,8	1,3	1,2	1	1	1,05	0,8	
max	3,05	2,95	3,3	3,95	3,8	3,9	3,433	3,05	2,25	2,133	2,7	

Tabelle 13: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima des Biochemischen Sauerstoffbedarfs des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf)

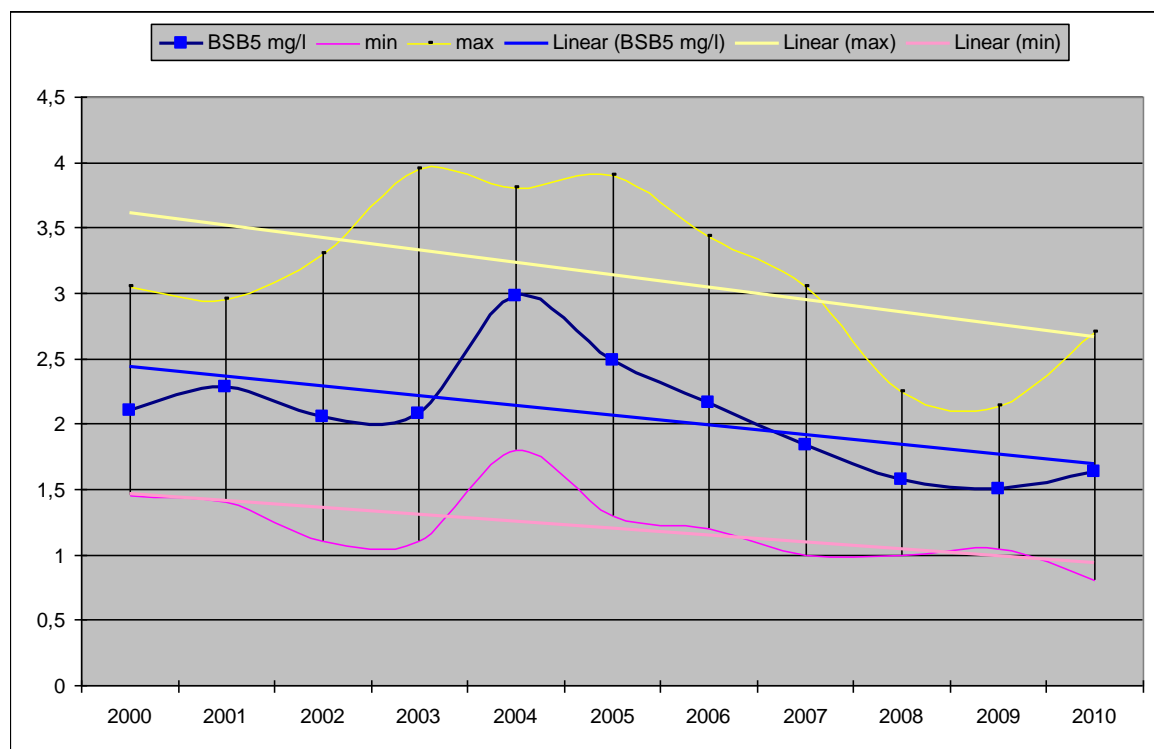
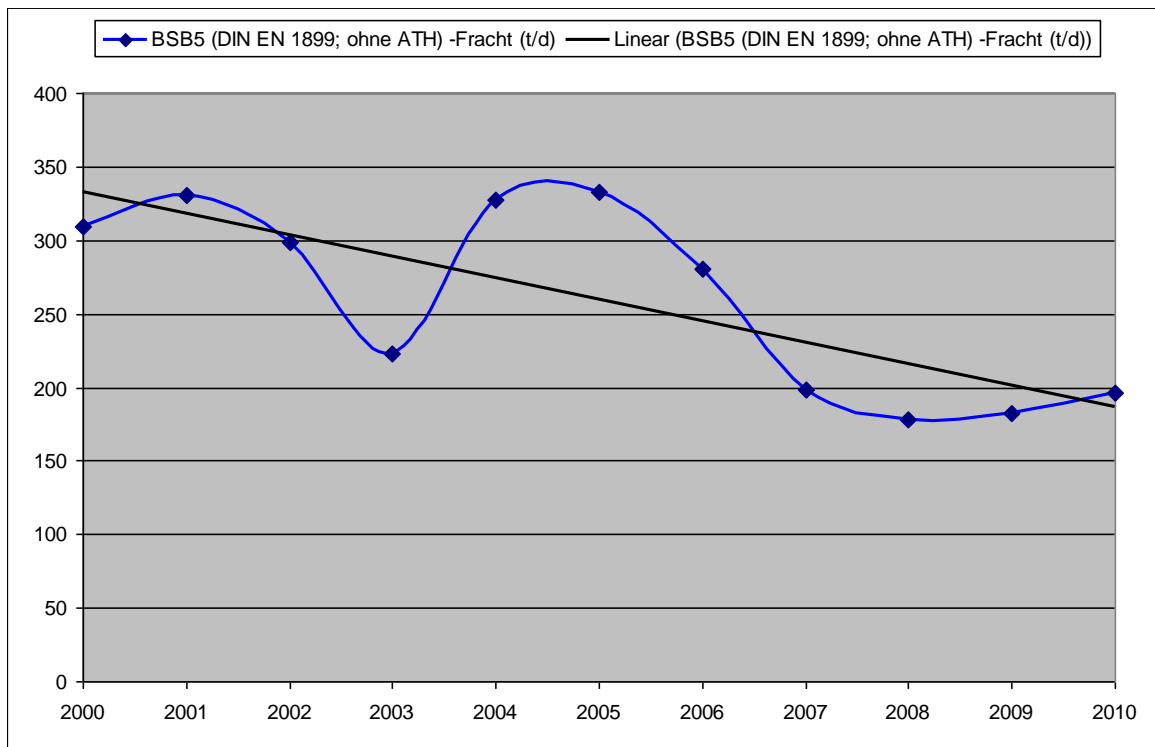


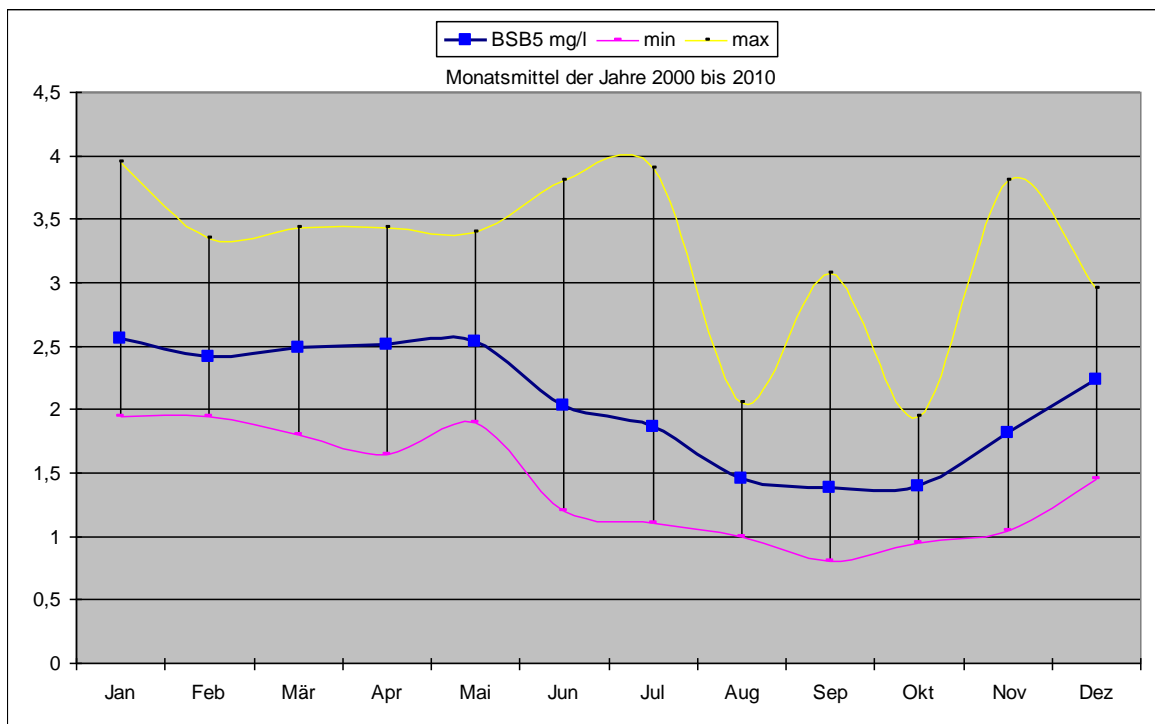
Abbildung 7: Jahresbezogene Durchschnittswerte des BSB<sub>5</sub> des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die BSB<sub>5</sub>-Konzentrationen in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen durchschnittlich 0,8 mg/l und 4 mg/l, und zeigten eine deutliche Tendenz einer Verringerung, die von 2000 bis 2010 etwa 30% betragen hat. Für die Beschickung des Energiespeichers sind die zwar Konzentrationen maßgeblich, da die Befüllung nicht in Abhängigkeit von den in der Donau abgeflossenen BSB<sub>5</sub>-Frachten erfolgt, doch zeigen die Frachtenberechnungen in den letzten zehn Jahren, dass ein Trend einer rund 44%-igen Abnahme der BSB<sub>5</sub>-Frachten in der Donau in diesem Zeitraum bestanden hat.



Abbildung 8: Jahresbezogene Durchschnittsfrachten des BSB<sub>5</sub> im Donauwasser

In den einzelnen Monaten variiert die BSB<sub>5</sub>-Konzentration deutlich, sie sinkt in den abflussreichen und steigt in den abflussarmen Monaten:

Abbildung 9: Monatsbezogene Durchschnittskonzentrationen des BSB<sub>5</sub> im Donauwasser, Minima und Maxima

Gemäß Anhang H 2 – BSB<sub>5</sub> der QZV Ökologie gilt ein BSB<sub>5</sub>-Wert von 3 mg/l für den sehr guten, ein Wert von 4,5 mg/l für die Einhaltung des guten Zustandes. Im Zeitraum zwischen 2009 und 2010 wurde ein 90%-Perzentilwert der BSB<sub>5</sub>-Konzentration in der Donau bei Jochenstein von 2,1 mg/l gemessen. Dieser Wert entspricht damit den vorgesehenen

Qualitätskomponenten eines für Gewässer an dieser Probestelle entsprechenden saprobiellen Grundzustandes 1,75.

## DOC:

Der Parameter gelöster organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) dient der Bewertung der gelösten organischen Kohlenstoff-Fractionen im Wasser. Diese sind Bestandteil jeden organischen Lebens. Dabei werden sowohl biochemisch leicht verwertbare, wie auch schwer abbaubare (refraktäre) organische Kohlenstoffkomponenten miterfasst.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
DOC												
MW mg/l	2,664	2,405	2,85	2,445	2,262	2,102	1,968	2,123	2,215	2,395	2,283	2,822
min	2	1,5	1,8	1,7	1,7	1,4	1,4	1,3	1,2	1,7	1,5	1,5
max	4,1	3,05	3,75	3,3	2,8	3	2,8	3,75	3,2	3,9	4,1	4,5
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
DOC												
MW mg/l	2,61	2,565	2,942	1,792	2,125	2,058	2,291	2,463	2,223	2,408	2,697	
min	1,7	1,9	1,9	1,2	1,2	1,5	1,5	1,7	1,4	1,5	2	
max	3,75	3,25	4,1	2,4	4,1	2,7	3,3	3,8	3,3	3,55	4,5	

Tabelle 14: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima des gelösten organischen Kohlenstoffgehaltes im Donauwasser (Quelle: WWA Deggendorf)

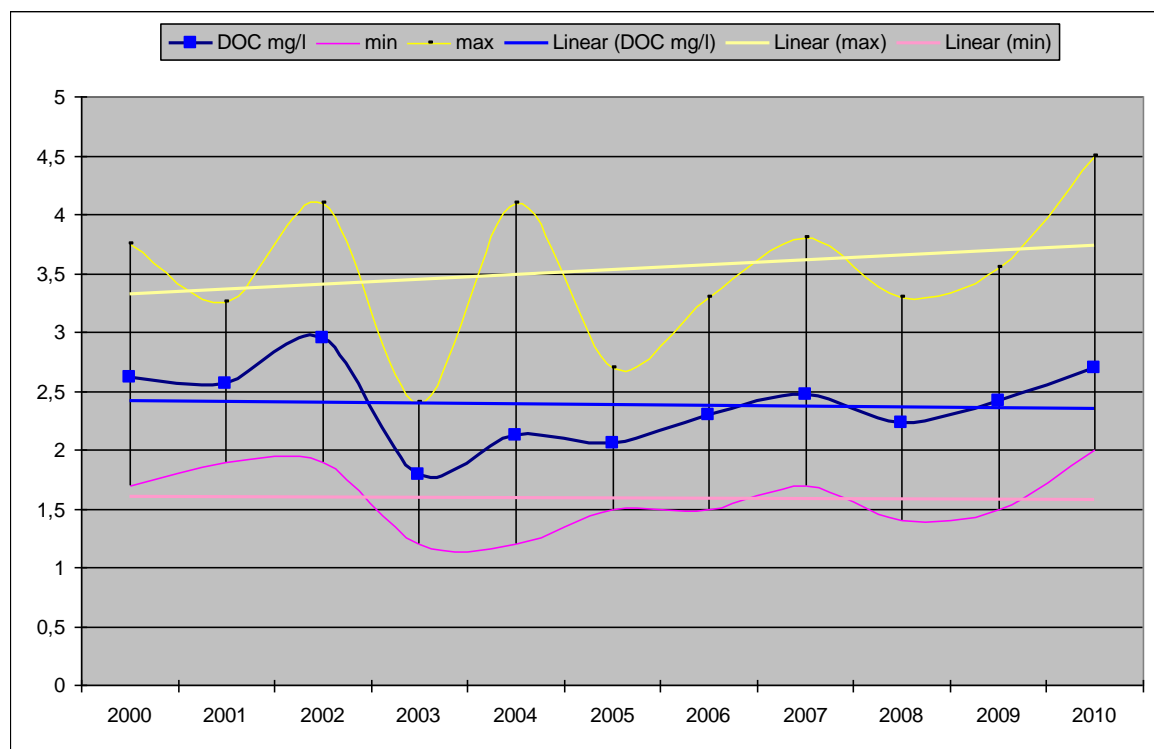


Abbildung 10: Jahresbezogene Durchschnittswerte des DOC des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die DOC-Konzentrationen in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungs Jahren zwischen durchschnittlich 1,3 mg/l und 4,5 mg/l, und zeigten kaum eine Tendenz zur Veränderung. Für die Beschickung des Energiespeichers sind die zwar Konzentrationen maßgeblich, da die Befüllung nicht in Abhängigkeit von den in der Donau abgeflossenen DOC-Frachten erfolgt, doch zeigen die Frachtenberechnungen in den letzten zehn Jahren, dass ein Trend einer rund 20%-igen Abnahme der DOC-Frachten in der Donau in diesem Zeitraum bestanden hat.

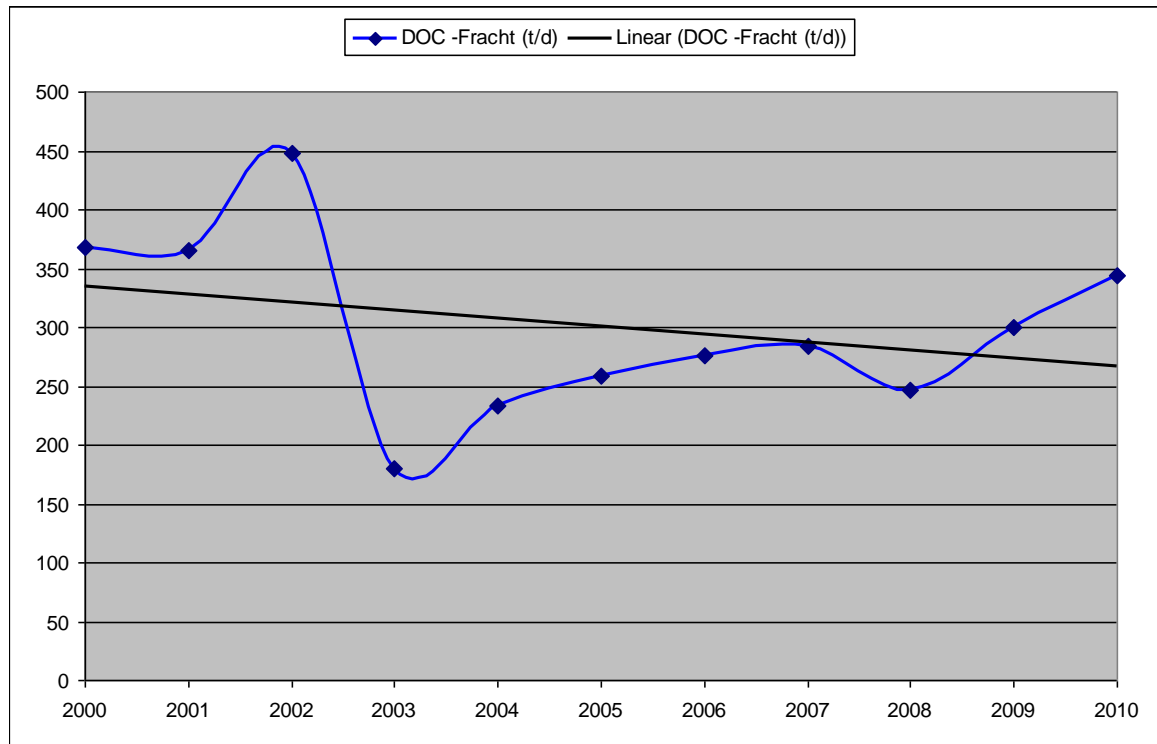


Abbildung 11: Jahresbezogene Durchschnittsfrachten des DOC im Donauwasser

In den einzelnen Monaten variiert die DOC-Konzentration deutlich, sie sinkt in den abflussreichen und steigt in den abflussarmen Monaten jedoch nicht so deutlich, wie z.B. beim BSB5:

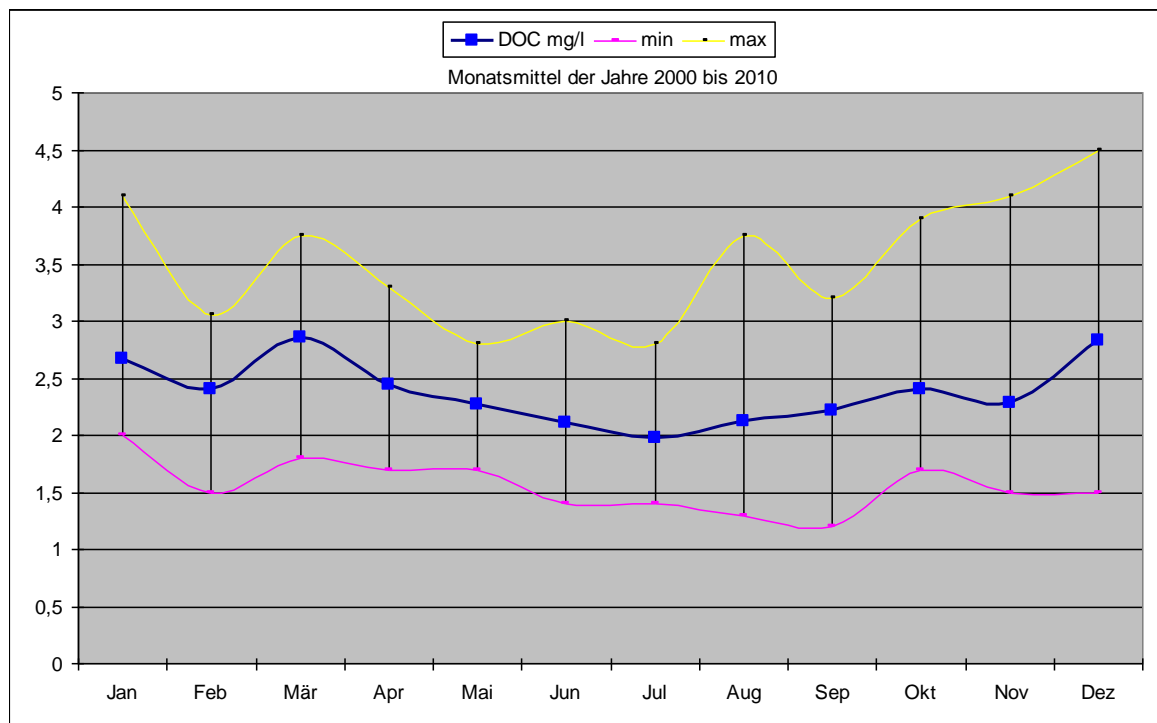


Abbildung 12: Monatsbezogene Durchschnittskonzentrationen des DOC im Donauwasser, Minima und Maxima

Gemäß Anhang H 3 – DOC der QZV Ökologie gilt ein DOC-Wert von 5 mg/l für den sehr guten, ein Wert von 10 mg/l für die Einhaltung des guten Zustandes. Im Zeitraum zwischen 2009 und 2010 wurde ein 90%-Perzentilwert der DOC-Konzentration in der Donau bei Jochenstein von 3,3 mg/l gemessen. Dieser Wert entspricht damit den vorgesehenen

Qualitätskomponenten eines für Gewässer an dieser Probestelle entsprechenden saprobiellen Grundzustandes von 1,75.

### pH-Wert:

Da der CO<sub>2</sub>-Gehalt des Wassers durch assimilierende Vegetation und Atmung der übrigen Organismen beeinflusst wird, ergeben sich tägliche und jahreszeitliche Schwankungen des pH-Wertes, der durch photosynthetische Prozesse leicht zunimmt.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
pH-Wert												
MW	8,038	8,109	8,145	8,259	8,239	8,114	8,079	7,994	8,053	8,052	8,062	8,068
min	7,9	7,9	7,875	8	8,067	7,9	7,85	7,8	7,8	7,9	7,9	7,9
max	8,2	8,3	8,4	8,55	8,4	8,25	8,25	8,2	8,25	8,25	8,25	8,2
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
pH-Wert												
MW	8,117	7,985	8,007	8,067	8,083	7,996	7,966	8,251	8,188	8,235	8,217	
min	7,95	7,8	7,8	7,85	7,933	7,85	7,833	8,067	8	8,15	8	
max	8,267	8,15	8,267	8,5	8,3	8,15	8,133	8,55	8,3	8,4	8,5	

Tabelle 15: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima des pH-Wertes im Donauwasser (Quelle: WWA Deggendorf)

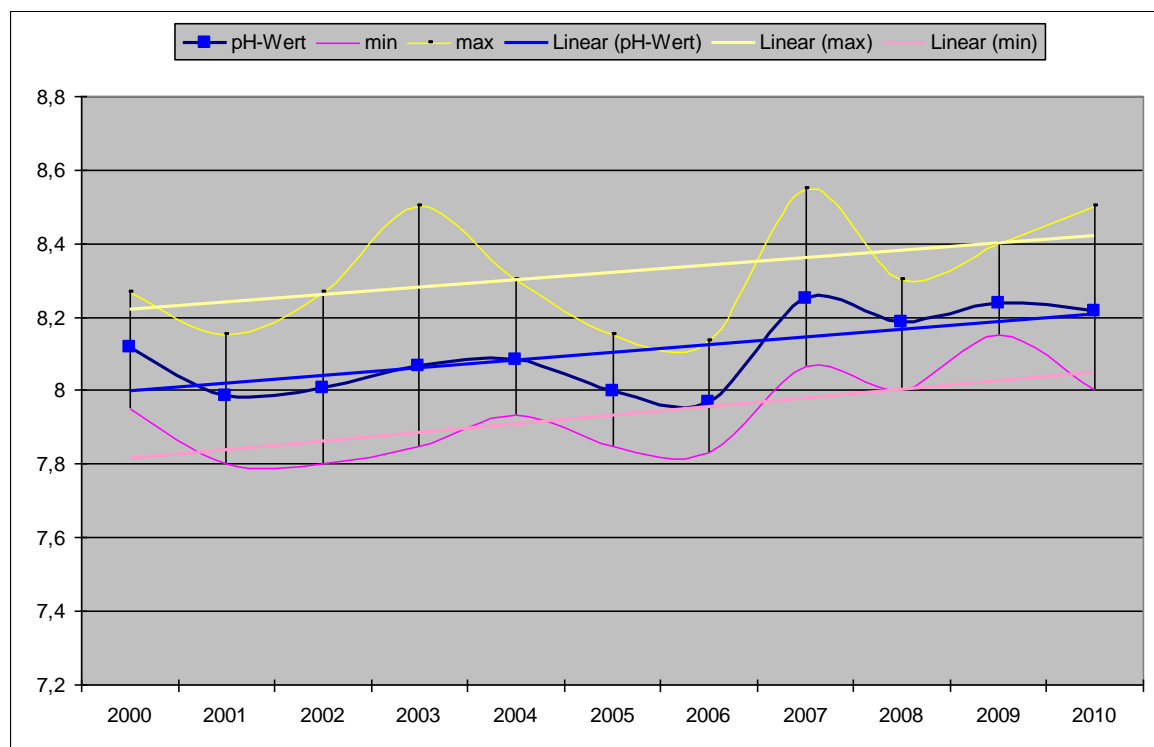


Abbildung 13: Jahresbezogene Durchschnittswerte des pH-Wertes des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die pH-Werte in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen durchschnittlich 7,8 und 8,6 und zeigten jahresdurchschnittlich, aber auch in ihren Maxima und Minima eine deutliche Tendenz zur Zunahme. Bei Betrachtung der Monatsmittel zwischen 2000 und 2010 ergeben die Monate mit höherer Primärproduktion auch leichte pH-Wert-Anstiege.

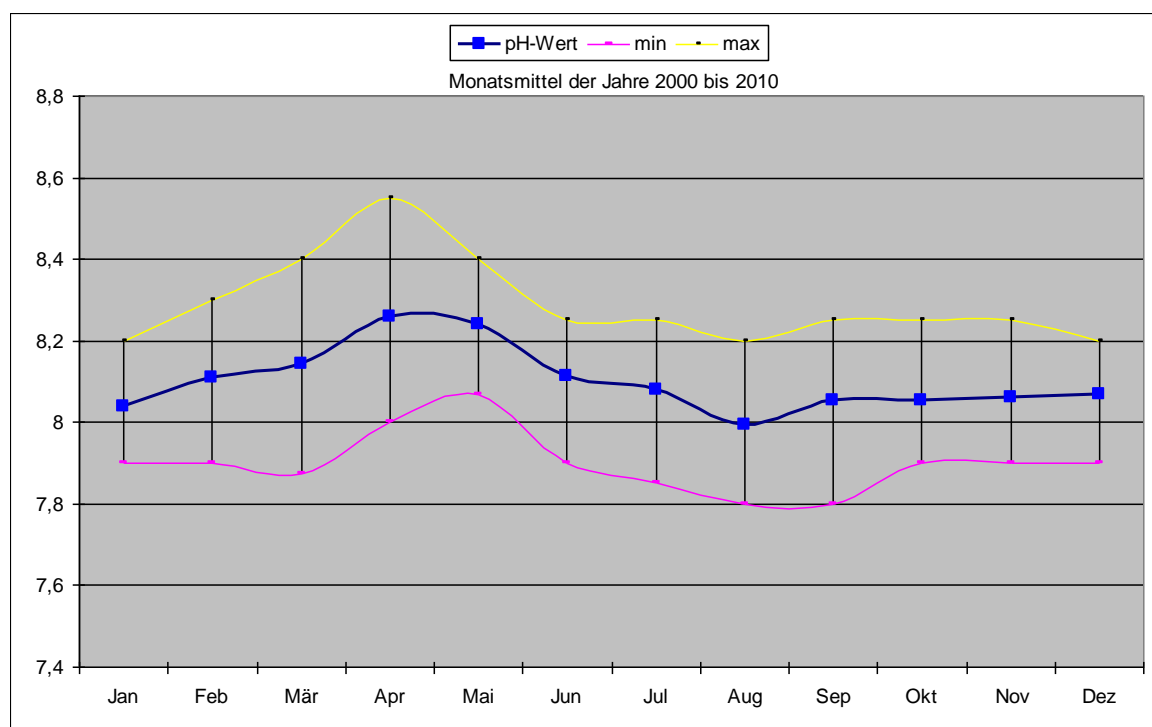


Abbildung 14: Monatsbezogene Durchschnitte der pH-Werte des Donauwassers, Minima und Maxima

Gemäß Anhang H 5 – pH-Wert der QZV Ökologie gilt ein DOC-Wert von 6 bis 9 für die Einhaltung der Werte für den saprobiellen Grundzustand. Im Zeitraum zwischen 2009 und 2010 wurde ein 90%-Perzentilwert der pH-Werte in der Donau bei Jochenstein von 8,3 gemessen. Dieser Wert entspricht damit den vorgesehenen Qualitätskomponenten des für Gewässer an dieser Probestelle entsprechenden saprobiellen Grundzustandes von 1,75.

### Sauerstoffsättigung:

Neben dem Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre spielt der Sauerstoffeintrag aus der Primärproduktion eine bedeutende Rolle. Bei der Photosynthese wird organische Substanz aufgebaut, wobei Sauerstoff freigesetzt wird, bei der aeroben Atmung wird dagegen organisches Material unter Sauerstoffzufuhr verbrannt. In jahreszeitlichen Zyklus ergibt sich je nach Intensität der photoautotrophen Prozesse eine unterschiedlich ausgeprägte Amplitude der Sauerstoffsättigung.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
O <sub>2</sub> -Sätt.												
MW (%)	99,7	101,3	103,5	109,2	108,4	105,6	103,4	99,95	100,5	98,94	97,27	96,21
min	95	98,5	99	100	100,5	96,5	96,5	96	96,5	93,5	93,33	93
max	108,5	105,5	109	123	117,3	121	116	111	108	101,7	103	99,5
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
O <sub>2</sub> -Sätt.												
MW (%)	104	104,1	102,8	101,8	103	105,3	105,7	101,8	100,1	99,65	99,22	
min	96	97	99	96	93,5	100	96	96,5	96,5	94,5	93	
max	116	117,3	114,3	123	111,5	114,3	121	119,5	105,5	107	112,5	

Tabelle 16: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Sauerstoffsättigung des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf)



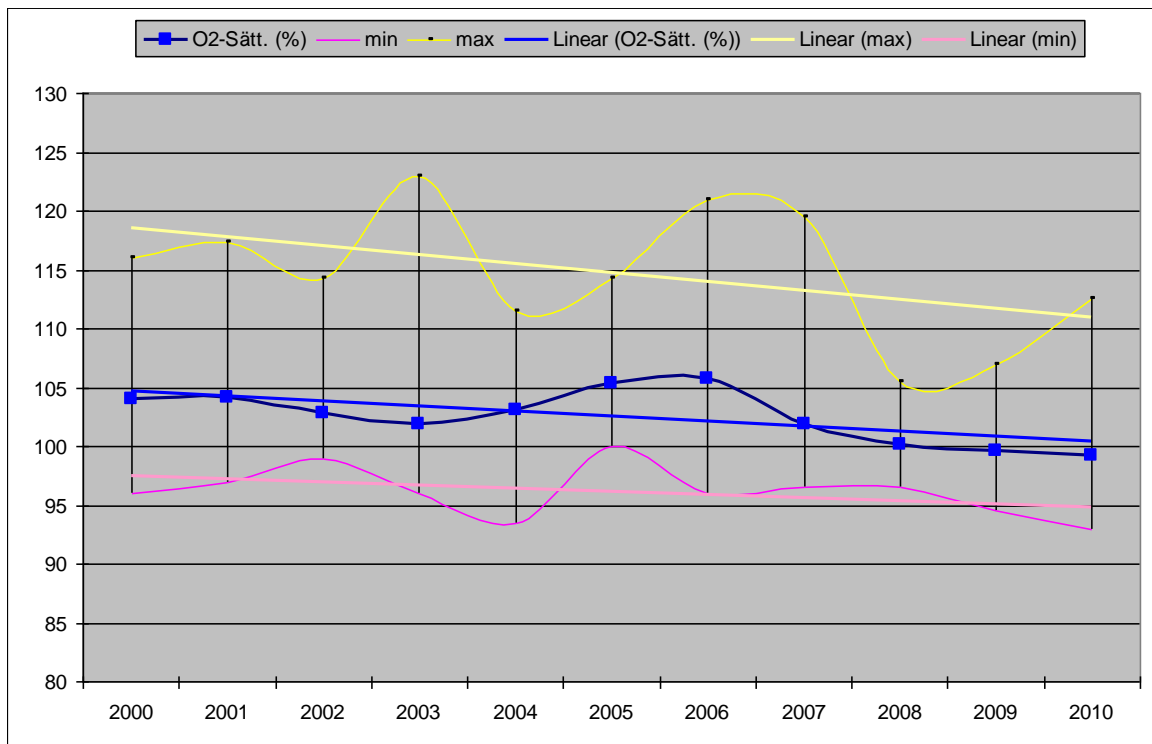


Abbildung 15: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Sauerstoffsättigung des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die Werte für die Sauerstoffsättigung in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen durchschnittlich 93% und maximal 121% und zeigten jahresdurchschnittlich, aber auch in ihren Maxima und Minima eine Tendenz zur Abnahme um rund 5%. Bei Betrachtung der Monatsmittel zwischen 2000 und 2010 ergeben die Monate mit höherer Primärproduktion auch höhere Sättigungswerte.

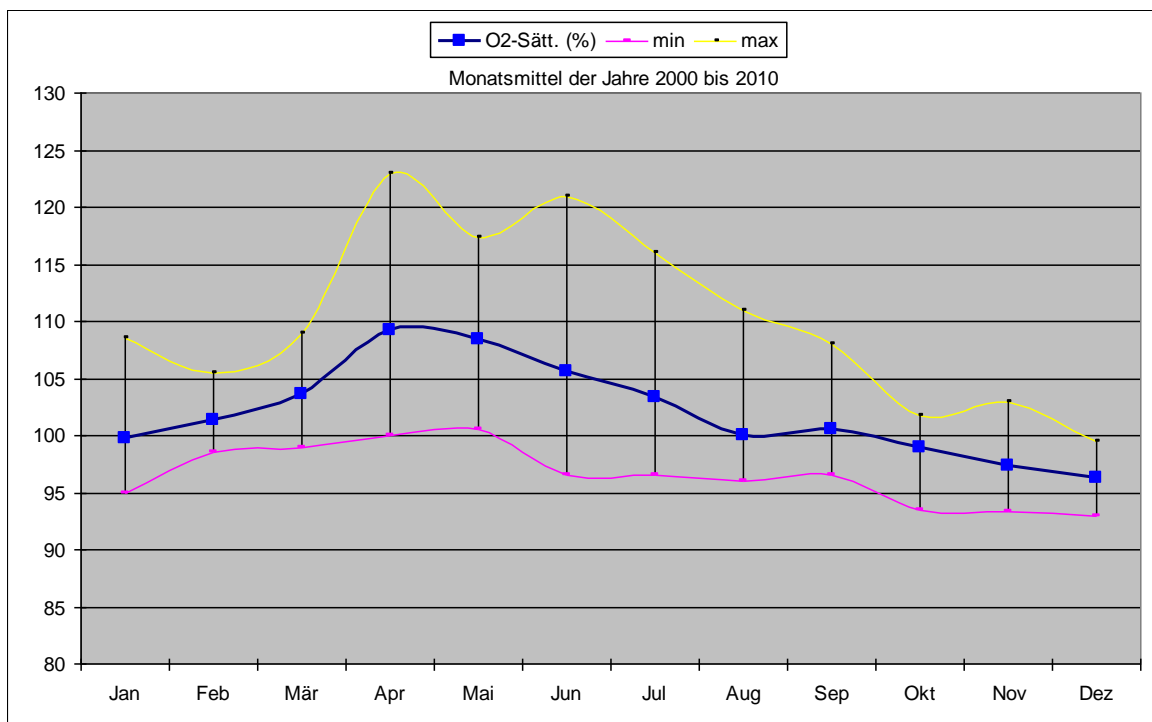


Abbildung 16: Monatsbezogene Durchschnittswerte der Sauerstoffsättigung des Donauwassers mit Maxima und Minima

Gemäß Anhang H 4 –Sauerstoffsättigung der QZV Ökologie gelten Sättigungswerte zwischen 80% und 120% für die Einhaltung der Vorgaben für den saprobiellen Grundzu-

stand. Im Zeitraum zwischen 2009 und 2010 wurde ein 90%-Perzentilwert der Sättigungswerte in der Donau bei Jochenstein von 106% gemessen. Dieser Wert entspricht den vorgesehenen Qualitätskomponenten des für Gewässer an dieser Probestelle entsprechenden saprobiellen Grundzustandes von 1,75.

### Chlorid:

Chlorid erfährt normalerweise kaum eine Veränderung durch biologische oder chemische Prozesse. Die Ionen gelangen auf dem Grundwasserpfad leicht in die Gewässer. Höhere Chloridgehalte, die nicht geologischen Ursprungs sind, weisen auf anthropogene Verunreinigungen z. B. mit Straßenstreusalzen, Düngemitteln und häuslichen Abwässern hin.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Chlorid MW mg/l	25,18	27,05	22,65	16,71	13,21	10,91	11,17	11,64	13,27	15,53	17,92	21,15
min	17	17,5	15,5	14,5	9,333	8,5	9,5	9,25	10	11,33	11	15
max	37	37	29	22	17	13	13	14,67	16,5	19	21	32
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
Chlorid MW mg/l	14,72	15,11	13,57	15,73	17,07	18,62	20,19	17,26	17,36	18,29	21,26	
min	9,333	8,5	10	10,15	9,5	9,25	11	10	10,33	11	12	
max	23,5	23,5	22	24	28,5	27,67	37	24	24	35	37	

Tabelle 17: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Chloridkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf)

Die Chlorid-Konzentrationen in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen durchschnittlich 8,5 mg/l und 37 mg/l, und zeigten eine deutliche Tendenz zur Steigerung um durchschnittlich rund 5 mg/l in den Jahren 2000 bis 2010.

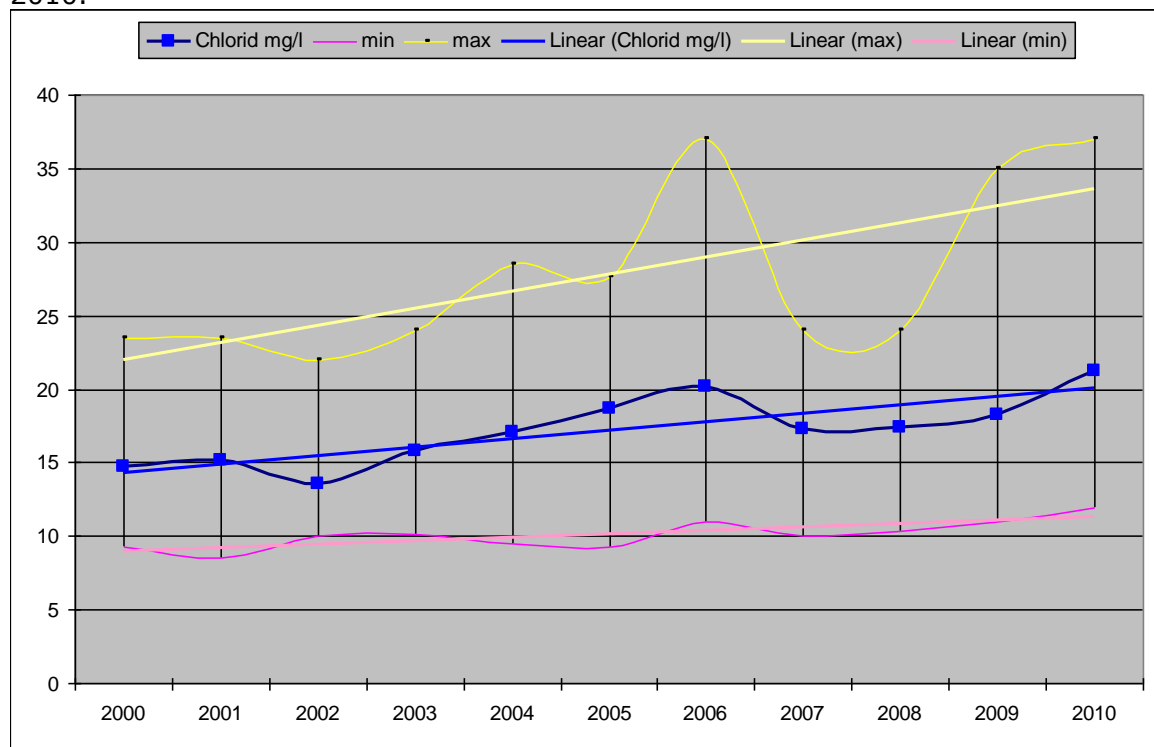


Abbildung 17: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Chloridgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Es gilt der Chlorid-Wert gemäß Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG), BGBl. II Nr. 96/2006, der nicht überschritten werden darf. Ein Oberflächenwasserkörper befindet sich bezüglich seines Salzgehaltes dann in einem nicht guten ökologischen Zustand, wenn das arithmetische Mittel der während eines Kalenderjahres gemessenen Konzentrationen eines Parameters die festgelegte Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm gem. Tabelle H 8 von 150 mg Chlorid /l überschreitet. In den Bemessungsjahren 2009 und 2010 betrug das arithmetische Mittel der Chlorid-Konzentration 18,9 mg/l, und lag daher im Rahmen der Vorgaben für den guten Zustand.

#### 6.1.2.6. Beurteilung der trophischen Komponenten

##### Orthophosphat:

Phosphat ist verantwortlich für die Trophie (Intensität der photoautotrophen Primärproduktion), bei der Kohlendioxid zu organischen Verbindungen reduziert wird. Eutrophierungsparameter sind Nährstoffe, die das Wachstum der Primärproduzenten begrenzen. Liegen sie als Minimumfaktor vor, können allochthone Stoffeinträge zusätzliche Produktionsmaxima in Gewässern verursachen. Phosphat zählt zu den wachstumsbegrenzenden Faktoren.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
PO <sub>4</sub> -P												
MW [mg/l]	0,049	0,041	0,033	0,02	0,015	0,024	0,027	0,027	0,027	0,032	0,039	0,043
min	0,041	0,024	0,02	0,005	0,006	0,009	0,017	0,018	0,019	0,025	0,028	0,026
max	0,072	0,057	0,069	0,036	0,028	0,042	0,04	0,042	0,034	0,048	0,055	0,069
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
PO <sub>4</sub> -P												
MW [mg/l]	0,029	0,033	0,036	0,031	0,029	0,029	0,034	0,031	0,029	0,033	0,033	
min	0,013	0,007	0,022	0,006	0,012	0,009	0,018	0,005	0,014	0,018	0,013	
max	0,046	0,057	0,055	0,072	0,047	0,054	0,069	0,047	0,042	0,05	0,069	

Tabelle 18: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Orthophosphatkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf)

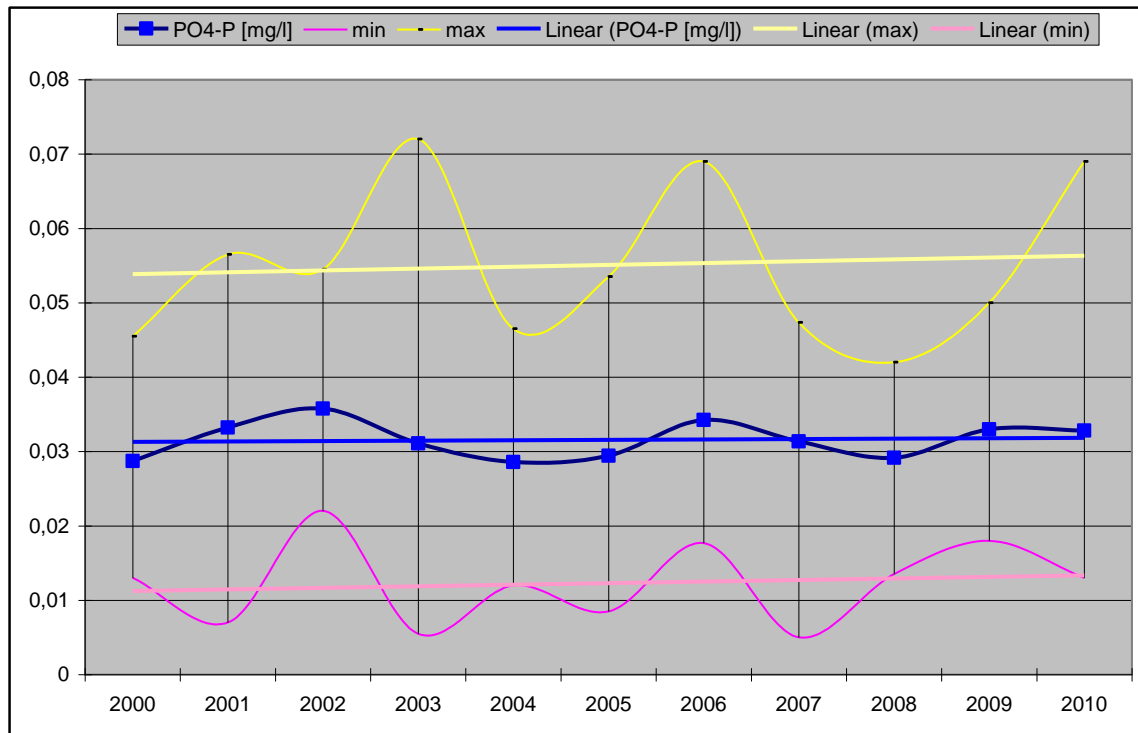


Abbildung 18: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Phosphatgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die Phosphatkonzentrationen in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen durchschnittlich 29  $\mu\text{g/l}$  und 36  $\mu\text{g/l}$ , und zeigten keine Tendenz einer Veränderung. Für die Beschickung des Energiespeichers sind die zwar Konzentrationen maßgeblich, da die Befüllung nicht in Abhängigkeit von den in der Donau abgeflossenen Phosphat-Frachten erfolgt, doch zeigen die Frachtenberechnungen in den letzten zehn Jahren, dass ein Trend einer rund 16%-igen Abnahme der Phosphatfrachten in der Donau in diesem Zeitraum besteht.

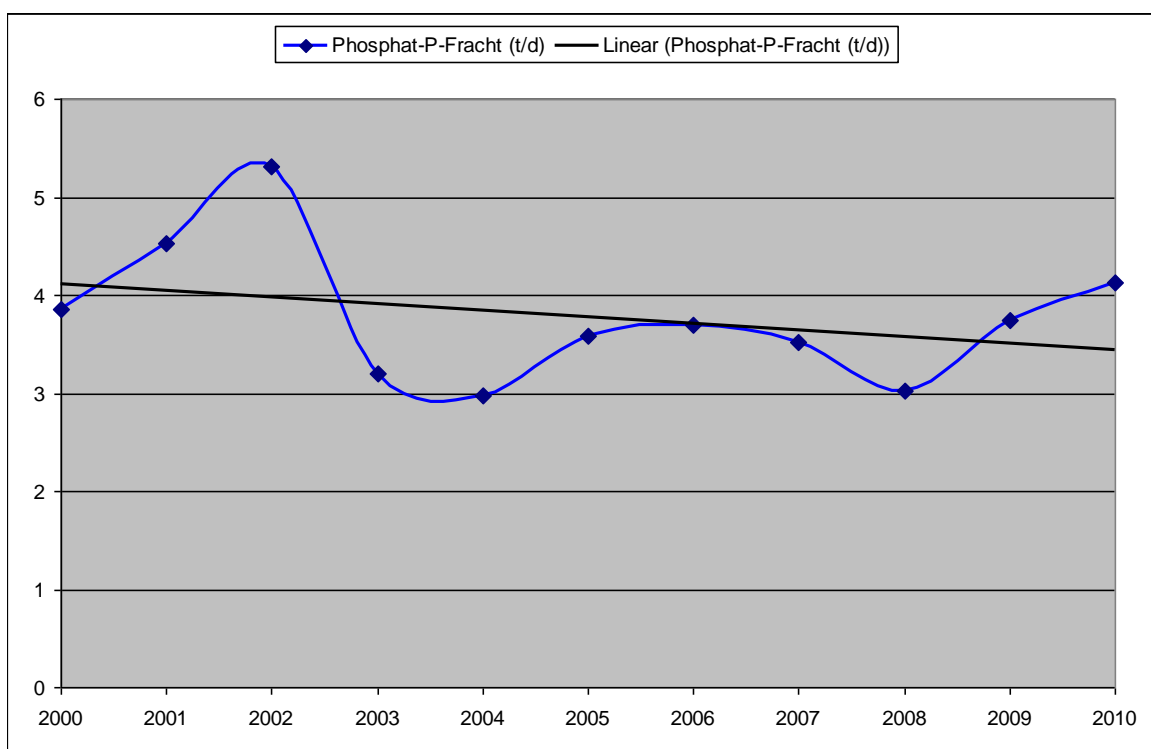


Abbildung 19: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Phosphatfrachten des Donauwassers

In den einzelnen Monaten variiert die Phosphatkonzentration deutlich, sie sinkt in den abflussreichen und steigt in den abflussarmen Monaten:

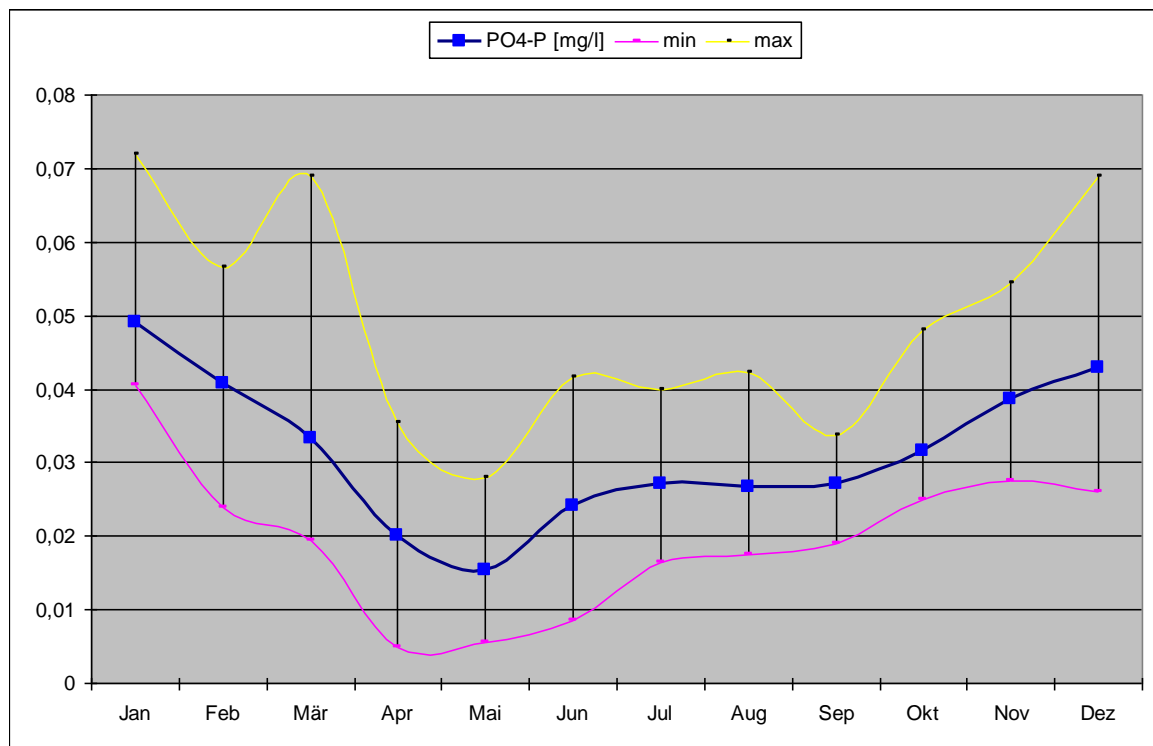


Abbildung 20: Monatsbezogene Durchschnittswerte der Phosphatgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Gemäß Anhang H 6 - Orthophosphat der QZV Ökologie gilt ein PO<sub>4</sub>-P-Wert von 0,06 mg/l für den sehr guten, ein Wert von 0,1 mg/l für die Einhaltung des guten Zustandes. Im Zeitraum zwischen 2009 und 2010 wurde ein 90%-Perzentilwert der Orthophosphat-P-Konzentration in der Donau bei Jochenstein von 0,044 mg/l gemessen. Dieser Wert entspricht damit den vorgesehenen Qualitätskomponenten für Gewässer der dieser Probe-stelle entsprechenden trophischen Zustandsklasse me2 (meso-eutroph2).

## Nitrat:

Nitrat ist als mineralisierter Stickstoff für höhere Pflanzen als Nährstoff verfügbar. Seine Bereitstellung erfolgt über die Mineralisation organischen Materials. Im sauerstoffreichen Milieu kommt es zur Oxidation des Ammonium-Stickstoffes, so dass Nitrat die vorherrschende mineralisierte Form des Stickstoffes darstellt.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Nitrat-N												
MW [mg/l]	2,864	2,909	2,767	2,136	1,555	1,361	1,242	1,235	1,393	1,686	2,024	2,415
min	2,433	2,2	2,35	1,75	1,2	1,075	0,967	0,965	1,12	1,31	1,35	1,7
max	3,45	3,6	3,3	2,7	2	1,9	1,65	1,5	1,7	1,9	2,65	3
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
Nitrat-N												
MW [mg/l]	1,949	2,211	2,056	1,763	1,966	2,148	2,076	1,821	1,73	1,797	2,104	
min	1,1	1,3	1,4	1,05	0,965	1,105	1,1	1,1	0,967	1,267	1,25	
max	3	3,1	2,95	2,85	3,45	3,6	3,2	2,9	2,467	2,75	3,3	

Tabelle 19: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Nitratkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf)



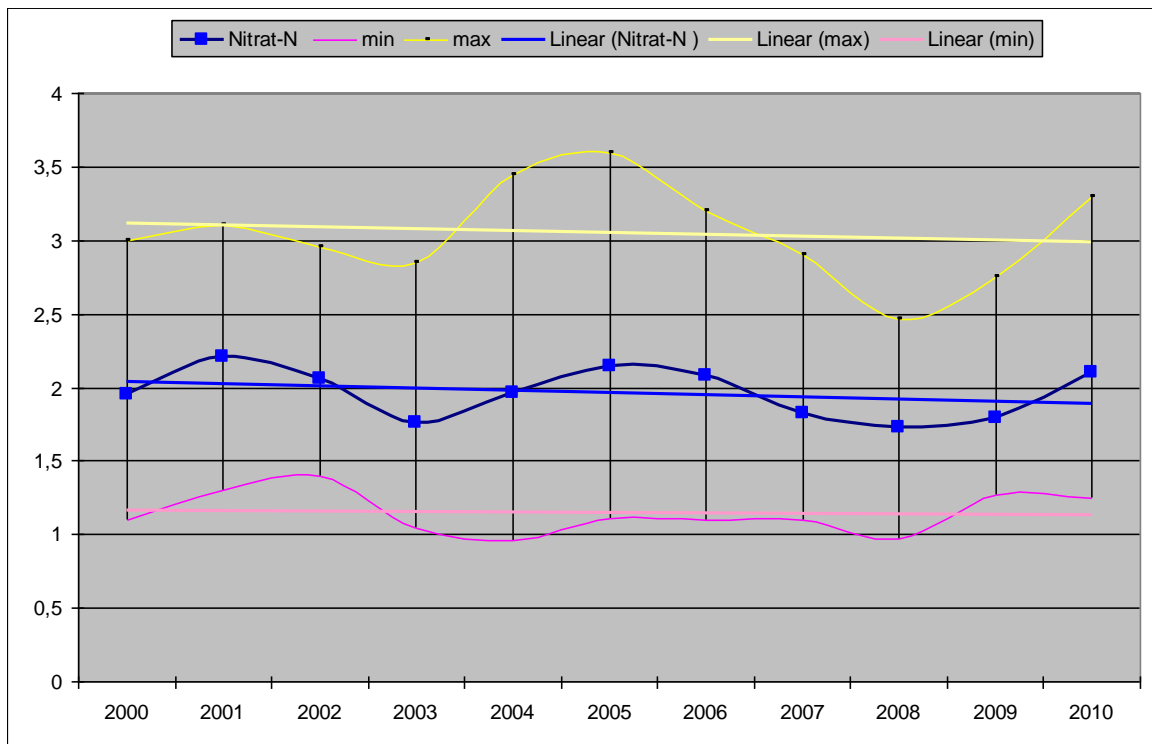


Abbildung 21: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Nitratgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die Nitratkonzentrationen in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen durchschnittlich 1 mg/l und 3,6 mg/l. Sie zeigten eine Tendenz einer leichten Konzentrationsabnahme innerhalb von 10 Jahren.

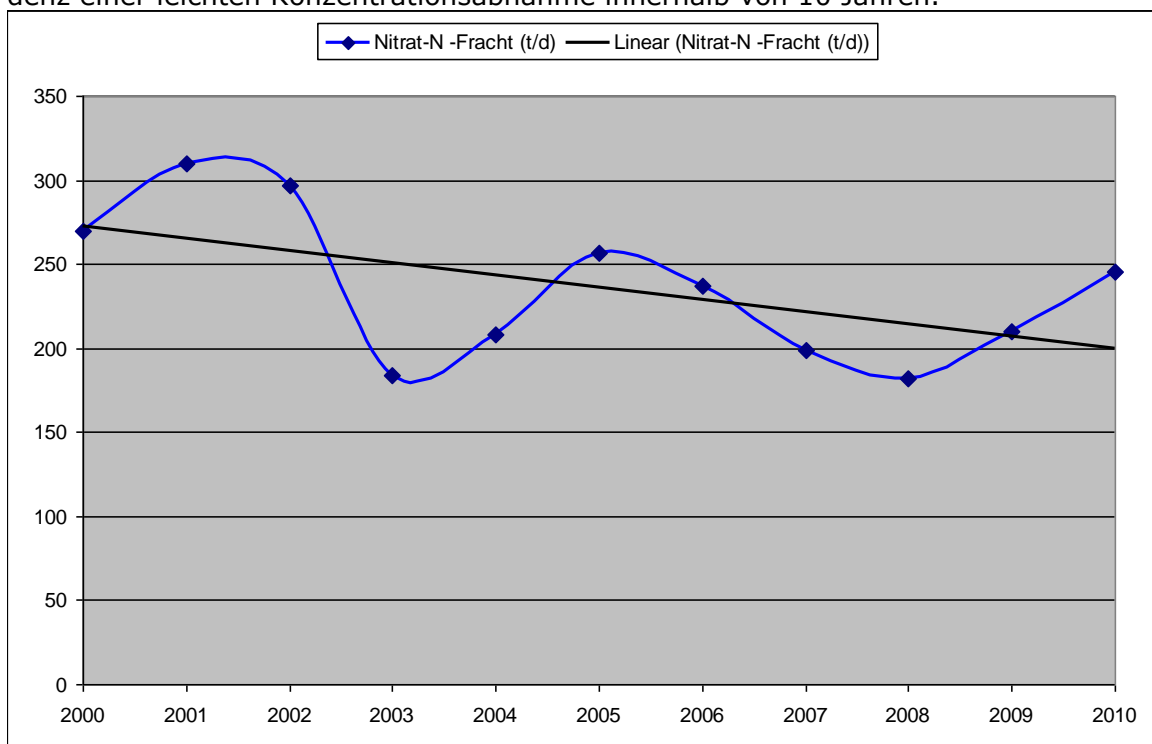


Abbildung 22: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Nitratfrachten des Donauwassers

Für die Beschickung des Energiespeichers sind zwar die Konzentrationen maßgeblich, da die Befüllung nicht in Abhängigkeit von den in der Donau abgeflossenen Phosphat-Frachten erfolgt, doch wird ersichtlich, dass die in der Donau abgeflossenen Nitrat-Frachten in den letzten 10 Jahren um rund  $\frac{1}{4}$  des Wertes von 2000 abgenommen haben.

In den einzelnen Monaten variiert die Nitratkonzentration deutlich, sie sinkt in den abflussreichen und steigt in den abflussarmen Monaten:

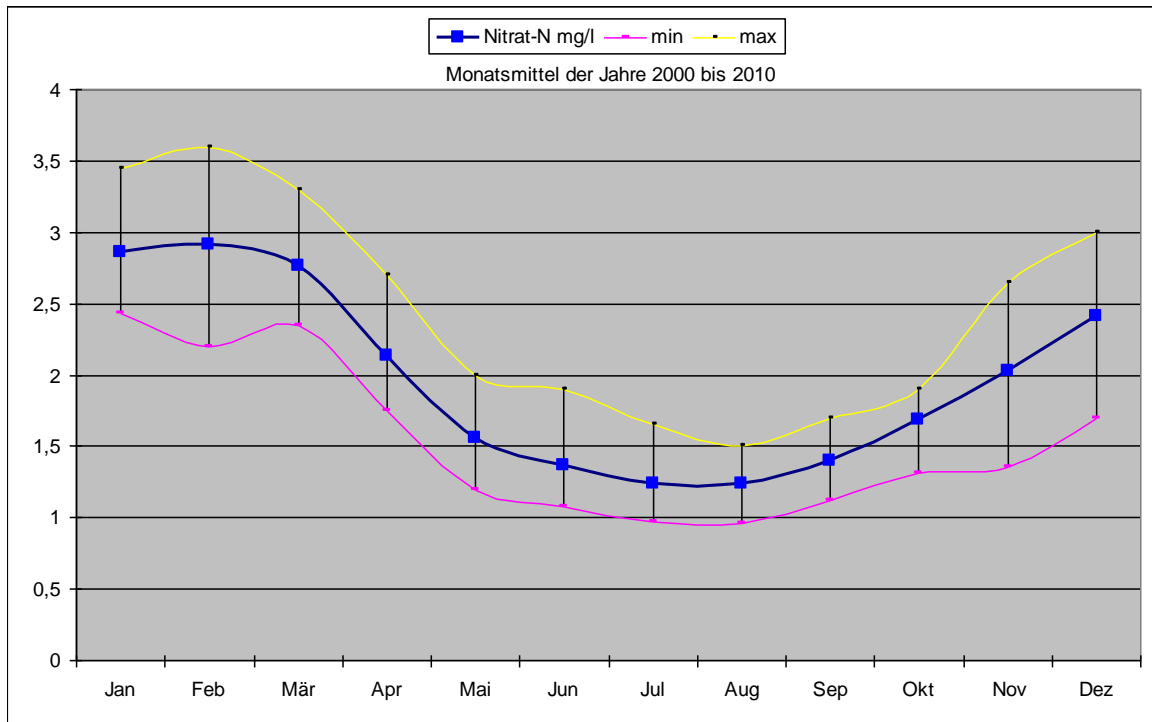


Abbildung 23: Monatsbezogene Durchschnittswerte der Nitratgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Gemäß Anhang H 7 - Nitrat der QZV Ökologie gilt ein  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Wert von 3 mg/l für den sehr guten, ein Wert von 5,5 mg/l für die Einhaltung des guten Zustandes. Im Zeitraum zwischen 2009 und 2010 wurde ein 90%-Perzentilwert der Orthophosphat-P-Konzentration in der Donau bei Jochenstein von 2,8 mg/l gemessen. Dieser Wert entspricht damit den vorgesehenen Qualitätskomponenten eines für Gewässer der dieser Probestelle entsprechenden saprobiellen Grundzustandes 1,75.

Der Flusswasserkörper der Donau wird vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2009) von Passau bis Jochenstein als HMWB (erheblich verändert) ausgewiesen. Als Ergebnisse zu den Qualitätskomponenten werden die einzelnen Komponenten wie folgt ausgewiesen: Phytoplankton - gut, Makrophyten und Phytobenthos - mäßig, Makrozoobenthos in den Modulen Saprobie und allgemeine Degradation - gut, Fischfauna - mäßig, Schadstoffe nach Anhang 4 BayGewZustVO - gut. Das ökologische Potential wird als mäßig mit hoher Bewertungszuverlässigkeit angeführt bei einer Zielerreichung bis nach 2015, der chemische Zustand wird als gut ausgewiesen.

### Gesamtphosphor:

Phosphor ist als Pflanzennährstoff der wesentlichste Parameter zur Beurteilung der Eutrophierung von stehenden Gewässern. Anorganische Phosphorverbindungen kommen nur in geringen Mengen gelöst in Gewässern vor und sind daher ein wachstumsbegrenzender Faktor für Primärproduzenten. Werden jeweils Anteile des Donauwassers in den Energiespeicher verfrachtet, so wird auch Phosphor mitverfrachtet. Je nach den Durchmischungsverhältnissen im Energiespeicher steht dieser Nährstoff daher im Freiwasser zur Entwicklung von Primärproduzenten immer in Abhängigkeit von den aktuellen Konzentrationen in der Donau zur Verfügung.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Pgs [mg/l]	0,082	0,08	0,08	0,061	0,067	0,112	0,076	0,124	0,063	0,058	0,069	0,074
min	0,054	0,051	0,049	0,039	0,049	0,063	0,051	0,054	0,038	0,036	0,044	0,044
max	0,122	0,152	0,212	0,116	0,097	0,366	0,121	0,538	0,079	0,096	0,123	0,13
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
Pgs [mg/l]	0,078	0,095	0,076	0,062	0,07	0,113	0,089	0,077	0,068	0,069	0,07	
min	0,058	0,051	0,049	0,039	0,054	0,043	0,046	0,046	0,038	0,045	0,036	
max	0,099	0,366	0,123	0,122	0,085	0,538	0,212	0,097	0,121	0,088	0,13	

Tabelle 20: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Gesamtphosphorkonzentration des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf)

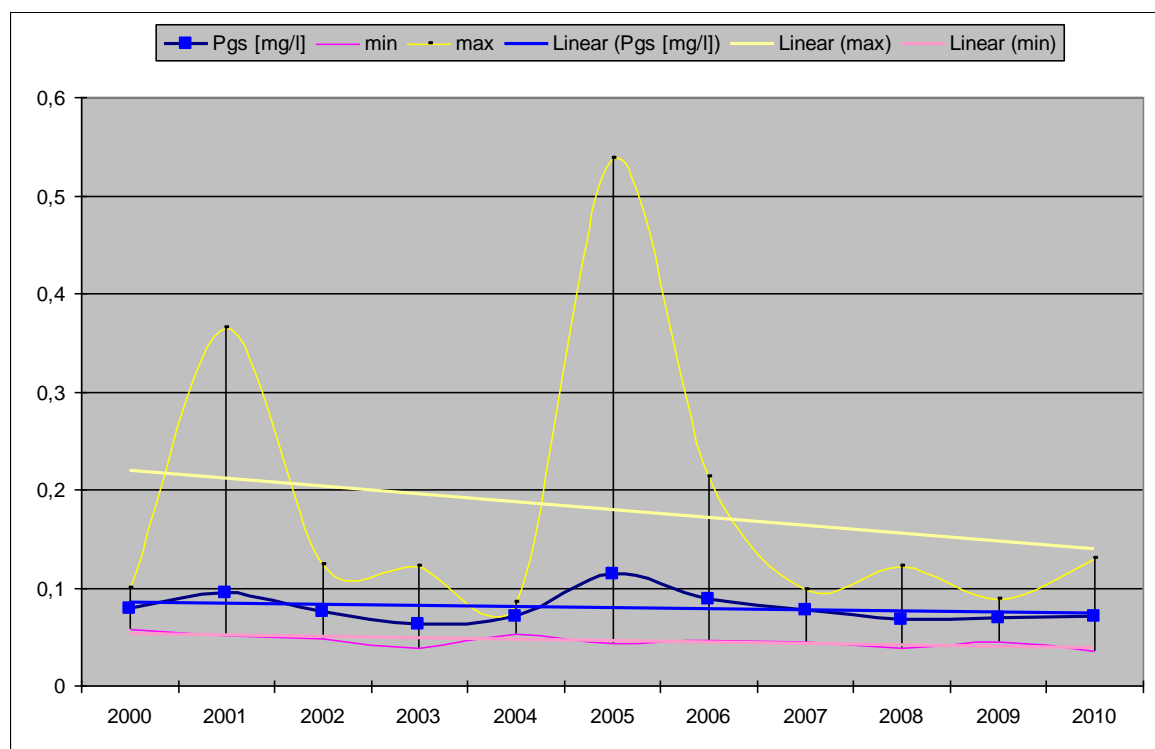


Abbildung 24: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Gesamtphosphorgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die durchschnittlichen Gesamtphosphorkonzentrationen bewegen sich um  $75 \mu\text{g/l}$ . Einem Minimum von  $36 \mu\text{g/l}$  im Oktober 2010 bei einer Wasserführung von  $1020 \text{ m}^3/\text{s}$  steht ein Maximum von  $500 \mu\text{g/l}$  im August 2005 bei einer Wasserführung von  $2838 \text{ m}^3/\text{s}$  gegenüber. Die mittleren Jahresfrachten an Phosphor zeigen seit 2000 eine abnehmende Tendenz (Rückgang um ca. 30%), die Konzentrationen haben seit 2000 um durchschnittlich  $11 \mu\text{g/l}$  abgenommen.

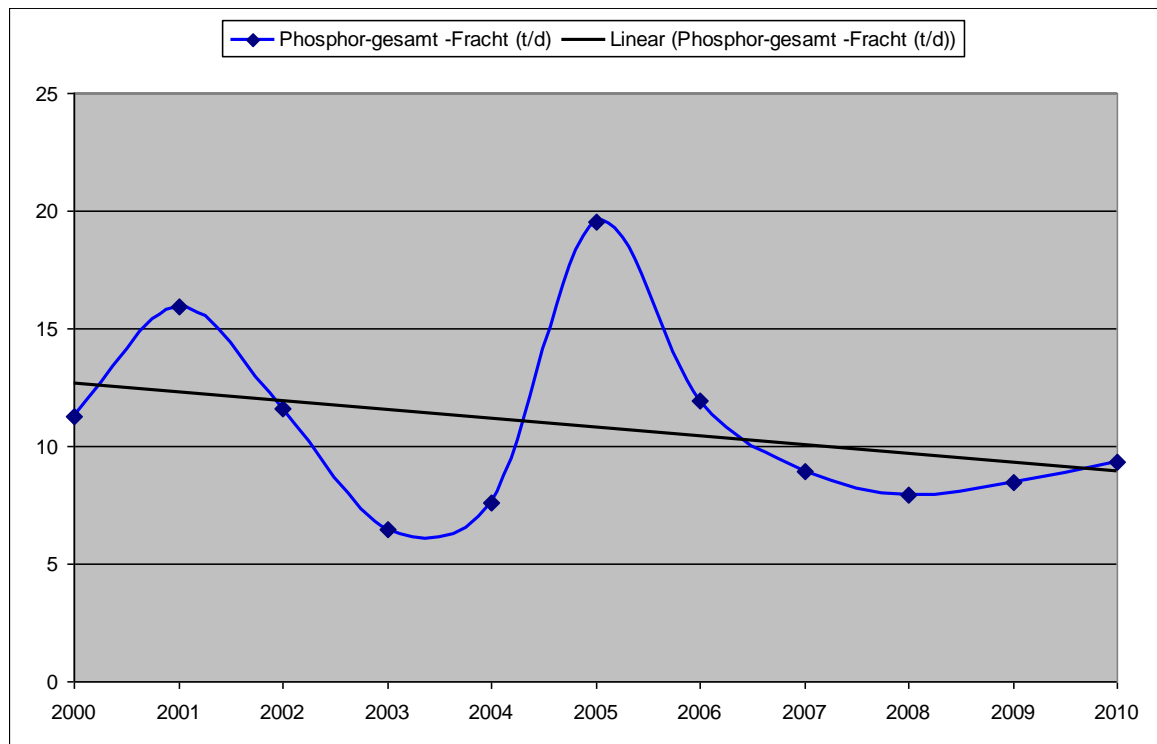


Abbildung 25: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Gesamtposphorfrachten des Donauwassers mit Maxima und Minima

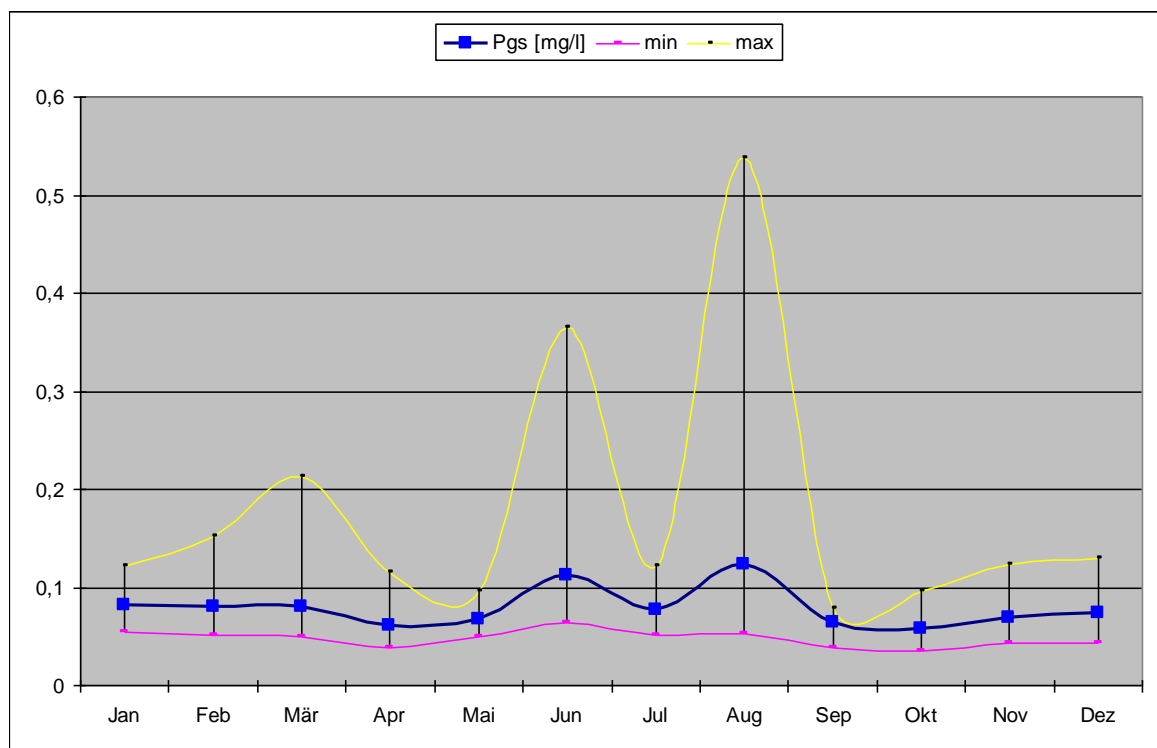


Abbildung 26: Monatsbezogene Durchschnittswerte der Gesamtposphorgehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Im jahreszeitlichen Zyklus zeigen der Juni und August im 10-jährigen Durchrechnungszeitraum die höchsten Phosphorkonzentrationen, wobei zwischen den P-Gehalten und den abfiltrierbaren Feststoffen im 10-jährigen Beobachtungszeitraum eine gute Korrelation ( $r^2 = 0,71$ ) besteht, im Vergleich P-partikulär vs. abfiltrierbare Feststoffe ist diese noch etwas besser ( $r^2 = 0,78$ ), wobei die höheren Gehalte immer wieder bei höheren Wasserführungen auftreten. Erosionen, Verfrachtungen und Einschwemmungen bei Niederschlagsereignissen im Donaeinzugsgebiet dürften daher für diese P-

Gehaltsanhebungen verantwortlich sein. Die Grundlast aus durchschnittlichen Minimalwerten beträgt 46 µg P/l. Sie hat sich im Laufe von 10 Jahren von 53 auf 38 µg/l um durchschnittlich 15 µg/l verringert. Dies wiederum könnte mit der Zunahme der Phosphatfällungen in Kläranlagen, aber auch mit landwirtschaftlichen Ökologierungsmaßnahmen zusammenhängen.

Gemäß IKSD (2002) wurden in den flussaufwärts der Innmündung entnommenen Donauproben hohe Gesamt-P-Konzentrationen gemessen, die jedoch flussabwärts der Mündung durch die Vermischung mit dem Innwasser signifikant niedriger waren.

Die Beziehungen zwischen externen Phosphoreinträgen und den sich ergebenden Phosphorkonzentrationen in Seen wurden aus empirischen Ableitungen von VOLLENWEIDER (1976) mathematisch beschrieben. Dieses sogenannte Vollenweider-Modell ist in Verbindung mit den trophischen Bewertungen und den dazugehörigen kritischen Flächenbelastungen erarbeitet worden. Als „kritisch“ bewertet Vollenweider den Übergang von oligo- zu mesotroph, als „gefährlich“ jenen von meso- zu eutroph. Berechnung und Bewertung erfolgen mithilfe der mittleren Verweilzeit des Wassers, der mittleren Tiefe und der Flächenbelastung. Dabei bewirkte eine Zunahme der Verweilzeit eine geringere Konzentration im Freiwasser:

#### 6.1.2.7. Trophie-Modell

Vollenweider-Berechnung:

mittlere Verweilzeit  $\tau = \frac{\text{Volumen}}{\text{mittl. jährlicher Zufluss}} \text{ [a]}$

mittlere Tiefe  $z = \frac{\text{Volumen}}{\text{Seeoberfläche}} \text{ [m]}$

Flächenbelastung  $L = \frac{m_p}{\text{Seeoberfläche}} \text{ [g/m}^2\text{/a]}$  mit  $m_p$  = Phosphoreintrag [g/a]

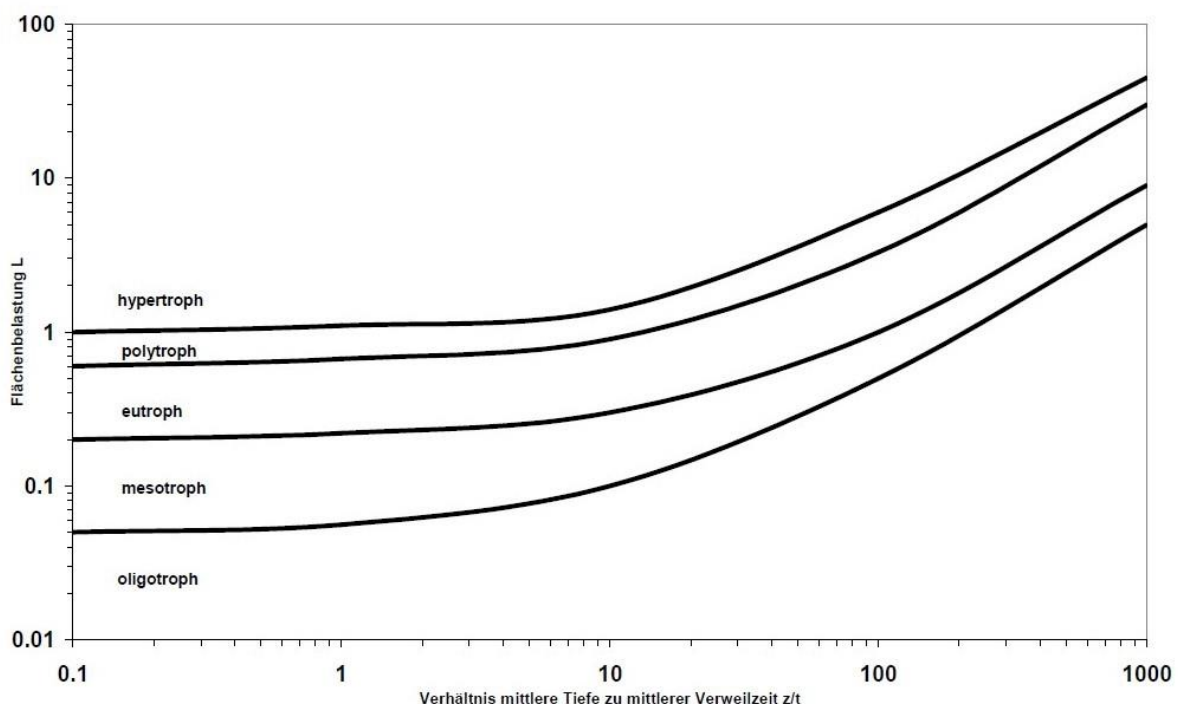


Abbildung 27: Flächenbelastung vs. Verhältnis mittlere Tiefe zu mittlerer Verweilzeit und Trophiestatus nach dem Vollenweider-Modell

Für den Energiespeicher Riedl liegt das Verhältnis aus mittlerer Tiefe zu mittlerer Verweilzeit (=1666) deutlich außerhalb der Grafik, ebenso wenig kann die Flächenbelastung, die im hypertrophen Bereich liegt, in die Grafik eingegliedert werden.

Volumen	4.850.000	m <sup>3</sup> Inhalt gesamt
mittl. Jährl. Zufluss	403.200.000	m <sup>3</sup> /a
mitt. Verweilzeit t	0,012177579	a
Oberfläche	242.000	m <sup>2</sup> Oberfläche
mittl. Tiefe z	20,29	m
z/t	1666	m/a
Flächenbelastung L	124,96	g P / m <sup>2</sup> .a

Auch nach Modellen anderer Autoren (z.B. Shannon and Brezonik, 1972, Uhlmann und Horn, 2001) und Flächenbelastungsberechnungen mit P-gesamt, Phosphat und Stickstoff ergeben sich keine Möglichkeiten einer Berechnung der Entwicklung des Energiespeichers Riedl. Hauptgrund dafür ist die vorgesehene hohe Wasseraustauschrate, die das 96-fache des Nutzinhaltes pro Jahr beträgt. Als auffallend bleibt eine vorhersehbare hohe Nährstoffbelastung des Energiespeichers aus den Inhaltsstoffen der Donau, die aber durch die vorgesehenen Durchsatzraten wieder teilweise kompensiert werden.

Als Hinweis auf mögliche Phytoplankton- und Phytobenthosentwicklungen in schwach durchströmten bzw. vom Wasseraustausch nur teilerfassten Bereichen im Energiespeicher vermag die folgende Zusammenstellung einer Einteilung der stehenden Gewässer in Trophieklassen entsprechend dem Gesamtposphorgehalt und dem Phytoplanktongehalt nach VOLLENWEIDER (1976), zit. SCHULZ et. al 2005, sowie (leicht verändert) nach Chlorophyll a-Gehalt und BSB5-Konzentration, zu liefern:

Trophieklasse	P-gesamt [µg/l]	Phytoplankton- Biomasse [mg/m <sup>3</sup> ]	Chlorophyll- Gehalt [µg/l]	BSB5 [mg/l]
oligotroph	<10	<1000	<3,5	<3
schwach me- sotroph	10 - 15	1000 - 1500		
mesotroph	15 - 30	1500 - 3000	>7	3 - 5,5
schwach eutroph	30 - 40	>3000		
eutroph	>40	>3000	>11	5,5 - 14

Tabelle 21: Trophieklassen nach Gesamtposphor-, Phytoplankton-, Chlorophyll a- und BSB5-Gehalt

Demnach liegt der P-gesamt-Gehalt in der Donau beinahe immer im eutrophen, der Chlorophyll a-Gehalt jedoch zu etwa zwei Drittel im meso- bzw. oligotrophen Bereich. Grund dafür sind die Verdünnungen durch Donauwasser vor allem in der warmen Jahreszeit.





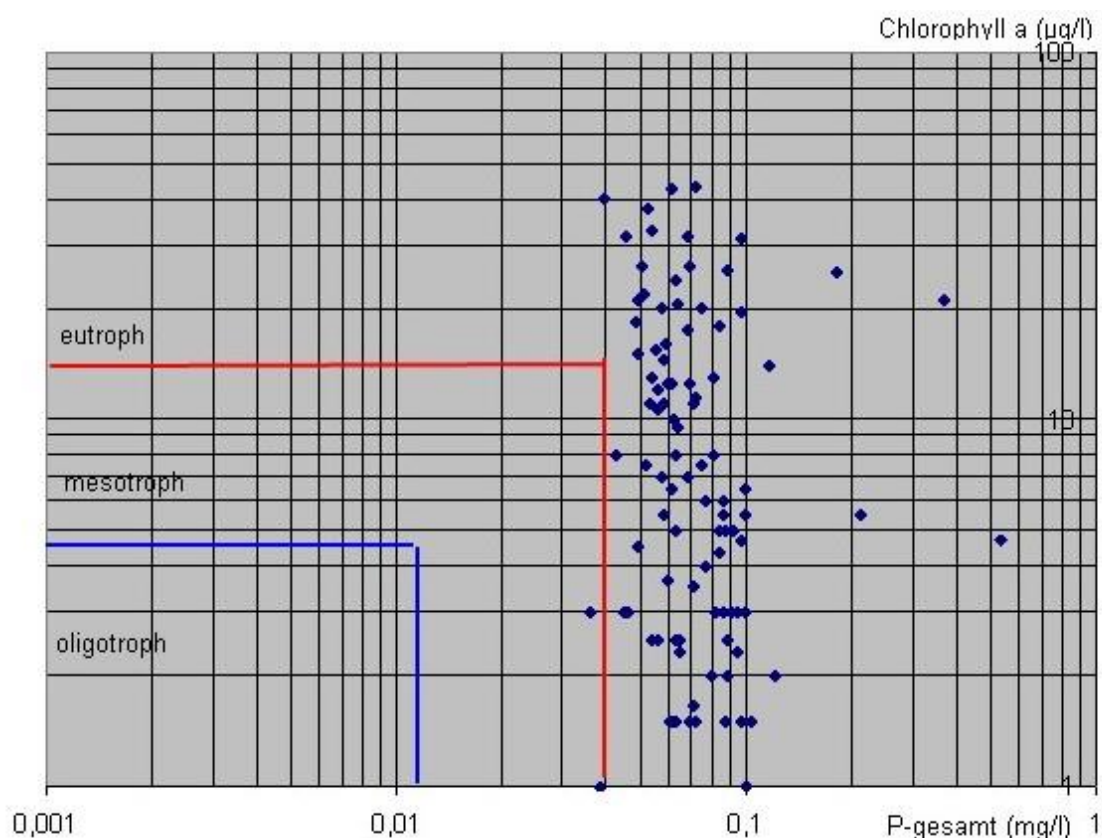


Abbildung 28: Trophiestatus nach Chlorophyll-a- und P-gesamtgehalten im Donauwasser

### 6.1.2.8. Chlorophyllgehalte

Die Chlorophyllbestimmung in Fließgewässern erfolgt gemäß dem Bayerischen Landesamtes für Umwelt (2006) nach DIN 38 412 L16. Sie wird mit jeweiligen Mittelwerten, die sich nur auf Messungen während der Vegetationszeit beruhen und Hochwerten der Jährlichkeit 1 in Anlehnung an die Bestimmung des jährlichen Hochwassers (HQ1) aus den Einzelmessungen im Rahmen eines Messprogramms ausgewertet. Der Hochwert kennzeichnet den Zustand hoher Produktion, mit dem jährlich zu rechnen ist; er wird anstelle des einmaligen und oft unsicheren Maximums verwendet. Der Bestimmung des Hochwerts von Chlorophyll-a wie auch der Hilfsgrößen werden die Messungen aus 3 bis 5 Jahren zu Grunde gelegt. - Die Donau liegt derzeit gemäß dem Bayerischen Landesamtes für Umwelt (2006) - Umsetzung der WRRL in Bayern - Zusammenfassung zur Bestandsaufnahme 2004 je nach Witterungsverhältnissen an der Schwelle von Trophieklasse II und II-III, mit einer Tendenz zu Klasse II in den letzten Jahren.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
ChlpyA [µg/l]	2,375	4,5	14,06	19,24	23,08	11,5	8,091	5,152	7,879	6,576	3,083	3
min	1,5	3	5,5	5	12,5	4,333	2	1	1	1,5	2,5	1,5
max	3	5,5	43	40	37,5	25	22	14,5	42,5	31	3,667	4
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
ChlpyA [µg/l]	12,14	13,23	9,813	14,17	13,96	15,6	11,15	8,236	5,722	7	7,619	
min	3	2,5	1,5	2,333	1,5	4,667	3	1,5	1	1,5	1	
max	31	43	24	40	32,5	42,5	25,33	31,5	17,5	21	26	

Tabelle 22: Monats- und jahresbezogene Mittelwerte, Minima und Maxima der Chlorophyll-a-Gehalte des Donauwassers (Quelle: WWA Deggendorf)

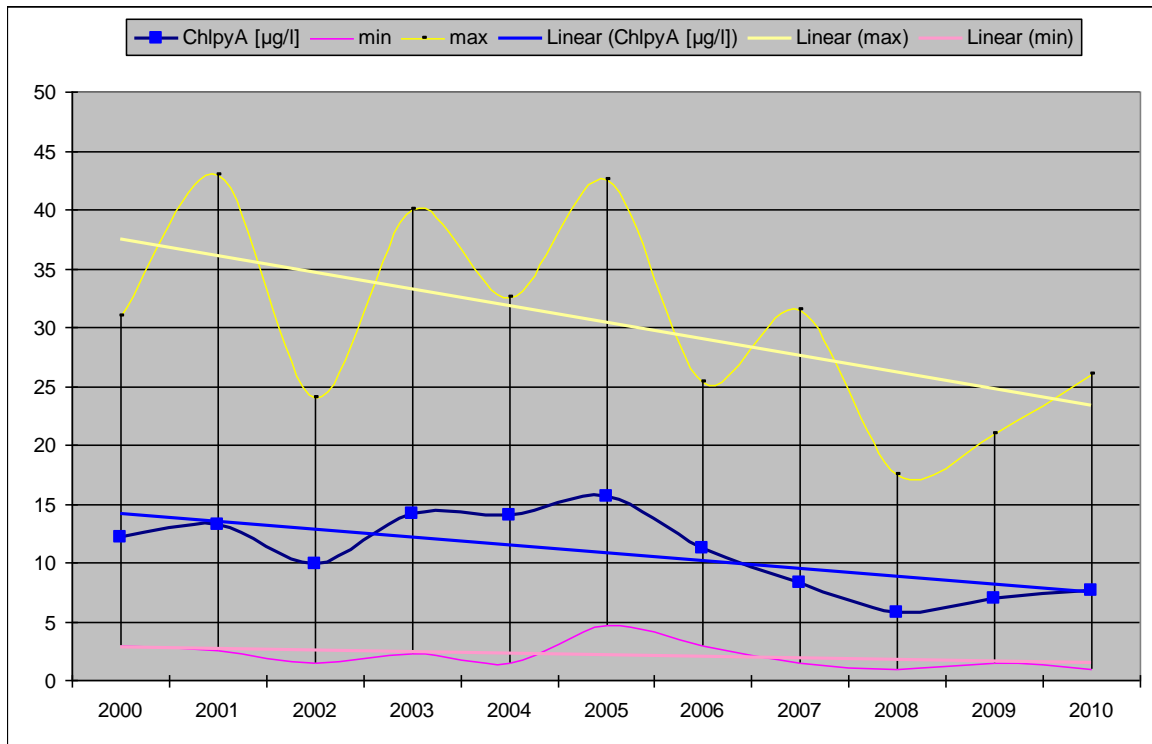


Abbildung 29: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Chlorophyll-a-Gehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen in der Donau bei Jochenstein schwanken in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen durchschnittlich 15,6 µg/l und 7 µg/l, und zeigten eine Tendenz einer leichten Verringerung. Die Frachten nahmen in ihrer Tendenz bis 2009 um mehr als die Hälfte des Wertes des Jahres 2000 ab.

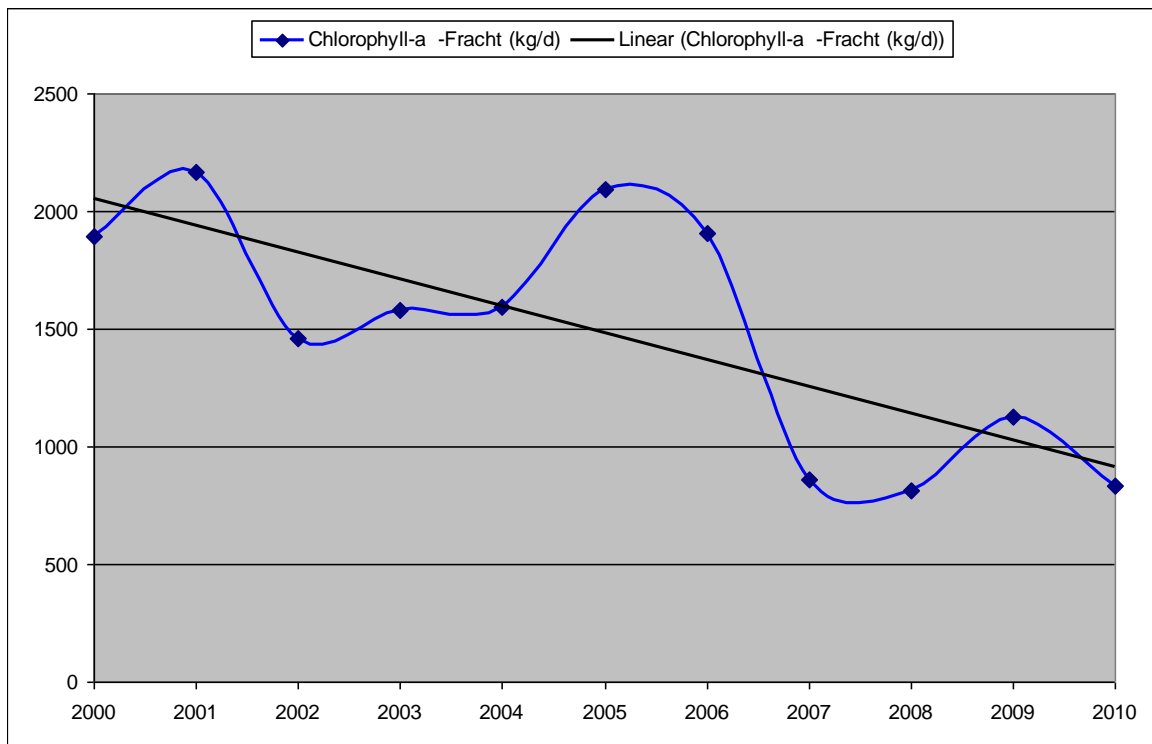


Abbildung 30: Jahresbezogene Durchschnittswerte der Chlorophyll-a-Frachten im Donauwasser

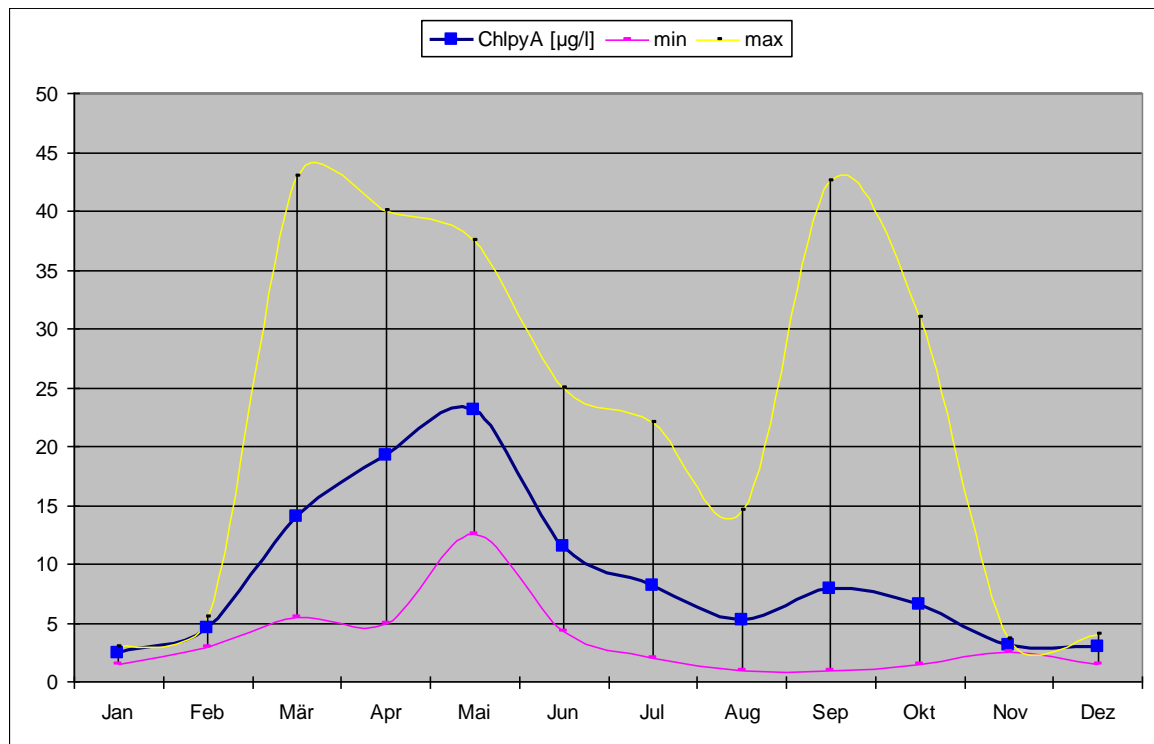


Abbildung 31: Monatsbezogene Durchschnittswerte der Chlorophyll-a-Gehalte des Donauwassers mit Maxima und Minima

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen zeigen Frühjahrsmaxima und scheinen bei höheren Abflüssen Verdünnungserscheinungen zu unterliegen.

Auch nach Bergfeld, T. et al. (2001) treten in der deutschen Donau regelmäßig Frühjahrsmaxima in der Phytoplanktonentwicklung auf. Auch wären im Frühjahr 1995 die Chlorophyll a-Gehalte in Deggendorf aufgrund der hohen Abflüsse vergleichsweise gering. Es würde sich eine starke Beeinflussung der saisonalen Algendynamik durch den Abfluss und die daraus resultierende Verkürzung der Aufenthaltszeit zeigen. Bei Betrachtung der einzelnen auf die Algenentwicklung wirkenden Prozesse (Bruttowachstumsrate, Verluste durch Respiration) würde deutlich, dass der Chlorophyll a-Gehalt im Längsprofil der Donau zunimmt. Durch den Zufluss von Isar (22 µg Chl/l) und Inn (5 µg Chl/l) würde der Chlorophyll a-Gehalt gemindert werden.

Allerdings wäre in den Schleusenkanälen aufgrund der mehrtägigen Aufenthaltszeiten ein starkes Anwachsen des Phytoplanktons zu verzeichnen. Wegen der geringen Wasserführung in den Schleusenkanälen wirkte sich dies aber nach Einmündung der neben den Schleusenkanälen laufenden Ausleitungsstrecken nicht auf den Gesamtchlorophyll a-Gehalt der Donau aus. Auch Verluste durch Sedimentation würden nur in den Schleusenkanälen auftreten. Nennenswert dagegen würde die Phytoplanktonentwicklung durch benthische Filtrierer beeinträchtigt.

Nach Bergfeld, T. et al. (2001) zeigt die Modell-Simulation das Vorhandensein eines autochthonen Phytoplanktons in der Donau. Während einzelne Prozesse unbedeutend sind oder sich in ihrer Wirkung gegenseitig aufheben (Sedimentation, Zooplankton-Grazing), bewirkt das Grazing durch benthische Filtrierer im Längsverlauf der Donau eine merkliche Algenzunahme. Jedenfalls kann die Zunahme der Algenbiomasse im unteren Teil des Flusses nicht allein durch Eintrag aus den Zuflüssen erklärt werden (Bergfeld, T. et al., 2001). – Auch aus den Daten der Jahre 2000 bis 2010 kann ein Zusammenhang zwischen Sauerstoffproduktion und Chlorophyll-a-Gehalt, also eine wirksame primärproduktive Komponente der Donau in Jochenstein, abgeleitet werden:



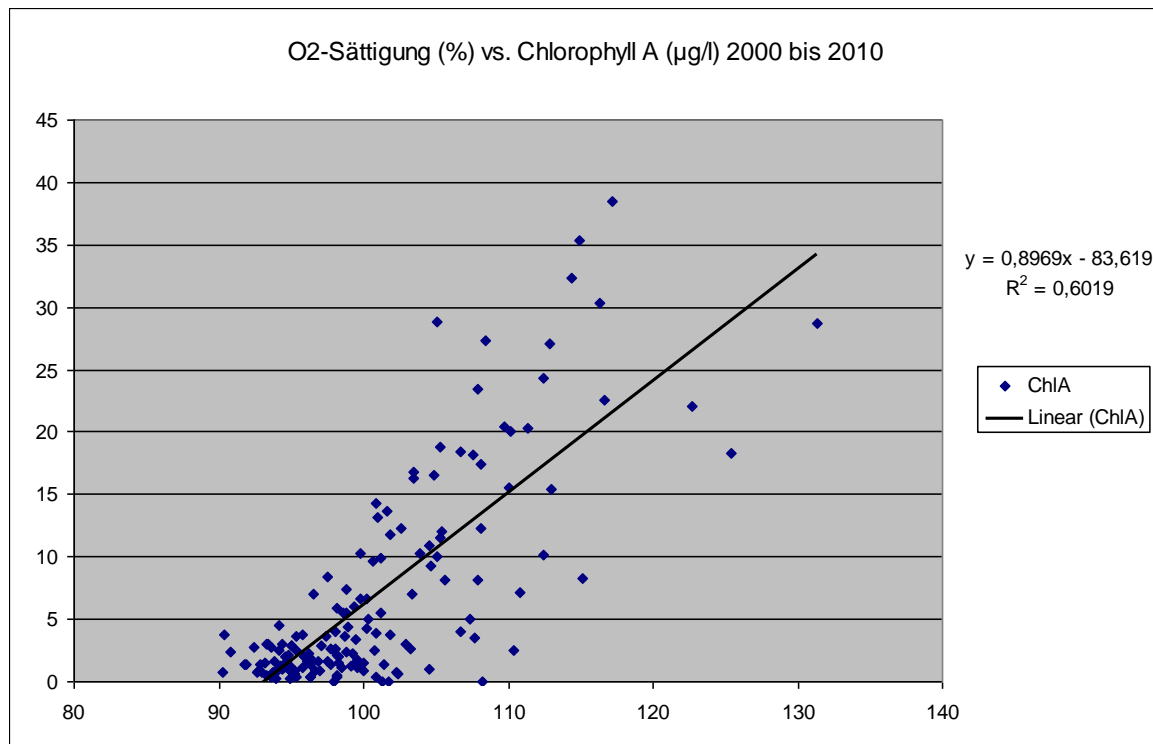


Abbildung 32: Sauerstoffsättigung vs. Chlorophyll-a im Donauwasser

Diese könne allerdings noch intensiviert werden: Nach Beschreibungen an Schleusenkanälen von Heise, S et al. (2007) ist der Wasseraustausch mit Schleusenkanälen im gesamten Jahr gering, was insbesondere in der Vegetationsperiode die Entwicklung eines eigenen Wasserkörpers mit Phytoplanktonentwicklung in der Schleuse ermöglicht, der zu höheren Chlorophyll-a-Konzentrationen im Schleusenkanal im Vergleich zum Wehrstrom führt. In den Schleusenkanälen komme es außerdem zu ausgeprägten Sedimentablagerungen.

Mehrtägige Aufenthaltszeiten in den Schleusenkanälen und die Entwicklung eines eigenen Wasserkörpers in den Schleusen mit höheren Chlorophyll-a-Konzentrationen und Primärproduktion als im Freiwasser sowie ausgeprägten Sedimentablagerungen, könnten auch einen Schluss auf künftig mögliche limnochemischen Zustände im Energiespeicher Riedl als Referenz ermöglichen. In Bilanzierungen über die in den Energiespeicher gelangenden und ihn verlassenden organischen und anorganischen Frachten und der möglichen Zuwachsraten von Algenbiomasse werden Versuche gemacht, die verbleibenden Frachten zu quantifizieren, zumal die durchschnittliche Aufenthaltszeit in Schleusenkanälen ähnlich ist, wie die des Wasserkörpers im Energiespeichen (jahresdurchschnittliche Austauschzeit des Wasserkörpers im Nutzinhalt des Speichers: 3,8 Tage, auch in Schleusenkanälen erfolgt der Austausch häufig erst nach mehreren Tagen). Dies bedeutet, dass sich im Speichersee ähnlich primärproduktive Bedingungen und trophische Zustände wie in einem ähnlich durchströmten Schleusenkanal einstellen könnten.

Zusammenfassend ergibt sich folgende Ausweisung bezüglich der bezug habenden wasserchemischen und phytoplanktischen Qualitätskomponenten: Phytoplankton - gut, Schadstoffe nach Anhang 4 BayGewZustVO - gut. Auch die allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten entsprechend der QZV Ökologie weisen auf einen guten ökologischen Zustand hin, wobei auch die für den guten Zustand festgelegten Werte der QZV Chemie OG eingehalten werden. Die Bedingungen anhand der zusätzlich zu bewertenden Parameter Gesamtphosphor-Konzentration, Chlorophyll-a-Konzentration und Sauerstoffsättigung werden ebenfalls erfüllt bzw. lassen sich wegen der hohen Wasseraustauschraten im geplanten Speicher nicht auf die Zustände in Seen überlagern. Eine gegenüber der Donau erhöhte Primärproduktion und Sedimentation ist jedoch anzunehmen.

## 7. Wesentliche positive und negative Auswirkungen – Bayern

### 7.1. Prognose der limnochemischen Entwicklung des Speichersees und seiner Sedimente

#### 7.1.1. Prognose der Beschaffenheit der Sedimente

##### 7.1.1.1. Ansatz 1: Quartalsweise maximal mögliche Sedimentationsraten

Auf Grundlage der Daten von 2009 bis 2010 wird in einem ersten Ansatz angenommen, dass sämtliche in den Energiespeicher gelangte Feststoffe bei Pumpvorgängen von 85 m<sup>3</sup>/s mit einer Zeitdauer von 110 h auf einer Fläche von 242000 m<sup>2</sup> und einer durchschnittlichen Tiefe der Wassersäule von 17,4 m sedimentieren. Bezogen auf einen Liter Wasser über dem Grund könnten daraus folgende maximal mögliche Sedimentationsraten je Quartal bzw. pro Jahr resultieren:

Monat	1-3	4-6	7-9	10-12	Jahr:	Einheit
BSB5	0,65	0,55	0,40	0,37	1,97	kg/m <sup>2</sup> .a
AbfSt	1,66	5,64	8,03	2,27	17,61	kg/m <sup>2</sup> .a
TOC	0,98	0,96	0,98	0,87	3,79	kg/m <sup>2</sup> .a
Cpart	0,15	0,19	0,13	0,10	0,57	kg/m <sup>2</sup> .a
Ppart	0,006	0,013	0,015	0,006	0,041	kg/m <sup>2</sup> .a
ChlpyA	0,03	4,30	0,70	0,45	5,50	g/m <sup>2</sup> .a

Tabelle 23: Maximal mögliche Sedimentationsraten im Energiespeicher (Basis: Daten 2009-2010)

Im Vergleich mit den in den Quartalen zugleich in der Donau abgeflossenen Frachten ergeben sich die besten Korrelationen mit den Parametern P-partikulär ( $r^2 = 0,94$ ) und den abfiltrierbaren Stoffen ( $r^2 = 0,86$ ). Beinahe negativ korrelieren BSB5 und TOC. Dies bedeutet, dass mit den abfiltrierbaren Stoffen und dem partikulären Phosphor eher Erosionseffekte einhergehen, TOC und BSB jedoch auch Verdünnungseffekten im Donauwasser unterliegen können. Auch Chlorophyll a und partikulärer organischer Kohlenstoff würden eher bei höheren Donaufrachten in den Energiespeicher gelangen:

Korr. mit Q Donau ( $r^2$ )	
Ppart	0,9421
AbfSt	0,8639
ChlpyA	0,4729
Cpart	0,312
TOC	0,1999
BSB5	0,0228

Tabelle 24: Korrelationen hydr. Frachten vs. Donauwasserinhaltsstoffe mit möglichen Hinweisen auf Trophiezustände

Ein Vergleich der möglichen Sedimentationsraten für den Energiespeicher Riedl auf Basis der Jahre 2008 bis 2010 und 2000 bis 2007 zeigt die hohe Schwankungsbreite bei den Feststoffen auf, die mit den Donauwasserführungen korreliert, wobei die Schwankungsbreite beim gesamtorganischen Kohlenstoff deutlich geringer ist:



	Basis 08-10	von Basis 00-07	bis	
Feststoffe	17,61	14,47	58,32	kg/m <sup>2</sup> .a
TOC	3,79	2,67	4,17	kg/m <sup>2</sup> .a

Tabelle 25: Vergleich der Sedimentationsraten für Feststoffe und TOC

Die 2009 im Stau Jochenstein entnommenen Sedimentproben weisen Glühverluste zwischen 7 und 17%, und TOC-Gehalte zwischen 2% und 7% auf. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff liegt dabei unwesentlich höher, als von Hakanson & Jansson (1983) für Seesedimente beschrieben wurde, deren organische Kohlenstoffgehalte etwa der Hälfte des ermittelten Glühverlustes entsprechen. Im Sediment im Stau Jochenstein liegt das Verhältnis Glühverlust zu organischem Gesamtkohlenstoff zwischen 2,6 und 3,0.

	Mai.09	Sep.09	MW	
Glühverlust	16,7	6,6	11,7	%
Trockenrückstand	38,9	52,4	45,7	%
TOC	6,5	2,2	4,4	%

Tabelle 26: Mittelwerte der Inhaltsstoffe der Sedimentproben des Staues Jochenstein

Bezogen auf die Inhaltsstoffe in den Sedimentationsraten im Energiespeicher schwanken die Verhältnisse zwischen Feststoffgehalt und TOC jahreszeitlich bedingt innerhalb von 1,7 bis 8,2, die als BSB5 ausgewiesene organische zehrfähige Substanz macht dabei rund die Hälfte des TOC aus:

Monate	1-3	4-6	7-9	10-12	Jahr:
Abf. Stoffe/TOC	1,7	5,9	8,2	2,6	4,6
Abf. Stoffe/BSB5	2,6	10,2	20,3	6,1	8,9

Tabelle 27: Verhältnis Feststoffe vs. TOC bzw. BSB5 in den Sedimentproben des Staues Jochenstein

Sowohl beim TOC wie auch beim BSB5 sind die organischen Anteile bei höheren Donauwasserführungen deutlich niedriger als bei niedrigeren Abflüssen.

Daraus kann geschlossen werden, dass die bei höheren Donauwasserführungen erodierten Wasserinhaltsstoffe überwiegend anorganischer Natur sind. Untersuchungen von Nachtnebel, H.P. (1998) haben ebenfalls bei höheren Donauwasserführungen den im wesentlichen mineralischen Ursprung (der Anteil organischen Materials liegt nach den im Rahmen anderer Projekte gemessenen Glühverlusten bei 2 bis 4 %) der Donauschwebstoffe bestätigt, wobei diese dem natürlichen, durch Landnutzungsänderungen allerdings z.T. anthropogen verstärkten, Gebietsabtrag entstammen, ihre Zusammensetzung eng mit den geologischen Verhältnissen im Einzugsgebiet verbunden ist, und die Menge mit der Niederschlagshöhe korreliert. Dabei ist die Zusammensetzung der bei höheren Wasserführungen untersuchten Schwebstoffe, auch in Anbetracht der sehr wechselhaften Transportraten, erstaunlich stabil, sowohl hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung als auch des Mineralbestands. Dieser setzt sich nach den Untersuchungen der Boku Wien im österreichischen Donauabschnitt wie folgt zusammen und schwankt auch bei Hochwasser nur in engen Grenzen:

Ton 21 - 31 %	Quarz 11 - 16 %
Schluff 65 - 73 %	Schichtsilikate 39 - 50 %
Feinsand 2 - 6 %	Feldspat 7 - 11 %
Mittel- und Grobsand < 1 %	Kalzit 11 - 16 %
	Dolomit 17 - 22 %



Der organische Anteil der Schwebstoffe wird dabei sehr gering (ca. 2-4 %) eingestuft. Sonstige Schwebstoffquellen wie Abwassereinleitungen, Abspülungen von bebauten Flächen u.ä. spielen bei einem alpin geprägten Fluss wie der Donau quantitativ eine untergeordnete Rolle, während andererseits die mineralogische Zusammensetzung der Schwebstoffe eindeutig die Geologie der Einzugsgebiete widerspiegelt.

Auch im Sediment liegt der Anteil organischen Materials nach Daten des FPZ Arsenal (GEOTECHN. INSTITUT 1997) bei durchschnittlich 2 %, nach den Ergebnissen der Bohrungen im Stauraum Altenwörth (MÜLLER et al. 1989) bei 4 % (ermittelt jeweils als Glühverlust bis 360° bzw. 450°). Die durchschnittlichen Anteile der Korngrößenfraktionen in den Sedimenten sind dabei den Schwebstoffanteilen sehr ähnlich:

70 % Schluff, 25 % Ton und 5 % Feinsand.

Auch nach den in Deutschland in der Donau durchgeführten Untersuchungen von Duft et al. (2002) im Auftrag des UBA lag der organische C-Gehalt für die meisten Sedimente zwischen 1 und 3%, teils auch etwas darunter. Der totale C-Gehalt wies einen vergleichbaren Trend auf, wobei die absoluten Werte ungefähr das Doppelte des organischen C-Gehalts betrugen und zwischen 3 und 10% schwankten.

#### **7.1.1.2. Ansatz 2: Berechnung der organischen und anorganischen Frachten**

Berechnung der organischen und anorganischen Frachten, die in den Energiespeicher gelangen, und ihre Beziehung zu den zukünftig möglichen Sedimentationsraten im Energiespeicher, sowie Modellierung der Sedimentationsraten im Energiespeicher und Sedimentbeschaffenheiten:

##### **Modellansatz:**

Ziel war es, aus den in den Energiespeicher gelangten Frachten an Inhaltsstoffen diejenigen abzusondern, die durch Sedimentation im Speichersee verbleiben, und die sekundär durch Nährstoffzufuhr gebildete Primärproduktion abzuschätzen, weiters abzuschätzen, wie sich die in den Speicher gelangenden Inhaltsstoffe aus der Donau bei ihrer Sedimentation im Speicher verteilen.

Datengrundlage bilden die in monatliche Mittelwerte zusammengefassten Messwerte der Inhaltsstoffe der Donau im Zeitraum der Jahre 2000 bis 2010. Sie wurden, wie hier am Beispiel der Abflusswerte, der abfiltrierbaren Feststoffe und der TOC-Konzentrationen in Jahresganglinien, sortiert nach den hydraulischen Abflüssen, zusammengefasst.



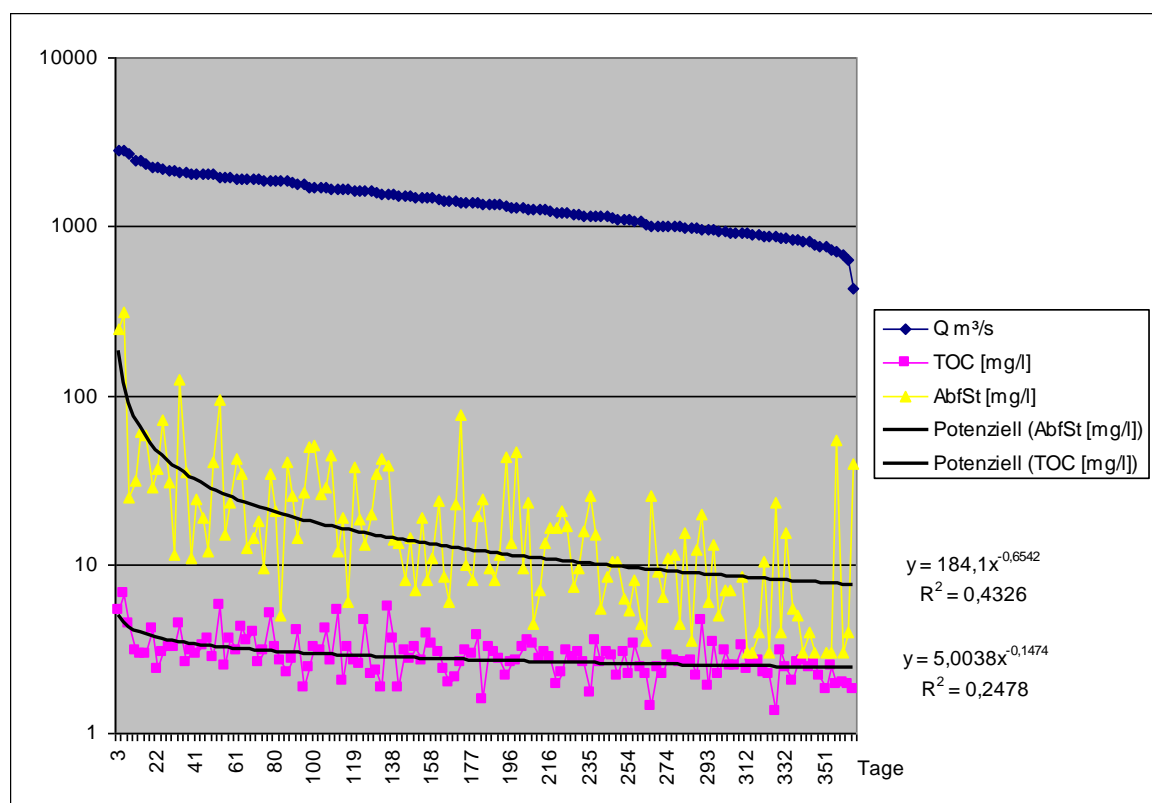


Abbildung 33: Jahresganglinie der Donauwasserführung mit zugehörigen Gehalten an abfiltrierbaren Stoffen und TOC-Gehalten

In Schwankungsbereichen sämtlicher Donauwasserführungen erfolgten gemeinsam mit den zu bewertenden Inhaltsstoffen kategorisierte Mittelwertbildungen den angeführten vier Abflussklassen mit den zugehörigen Tagesabflusshäufigkeiten:

Q m³/s	± m³/s	Tage
889	130	110
1409	210	170
1959	82	48
2397	264	37

Tabelle 28: Schwankungsbereichen der Donauwasserführungen und Tagesabflusshäufigkeiten

Um die im Wasser gemessenen Inhaltsstoffe in solche in zukünftigen Sedimenten umrechnen zu können, waren Anpassungen erforderlich. Die sedimentierfähigen Anteile der abfiltrierbaren Stoffe des Inputs in den Energiespeicher (kg/d) konnten direkt in die Trockensubstanz der Sedimente (kg/m².d) umgerechnet werden. Da auch die hochgepumpten Anteile an tonigen, schluffigen und feinsandigen Materialien in den abfiltrierbaren Stoffen Einfluss auf die Verteilung der Sedimente im Energiespeicher haben, und diese in der Immission nicht gemessen wurden, musste aus Literaturangaben (z.B. Nachtnebel, H.P. et al., 1998) und Erfahrungswerten aus anderen Gewässern eine den Wasserführungsklassen entsprechende Zuordnungsmatrix für die erwartbaren Korngrößenverteilungen und die Anteile an organischen Inhaltsstoffen (Glühverlust) erstellt werden:

Q m³/s	Ton %	Schluff %	Feinsand %	organ. GV %
889	48	2	0	50
1409	45	24	0	31
1959	30	42	1	27
2397	20	67	4	9

Tabelle 29: Erwartbare Korngrößenverteilungen und Anteile an organischen Inhaltsstoffen in den Sedimenten

Diese prozentuellen Angaben der Gehalte im Freiwasser wurden in Konzentrationsbereiche umgerechnet, wobei zusätzlich zu den organischen Inhaltsstoffen auch die überwiegend refraktären bzw. biochemisch leicht verwertbaren (lfr), also überwiegend zehrenden Anteile interessierten. Letztere wurden aus den BSB5-Konzentrationen (über O<sub>2</sub>-Äquivalente zu organisch-C und weiter zu GV) berechnet, die gesamtorganischen Anteile der Glühverluste, wie im ersten Ansatz beschrieben, aus dem rund Doppelten der TOC-Konzentrationen. Da auch die trophische Komponente interessiert, und im Energiespeicher vor allem in ruhigeren Randzonen mit geringer Verdünnung, Durchmischung und Turbulenz mit der Entwicklung von Algenbiomasse aufgrund des Nährstoffpotentials des Donauwassers zu rechnen ist, wurde aus den P-gesamt-Gehalten des Wassers auf die maximal durch Produktion mögliche Biomasseentwicklung nach den Trophieklassen umgerechnet und dieser Wert bei seiner Sedimentation ebenfalls als biochemisch leicht verwertbarer maximal möglicher Glühverlustanteil im Sediment ausgewiesen. Daraus leiten sich für jede Wasserführungsklasse nachstehende Freiwasserkonzentrationen ab, die bei ihrer Sedimentation mit den prozentuellen Anteilen in anderen Sedimenten und ihren Auswirkungen hinsichtlich Abbaubarkeit etc. verglichen werden können:

Q m <sup>3</sup> /s	Ton mg/l	Schluff mg/l	Feinsand mg/l	GVges mg/l	GV lfr mg/l	AbfSt [mg/l]	GV lfr max mg/l
889,16	4,74	0,20	0,00	4,97	1,33	9,91	12,21
1408,91	8,53	4,55	0,00	5,80	1,60	18,88	22,63
1959,10	7,78	10,89	0,26	6,87	1,83	25,79	28,67
2396,83	17,25	57,78	3,45	7,68	1,54	86,15	23,96

Tabelle 30: Freiwasserkonzentrationen sedimentierfähiger Wasserinhaltsstoffe je nach Wasserführung

Der Berechnung der im Energiespeicher sedimentierfähigen Wasserinhaltsstoffe liegt zugrunde, dass sedimentierfähige Partikel im Unterschied zur strömenden Donau in einem Stillwasser in Abhängigkeit von ihrer Größenklasse absinken. Dieser Absinkvorgang erfolgt bis zu einer neuerlichen Befüllung. So können bei einer langen Stehzeit ohne Pumpbetrieb auch kleinere Partikel bis in tiefere Wasserschichten absinken, als bei kurzen Stehzeiten. Damit vergrößert sich allerdings auch die Ablagerungsintensität für kleinere Partikel in den seichteren Speicherbereichen, den abgeschrägten Speicherflanken. Im Modell wird von konzentrischen ringförmigen Flächen entlang der Isoplethen der Speicherflanken in Tiefen um 1, 5, 10 und 20 Meter ausgegangen, auf denen je nach Tiefe Sedimentationen unterschiedlicher Korngrößen entsprechend der Stoke'schen Formel erfolgen. Die Sinkgeschwindigkeit der Algenbiomasse wird nach den Modellversuchen von Helmig, R. (2007) mit 0,5 m/d als mittlerer Wert für die gesamte organische Biomasse bzw. 0,25 m/d für leicht verwertbare organische Substanzen angenommen.

Das Modell geht entsprechend den technischen Unterlagen von folgendem hydraulischen Ansatz täglicher Befüllungen bzw. Entleerungen aus:

	h	h/d	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /d
Turbine	1100	3,0899	108	1.201.348
Pumpe	1400	3,9326	83	1.175.061
Ruhe	6044	16,978		

Tabelle 31: Hydraulischer Ansatz für tägliche Befüllungen bzw. Entleerungen

Bereits mit der Befrachtung beginnen Sedimentationen in kleinerem Rahmen. Sie nehmen in der Ruhephase zu und dauern auch noch abgeschwächt während der Absenkung an. Absetzphasen während Turbinierung und Pumpens werden im Modell beide deshalb jeweils mitberechnet, obwohl es sein kann, dass bei der Ruhephase abgesetztes Material beim Turbinieren nicht mehr zusätzlich sedimentieren kann, da es laut Wochenmodell des Auf- und Abstaubetriebes auch häufig kurzfristige Schwankungen ohne längere Ruhepha-



sen geben kann. Die Sedimentation von Feststoffen ist jedenfalls laut Modell dann beendet, wenn sich die betreffende Fraktion abgesetzt hat. Je nach mit der Wasserführung der Donau zugeführten Frachten ändert sich dabei die relative Verteilung der daraus sedimentierfähigen Fraktionen, die in kg/d für den gesamten Energiespeicher ausgewiesen werden:

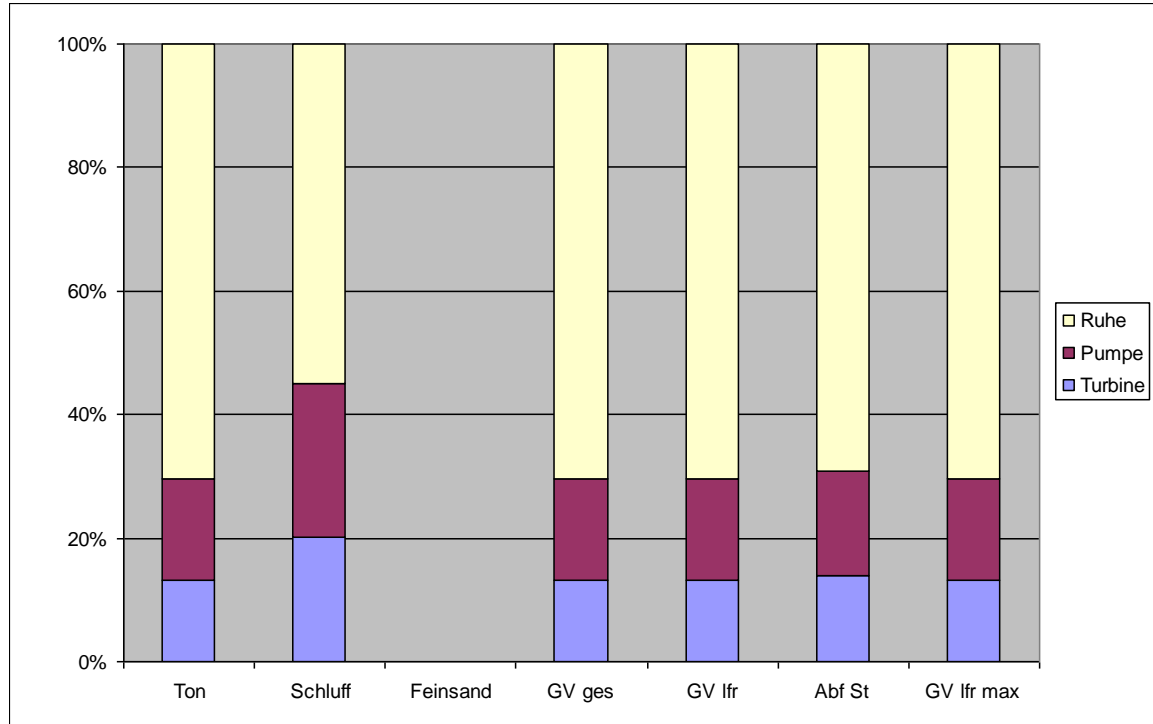


Abbildung 34: Relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei  $Q = 889 \text{ m}^3/\text{s}$  in Abhängigkeit von den Betriebszuständen

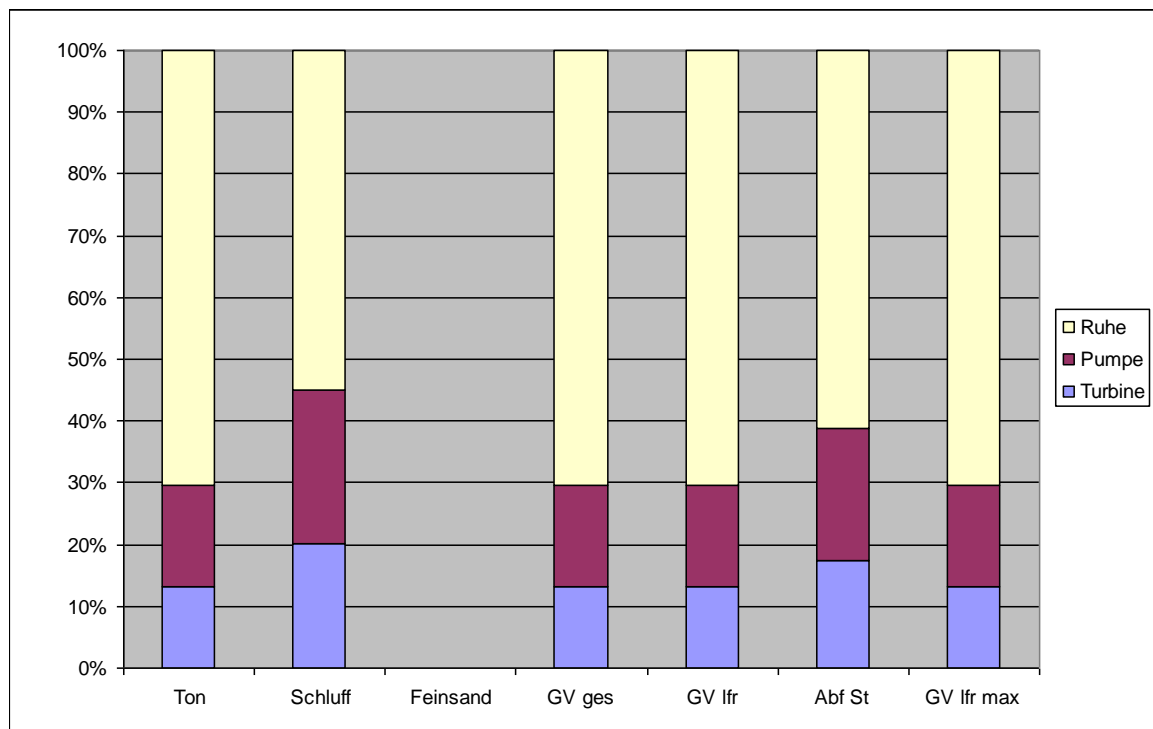


Abbildung 35: Relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei  $Q = 1408 \text{ m}^3/\text{s}$  in Abhängigkeit von den Betriebszuständen

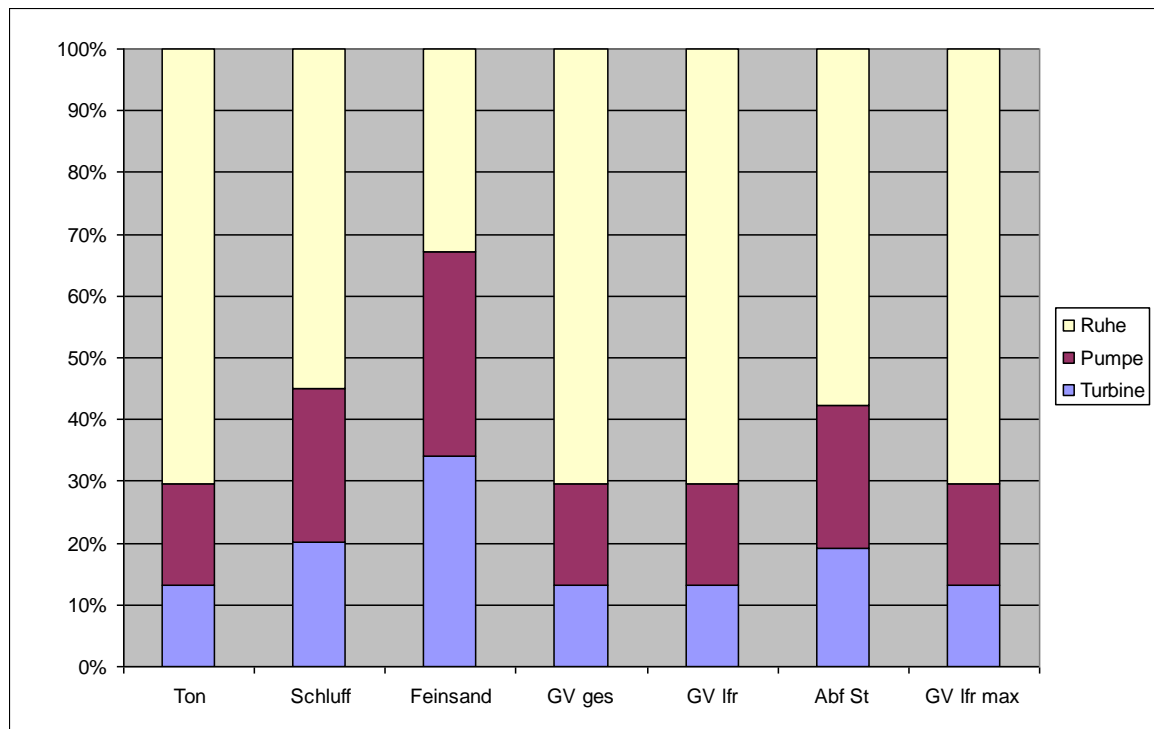


Abbildung 36: Relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei  $Q = 1959 \text{ m}^3/\text{s}$  in Abhängigkeit von den Betriebszuständen

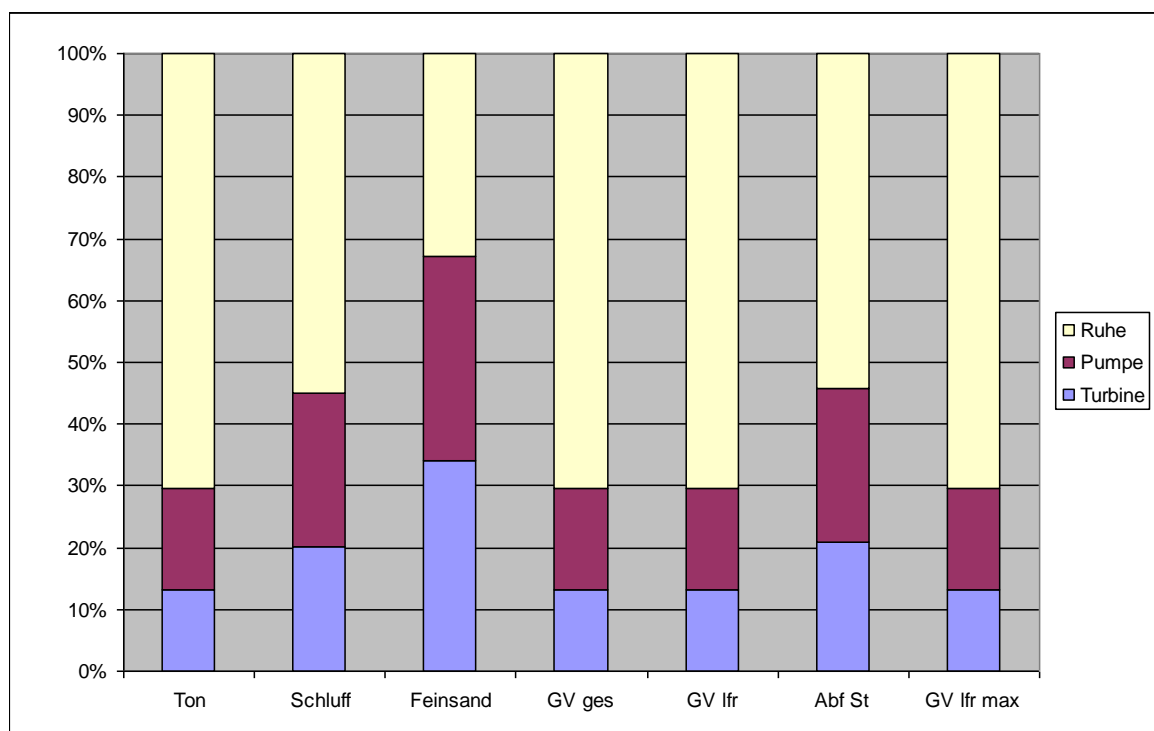


Abbildung 37: Relative Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei  $Q = 2396 \text{ m}^3/\text{s}$  in Abhängigkeit von den Betriebszuständen

Die pro Tag in unterschiedlichen Tiefen ablagerungsfähigen Fraktionen, multipliziert mit der Anzahl der Tage ähnlicher Wasserführungsklasse, können sich jeweils auf Flächen ablageren, die im Rahmen ihrer zugehörigen Wasserstände im Speicher bei theoretisch gleichmäßiger Verteilung vorhanden sind. Zur Berechnung der zugehörigen Flächen wird die Speicherinhalts- und Flächenlinie der technischen Beschreibung verwendet. Dabei wird die Ablagerung der verschiedenen Fraktionen in  $\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{Klassenzeitraum}$  (Abhängigkeit von den Q-Klassen) für jeden Isolinenbereich der Tiefenstufen einzeln berechnet und

aufsummiert, sodass sich letztlich die Ablagerungsintensität der verschiedenen Fraktionen in  $\text{kg/m}^2\cdot\text{Jahr}$  für die Bereiche um jede Tiefenlinie ableiten lässt.

### Absinkverhalten in den einzelnen Tiefenstufen

Bei einem nahezu einhundertfachen Wasseraustausch im Nutzinhalt des Speichers pro Jahr wird bei einem generellen Modellansatz davon ausgegangen, dass sich in diesem Zeitraum die eingebrachten Donauwässer gleichmäßig im Energiespeicher verteilen. Zwar könnte, wie aus den Untersuchungen im Kärntner Stausee Freibach (Kärntner Institut für Seenforschung, 2011) bekannt, die sommerliche Einschichtung überwiegend in den Tiefenzonen stattfinden, wenn relativ kälteres Donauwasser in einen oberflächlich wärmeren Speicher einmischt, umgekehrt könnte sich relativ wärmeres winterliches Donauwasser oberflächlich horizontal im Speicher weiter verteilen, als im Sommer. Bei einer theoretisch immer erfolgenden gleichmäßigen Verteilung des eingebrachten Wassers wäre in den einzelnen Tiefenstufen je nach den Donauimmissionen mit unterschiedlichen Verteilungen der abgesetzten Wasserinhaltsstoffe zu rechnen.

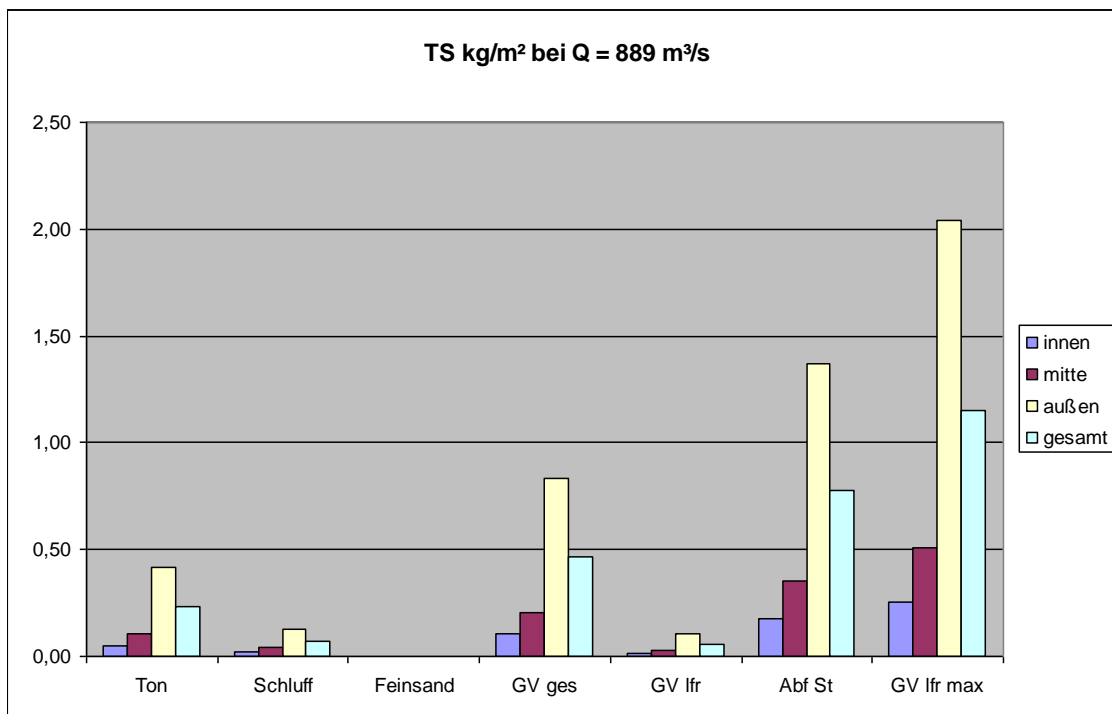


Abbildung 38: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei  $Q = 889 \text{ m}^3/\text{s}$  in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung

Eine Donauwasserführung um  $889 \text{ m}^3/\text{s}$  hält durchschnittlich 110 Tage pro Jahr an. In diesem Zeitraum würden als anorganische Sedimentanteile eher tonige als schluffige Inhaltsstoffe sedimentieren, allerdings würden sich an den äußeren Schrägwänden des Speichers überwiegend refraktäre organische Bestandteile (GV ges) mit geringen Anteilen leicht abbaubarer Inhaltsstoffe (GV lfr) ansammeln können. Bei langen Aufenthaltszeiten und geringster Durchmischung in Speicherrandbereichen könnte sich aufgrund des Phosphorgehaltes durch Primärproduktion eine Biomasse (GV lfr max) aufbauen, die wenn sie in diesem Zeitraum ohne Destruktion absinken und in das Sediment gelangen würde, vor allem im äußeren Speicherbereich ein hohes zehrungsfähiges Potential hätte.



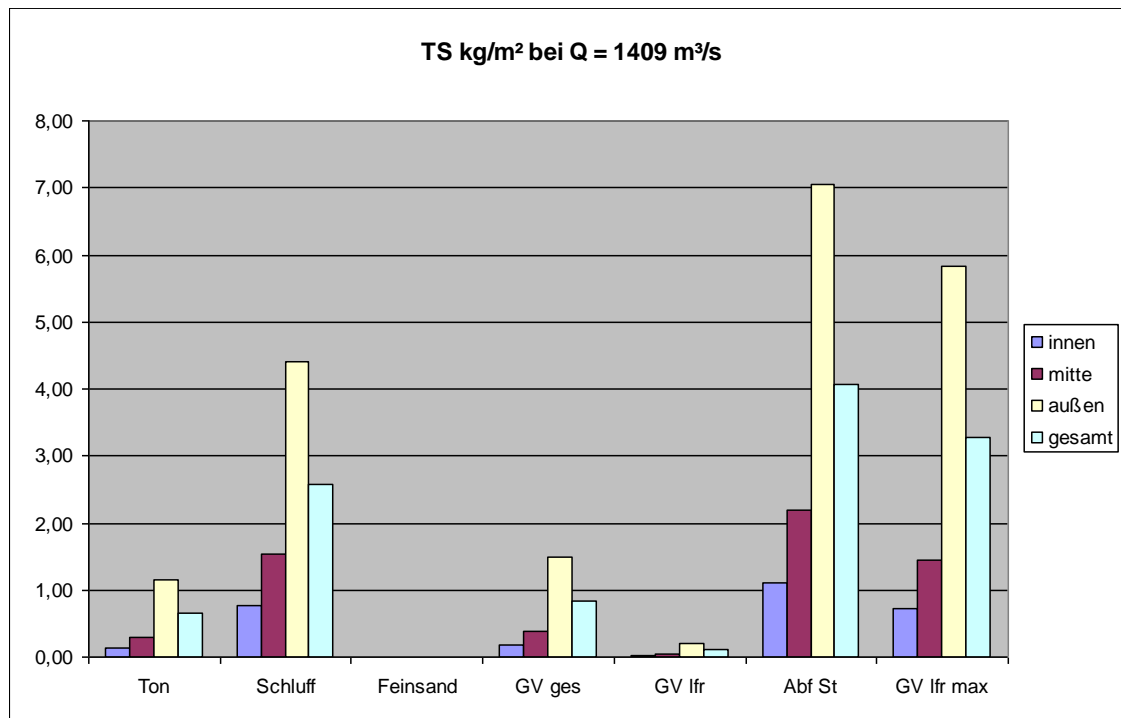


Abbildung 39: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei Q = 1409 m<sup>3</sup>/s in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung

Diese Donauwasserführung (ca. MQ) um 1409 m<sup>3</sup>/s hält durchschnittlich 170 Tage pro Jahr an. In diesem Zeitraum würden als anorganische Sedimentanteile eher schluffige als tonige Inhaltsstoffe sedimentieren, an den äußeren Schrägwänden des Speichers ebenfalls überwiegend refraktäre organische Bestandteile (GV ges) mit geringen Anteilen leicht abbaubarer Inhaltsstoffe (GV lfr). Bei langen Aufenthaltszeiten und geringster Durchmischung in Speicherrandbereichen könnte sich aufgrund des Phosphorgehaltes durch Primärproduktion eine Biomasse (GV lfr max) aufbauen, die, wenn sie in diesem Zeitraum ohne Destruktion absinken und in das Sediment gelangen würde, vor allem im äußeren Speicherbereich ebenfalls ein ausgeprägtes zehrungsfähiges Potential hätte.

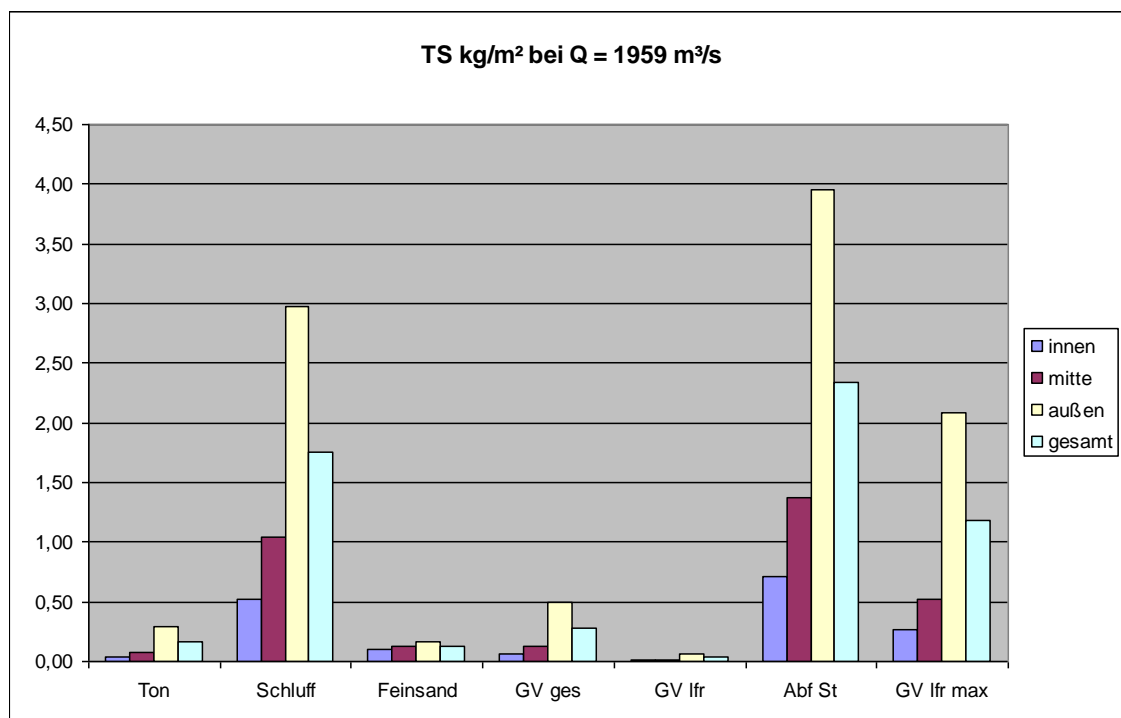


Abbildung 40: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei Q = 1959 m<sup>3</sup>/s in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung

Diese Donauwasserführung um 1959 m<sup>3</sup>/s hält durchschnittlich nur 48 Tage pro Jahr an. In diesem Zeitraum würden als anorganische Sedimentanteile ebenfalls eher schluffige als tonige Inhaltsstoffe und Feinsande sedimentieren, an den äußeren Schrägwänden des Speichers nur geringe überwiegend refraktäre organische Bestandteile (GV ges) mit nur mehr unerheblichen Anteilen leicht abbaubarer Inhaltsstoffe (GV lfr). Bei langen Aufenthaltszeiten und geringster Durchmischung in Speicherrandbereichen könnte sich aufgrund des Phosphorgehaltes durch Primärproduktion immer noch eine jetzt relativ zu den schluffigen Anteilen geringere biochemisch leicht verwertbare Biomasse (GV lfr max) aufbauen.

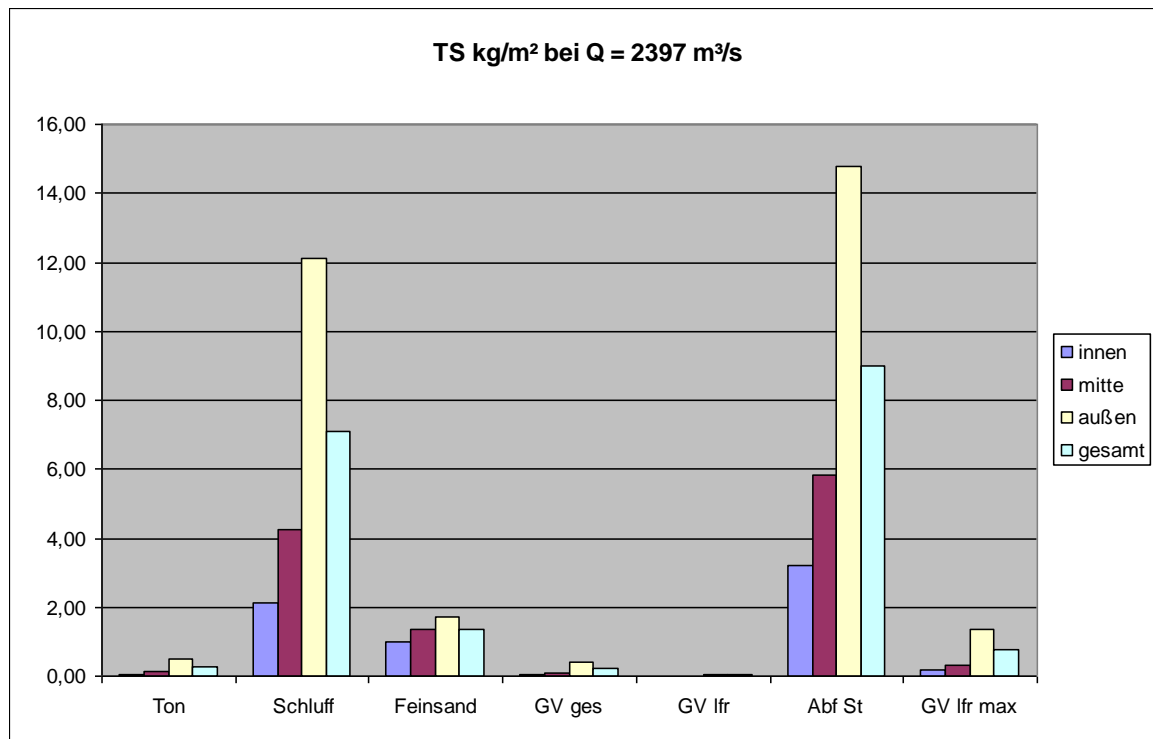


Abbildung 41: Verteilung der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen bei Q = 1959 m<sup>3</sup>/s in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung

Diese Donauwasserführung um 2397 m<sup>3</sup>/s hält durchschnittlich nur 37 Tage pro Jahr an. In diesem Zeitraum würden als anorganische Sedimentanteile eher schluffige als feinsandige Inhaltsstoffe und kaum mehr Tone sedimentieren, an den äußeren Schrägwänden des Speichersees nur marginale organische Bestandteile (GV ges) mit sehr geringen Anteilen leicht abbaubarer Inhaltsstoffe (GV lfr). Bei langen Aufenthaltszeiten und geringster Durchmischung in Speicherrandbereichen könnte sich aufgrund der bei höheren Donauwasserführungen geringen Phosphorgehalte eine jetzt auch nur geringe biochemisch leicht verwertbare Biomasse (GV lfr max) aufbauen bzw. sedimentieren.

## Aufsummierungen

Die in den einzelnen Tiefenschichten je nach Donauwasserführung sedimentierfähigen Inhaltsstoffe werden innerhalb der Tiefenschichten über das Modelljahr aufsummiert. Dabei überwiegen die schluffigen Sedimentanteile, die nahe der Oberfläche rund ¾ der Gesamtablagerungen von 41 kg/m<sup>2</sup>.a auf 20% der Gesamtfläche ausmachen können. Die organischen, durch die Donau im Betriebsjahr eingebrachten Inhaltsstoffe, würden ca. 11% der Gesamtablagerungen ausmachen. Gegenüber den Sedimenten im Stau Jochenstein wäre dies eine Steigerung der organischen Sedimentanteile um rund das Doppelte. Eine volle Ausbildung einer trophischen Komponente im Energiespeicher könnte als worst case eine Anreicherung der organischen Anteile bis zu 30% der Gesamtablagerungen bewirken.

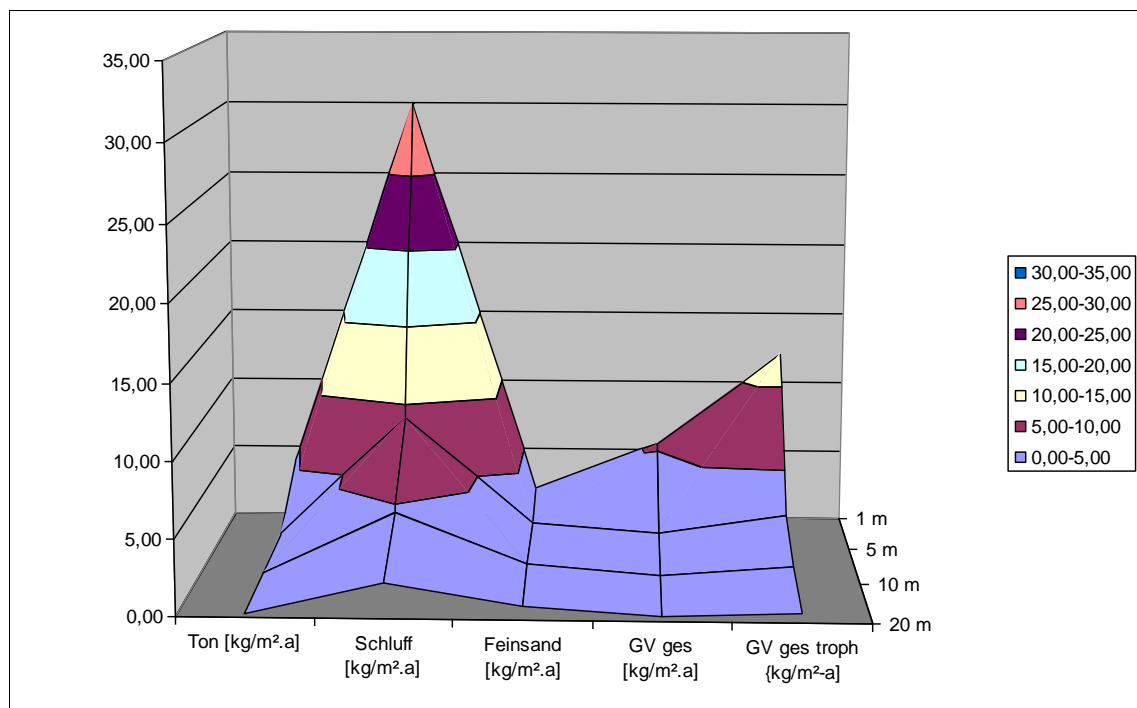


Abbildung 42: Durchschnittliche Jahressedimentation der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung in den Tiefenschichten zwischen ein und zwanzig Metern

Der in der Abbildung angeführte Tiefenbereich um ein Meter würde ebenfalls wie der um fünf Meter durch Absenkungen immer wieder trockenfallen. Die Sedimente an den Schrägwänden bis 20 m Tiefe werden sich dabei voraussichtlich teilweise durch Verlagerung feinschluffiger Anteile teilweise vermengen. Dabei würden die inneren Sedimente hauptsächlich zwischen 20 m und 10 m, die mittleren zwischen 10 m und 5 m, und die äußeren zwischen 5 m und 1 m Tiefe zu finden sein.

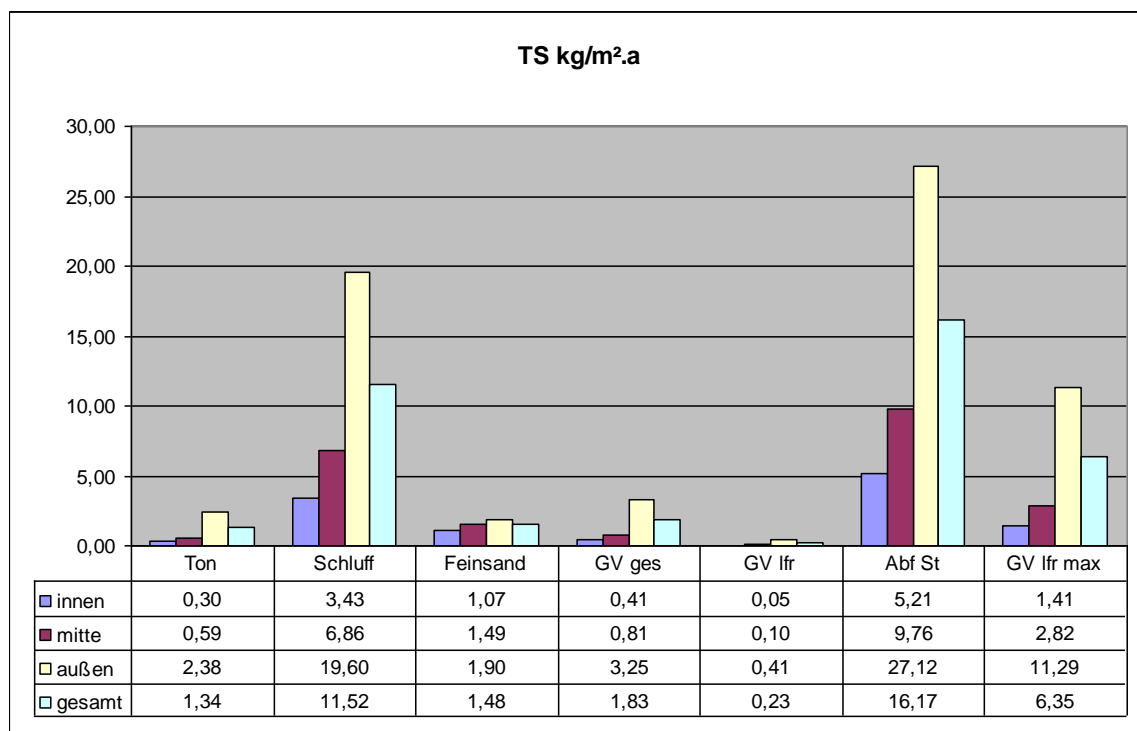


Abbildung 43: Durchschnittliche Jahressedimentation der im Energiespeicher abgelagerten Fraktionen in Abhängigkeit von der Entfernung der Sedimente von der Beschickungsöffnung in den äußeren, mittleren und inneren Tiefenschichten an den Schrägwänden

Die durchschnittliche Jahressedimentationsrate an abfiltrierbaren Feststoffen im Energiespeicher könnte aufgrund dieser Modellberechnung durchschnittlich für den gesamten Speicher 16,2 kg TS/m<sup>2</sup>.a betragen.

	Stau Jochenstein	Energiespeicher
Ton	21 - 31 %	6 - 9 %
Schluff	65 - 73 %	66 - 72 %
Feinsand	2 - 6 %	7 - 20 %
GV	7 - 17 %	8 - 12 %

Tabelle 32: Vergleich der Sedimentfraktionen im Stau Jochenstein und erwartbare Fraktionierung im Energiespeicher

Die 2009 im Stau Jochenstein entnommenen Sedimentproben weisen Glühverluste zwischen 7 und 17% auf. Bei einer theoretischen jahresdurchgängigen Primärproduktion im Energiespeicher könnte dieser Anteil auf 28,5% ansteigen. Durch Mineralisation im Sediment, durch Verluste durch Turbinierung, und die nur während der wärmeren Jahreszeit höhere Primärproduktion dürften diese zusätzlichen als GVlfr max bezeichneten GV-Anteile um ½, und damit auf mögliche ca. 16,6% GV reduziert werden können. Im äußeren Bereich der Schrägwände, auf einer Fläche von 32% der Gesamtfläche des Speichersees könnte der maximal mögliche durch Produktion gebildete biochemisch leicht verwertbare Anteil auf 31,6% GV ansteigen. Tatsächlich könnten ungünstigstenfalls 18,7% GV im außen gelegenen Segment erwartet werden. Die außen gelegenen Sedimente im Energiespeicher dürften daher am ehesten mit den im Mai 2009 gemessenen Sedimentdaten im Stau Jochenstein in Übereinstimmung stehen.

	Mai.09	Sep.09	MW	
Glühverlust	167	66	116,5	g/kg
Trockenrückstand	389	524	456,5	g/kg
TOC	65	22	43,5	g/kg

Tabelle 33: Sedimentgehalte an GV, TS und TOC im Stau Jochenstein

Diese im Mai gemessenen Werte werden im Stau Jochenstein durch höhere Sommerwasserführungen teilweise erodiert bzw. verfrachtet, sodass die Sedimente im Herbst höhere sandig-schluffige Anteile bei geringeren organischen Gehalten aufweisen. Dies wird im Energiespeicher nicht erfolgen, weshalb davon auszugehen ist, dass die Außenring-Sedimente im künftigen Energiespeicher den weichen Sedimenten mit höheren organischen Anteilen im Stau Jochenstein vergleichbar sein werden.

Diese Sedimente fallen beim Speicherseebetrieb im Zuge der Absenkungen immer wieder trocken, ehe sie erneut eingestaut werden. Im Trockenfallen sickert überschüssiges Wasser im Interstitial der Sedimente ab, wodurch Luftsauerstoff in die sedimentären Lückenträume eingebracht wird. Dadurch werden anaerobe Bedingungen und damit die Ausbildung von Faulschlammsedimenten vorerst vermieden. Sie werden auch durch organismische Tätigkeiten vermieden, indem vor allem im Schlamm lebende Oligochaeten und Chironomiden für Belüftungen während der überstauten Phasen sorgen, und sich während des Trockenfallens in tiefere Sedimentbereiche zurückziehen. Ein sicheres Überleben dieser Organismengruppen ist jedoch nur bei fakultativem Trockenfallen, das nicht zur Austrocknung führen darf, möglich.

Faulschlammsedimente können sich jedoch bilden, wenn tiefere Sedimentbereiche mit organisch abbaubaren Anteilen durch schluffig-tonige Sedimente so weit überschichtet werden, dass eine Sauerstoffzufuhr in diese tieferen Sedimentregionen nicht mehr gewährleistet ist. Faulschlämme entstehen durch permanente Zufuhr sedimentierfähiger organischer Substanz, wobei in einer Zeiteinheit mehr an abbaubarer Matrix zugeführt werden müsste, als in den dadurch überschichteten Sedimenten aerob abgebaut werden kann. Den aeroben Abbau führen Organismengesellschaften durch, die auch für eine Be-



lüftung der Sedimente bis in tiefere Sedimentzonen sorgen. Erst wenn dieser Sauerstoffaustausch durch Übersichtungen nicht mehr gewährleistet ist, bilden sich unterhalb der übersichteten Zonen durch Sauerstoffabschluss anoxische und anaerobe Zonen aus, wobei in diesen wegen der dann erfolgenden anaeroben Destruktion als Stoffwechselprodukt des Kohlenstoffabbaus Methangas freisetzen. Auch Schwefelwasserstoff und Ammonium wird gebildet. Dabei handelt es sich um natürliche Prozesse, die in niederen Größenordnungen der Umsetzung fakultativ in fast allen natürlichen stehenden Gewässern erfolgen. So finden sich reduzierte Sedimente auch in oligotrophen Gewässern und Stauanlagen mit sehr guter chem.-physikalischer Wasserqualität.

Methangasbildungen sind natürliche Ereignisse und kommen auch in oligotrophen Seen, häufig in natürlichen Teichen und Weihern vor. Sie führen dort im Normalfall niemals zu Geruchsbelästigungen. Sie können allerdings bei mit Umlagerungen verbundenen Pegelabsenkungen, Aufwirbelungen und Verfrachtungen zu olfaktorisch wahrnehmbaren Belästigungen führen. Eine regelmäßige Speicherbewirtschaftung kann diese sedimentbürtigen Probleme verhindern.

Zusammenfassend kann der geplante Speichersee eine durch die gegenüber der Donau in Jochenstein verstärkte Primärproduktion in kaum vom Wasseraustausch betroffenen äußeren Speicherbereichen verstärkte Sedimentation von biochemisch leicht verwertbaren organischen Wasserinhaltsstoffen aufweisen. Diese wären den organisch höher belasteten Jochenstein-Sedimenten ähnlich, da auch im Speichersee eine Fraktionierung der abgelagerten sedimentierfähigen Wasserinhaltsstoffe erwartet werden kann, und über Grund höhere Feinsandanteile, an den Flanken höhere organische Anteile erwartet werden können.

Für die unmittelbaren flussauf und flussab des KW Jochensteins befindlichen bayerischen Donauabschnitte kann eine Speicherseeentlandung mit Abfuhr der Trübstoffe in die Donau Auswirkungen in Form einer kurzfristigen Erhöhung der Feststofffracht der Donau haben.

### **7.1.2. Vergleiche mit Referenzgewässern**

Vergleiche mit Referenzgewässern erfolgen einerseits an der Donau selbst, wobei unterschiedliche Bereiche wie Schleusenkanäle, Häfen, Altarme oder gestaute Bereiche Hinweise auf biologische Zusammenhänge mit der Sediment- und wasserchemischen Beschaffenheit in Abhängigkeit von den hydraulischen Bedingungen anhand von Literaturangaben liefern können, andererseits wurde der Kärntner Stausee Freibach, der als Pumpspeicher mit Drauwasser befüllt wird, vergleichsweise untersucht. Im Folgenden wird versucht, entsprechende relevante Bezüge zum geplanten Energiespeicher aufzuzeigen.

Nach Heise S. et al (2007) wäre der Wasseraustausch mit einem Schleusenkanal im gesamten Jahr gering, was in der Vegetationsperiode zur Entwicklung eines eigenen Wasserkörpers in der Schleuse führen kann, verdeutlicht durch höhere Chlorophyll-Konzentrationen im Schleusenkanal im Vergleich zum Fluss. Auch der Schwebstoffausttrag aus dem Schleusenbereich erfolgte im Wesentlichen nur bei Schifffahrt. Ähnlich kann die Entwicklung benthischer Organismen und deren Besiedlungsstrukturen in Hafenanlagen sein, die nur einen geringen Wasseraustausch mit dem Donauwasser zeigen, und daher ebenfalls durch erhöhte Primärproduktion und Auswuchsentwicklung auffallen könnten. Auch nach RICHTSFELD, F. W. J. (2010) kann man in den Häfen, welche über ein schlammig-schluffiges Substrat verfügen, mit der Fauna der Ruhezone eines Potalmalgewässers rechnen, wie dies zum Beispiel ein einseitig angebundener Altarm ist. Dies, da ein großer Fluss wie die Donau große Mengen an Schwebstoffen mit sich führt, und diese in Bereichen mit verminderter Schleppkraft sedimentieren. Auch wäre im Vergleich zum Rhithralgewässer ein verminderter Sauerstoffgehalt zu erwarten.

Abgesehen von den Voraussetzungen der photoautotrophen Biomasseentwicklung in der Donau für eine Besiedlung des Energiespeichers wird daher im Folgenden auch auf die



gemäß den Ergebnissen der Modellberechnung voraussichtlichen Besiedlungsstrukturen im Freiwasser, in den Sedimenten und im Aufwuchs eingegangen.

### **Phytoplanktonentwicklung im Speichersee, Sauerstoff**

Die Zusammensetzung des Donauphytoplanktons hat sich gemäß Bundesamt für Wasserwirtschaft (2000) im Laufe der Jahre zugunsten der zentrischen Kieselalgen verändert. Die Centrales wären zwar wahrscheinlich auch früher in der Biomasse präsent, sie wären jedoch möglicherweise aus methodischen Gründen (zu großmaschiges Phytoplanktonnetz, etc.) aufgrund ihrer Kleinzelligkeit nicht erfasst worden. Die zweithäufigste Algengruppe wären die Chlorophyceen, in geringem Ausmaß folgten die Cyanophyceen. Chrysophyceen, Euglenophyceen, Xanthophyceen und Dinophyceen kommen nur in geringer Anzahl und Häufigkeit vor. Auch im bayerischen Donauabschnitt dominierten die zentrischen Kieselalgen, gefolgt von den Chlorophyceen und Cyanophyceen.

Es werden mehrere Gründe für die Dominanz der Kieselalgen angeführt. Die Vertreter dieser Algengruppe sind aufgrund ihrer Bauweise besonders gut an die mechanischen Belastungen, die in einem Strom, wie sie in der Donau vorherrschen, angepasst. Manche Diatomeen gedeihen zum Unterschied von anderen Algengruppen bei niedrigen Temperaturen, und sind so das ganze Jahr über vorherrschend, andere profitieren eher von eutrophen Bedingungen. Da sowohl die Temperaturen, wie auch die Nährstoffbedingungen auch für den geplanten Energiespeicher zutreffen, können ähnliche Entwicklungen wie für die Donau auch für diesen abgeleitet werden. Eine Dominanz der Kieselalgen wäre auch für einen künftigen Energiespeicher plausibel.

Die in dieser Arbeit (Bundesamt für Wasserwirtschaft, 2000) gefundenen und bestimmten Phytoplanktonalgen stimmen – unter Berücksichtigung von nomenklatorischen Änderungen – mit den in den letzten Jahren in der österreichischen Donau beschriebenen Algen überein. Es haben sich in der Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse in der Donau daher keine wesentlichen Veränderungen in der dort beschriebenen langzeitlichen Entwicklung ergeben. Jährlich ähnliche Besiedlungsstrukturen können in Abhängigkeit von diesem eher gleichbleibenden Einfluss der Donau auch für den Energiespeicher angenommen werden.

Die Intensität der Algenentwicklung hängt laut Bundesamt in der Donau von verschiedenen Faktoren ab: Wasserführung, Lichtverhältnisse, Temperatur, physikalische Gegebenheiten und dem Nährstoffangebot. Im saisonalen Verlauf liegen im Jänner niedrige Algenwerte, überwiegend Bacillariophyceen, vor. Die Algenmasse beginnt im Februar deutlich anzusteigen. Im Frühjahr kommt es zu einer typischen Massenvegetation. Deutlich ist der Rückgang der Algenmasse jeweils im April aufgrund der erhöhten Wasserführung. Im Mai 1996 wurde in Jochenstein eine maximale Phytoplanktonbiomasse festgestellt. 1997 werden in diesem Monat die höchsten Phytoplanktonwerte auf der Donaustrecke zwischen Jochenstein und Ybbs erreicht. Auch SAIZ (1982) und RODINGER (1982) stellen fest, dass das Hauptwachstum der Phytoplanktonalgen im Frühjahr stattfindet. Im Juli tritt immer eine niedrige Algenbiomasse auf. Der Grund waren die während des Untersuchungszeitraumes jeweils in diesem Monat vorkommenden starken Regenfälle mit den daraus resultierenden hohen Durchflusswerten und die damit verbundene anorganische Trübe. Dieselben Resultate lieferten die Chlorophyll-a Analysen (vgl. Kap. 6.1.2.8).

Jeweils im August kommt es laut Bundesamt für Wasserwirtschaft (2000) zu einer geringen Individuenzahlerhöhung der Algen, aufgrund sich normalisierender Wasserstände und Lichtverhältnisse im Wasser. Vom September bis zum Jahresende bleiben die Algenwerte nieder. Im Bayerischen Donauabschnitt werden vergleichsweise die höchsten Zelldichten im Frühjahr und im Herbst – abhängig vom Abflussgeschehen und der Sonneneinstrahlung – festgestellt, bis Jochenstein verringert sich die Phytoplanktondichte durch den Inneinfluss um die Hälfte.





Die Donau ist charakterisiert durch ihre hohe anorganische Trübe, die für die Phytoplanktonentwicklung lichtlimitierend ist. Daher geht die Algenzahl bei erhöhten Wasserständen zurück, unabhängig von der zur Verfügung stehenden Lichtmenge. RODINGER (1982) stellte laut Bundesamt ebenfalls einen Algenrückgang im Sommer zur Zeit der größten Tageslichtmenge fest. In Jochenstein ist der Rückgang der Phytoplanktondichte um die Hälfte durch den Inn-Einfluss gegeben. Dies, da laut Bundesamt die mittlere Wasserführung in Jochenstein  $1.227\text{m}^3/\text{s}$  betrug. Hingegen betrug der Durchflusswert der in Passau liegenden Messstelle Kachlet  $663\text{m}^3/\text{s}$ . Daher führt der Inn führt größere Wassermengen  $731\text{m}^3/\text{s}$ , verglichen mit der Donau in Deutschland (Bundesamt für Wasserwirtschaft (2000)).

Cyanophyceen treten laut Bundesamt für Wasserwirtschaft (2000) im bayerischen Donauabschnitt der Donau vor allem im Mai und in den Sommermonaten auf, nie kommt es zu einer Blaualgenblüte. Trotz hohem Nährstoffangebot kommt es zu keiner Massenerfaltung dieser Algengruppe, da die Cyanophyceen der Konkurrenz anderer Arten unterliegen und zwar durch Adaptionsschwäche gegenüber wechselnden physikalischen Umweltverhältnissen. Ähnliches könnte auch für den Energiespeicher Gültigkeit haben.

Für den Speichersee bedeutet dies angesichts der hohen Wasseraustauschraten, dass sich die Phytoplanktonentwicklung und die Sauerstoffverhältnisse ähnlich wie in der Donau darstellen, sich allerdings in kaum vom Wasseraustausch betroffenen Regionen auch höhere Entwicklungsraten einer überwiegend aus Kieselalgen geprägten Biomasse bei nachlassenden Trübungen einstellen könnten.

Da die Differenz der Seehöhen zwischen Speichersee und Donau bei  $20^\circ\text{C}$  einer Sättigungsdifferenz von 3,7% bzw. einer Sauerstoffkonzentration von 0,3 mg/l gleichkommt (bei  $10^\circ\text{C}$  Wassertemperatur wäre auch nur eine Sättigungsdifferenz von 3,9% bzw. eine Differenz der Sauerstoffkonzentration von 0,39 mg/l zu erwarten), spielt dieser physikalische Faktor keine Rolle im Hinblick auf allfällige Übersättigungen im Unterwasser, dessen Sauerstoffwerte überwiegend durch die biologischen Prozesse vorgegeben sind. Bezüglich einer Ausgasung von gasförmigem Stickstoff ist anzumerken, dass Stickstoff überwiegend in Form von organisch gebundenem Stickstoff, Ammonium-N, Nitrit- und Nitrat-N vorliegt, und allfällig aus Denitrifikationsprozessen stammender gasförmiger Stickstoff in die Atmosphäre ausgast. Ökologisch schädliche Übersättigungen mit diesen Gasen können daher wegen der physikalischen Angleichungen an die Umgebungsbedingungen weder durch Pump- noch Turbinenbetrieb erfolgen, zumal in beiden Fällen die ökologische Komponente bei Weitem ausgeprägter reagiert.

### **Besiedelung der Sedimente des Speichersees**

Eine Untersuchung der wirbellosen Bodenfauna in den Sedimenten von fünf oberösterreichischen Donauhäfen kann wertvolle Hinweise auf mögliche Extrembedingungen in einem künftigen Energiespeicher liefern, wenn kaum ein Austausch mit dem Donauwasser erfolgen würde.

Nach RICHTSFELD, F. W. J. (2010) setzt sich die Fauna der Donauhäfen hauptsächlich aus Oligochaeta (63 bis 90% der Gesamtindividuenzahl) zusammen, gefolgt von Polychaeta und Chironomidae. Mollusca spielen nur eine kleine Rolle mit Individuenanteilen von 1 bis 8%. Die Mittelwerte der Individuenzahlen betragen 6.960 bis 35.173 Ind./m<sup>2</sup>, die Mittelwerte der Biomassen betragen 11,62 bis 75,83 Gramm/m<sup>2</sup>. Die Taxazahlen betragen 4 bis 21 Screening-Taxa.

Nach RICHTSFELD, F. W. J. (2010) lassen die Bedingungen in Häfen auf eine geringere Biodiversität mit einigen spezialisierten Arten schließen, welche in sehr hoher Individuenzahl vorkommen. Die Fauna setzt sich hauptsächlich aus Röhrenwürmern (Oligochaeta), Zuckmückenlarven (Chironomidae), Süßwasser-Borstenwürmern (*Hypania invalida*) und einigen wenigen Schnecken- und Muschelarten (Molluska) zusammen. Das feinkörnige



Substrat der Häfen hat auf die Benthalfauna eine selektierende Wirkung. Die mit Detritus durchsetzten schluffig-sandigen Sohlareale werden von Wellen und von Wind, oder auch von Schiffsschrauben aufgewirbelt, wodurch eine ständige Störung der Biozönose bewirkt wird. Auch dies hat zur Folge dass nur wenige angepasste Arten sich in Häfen dauerhaft ansiedeln können.

RICHTSFELD, F. W. J. (2010) weist jedoch darauf hin, dass organische Substrate um vieles dichter von Makrozoobenthos besiedelt werden können. Auf organischen Sedimenten, wie z.B. organisch angereicherte Feinsedimente (Schlamm), wird zwei- bis fünfmal mehr Biomasse pro Bezugsfläche nachgewiesen als auf minerogenen Standorten. Dies wird auf das reiche Nahrungsangebot organischer Substrate und auf das meist vielfältige Struktur- und Lebensraumangebot zurückgeführt (JUNGWIRTH et al., 2003). Danach zu urteilen erscheinen die Biomassen der beprobten Donauhäfen relativ gering. All dies lässt darauf schließen dass die beprobten Donauhäfen, bezüglich Saprobie dem guten ökologischen Potential entsprechen; jedoch leidet durch ihre Strukturarmut die Biozönose stark und geht in Richtung einer stark gestörten Biozönose.

Das Bundesamt für Wasserwirtschaft (2000) beschreibt die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose der Donau im Raum Wien. Die Erhebungen dazu wurden vor dem Vollstau des Kraftwerks Freudenau in den Jahren 1995 bis 1997 an zwei Untersuchungsstellen (Klosterneuburg und Ölhafen Lobau) durchgeführt (Datenquelle: OFENBÖCK & MOOG 1999). Insgesamt konnten in diesem Donauabschnitt 119 Makrozoobenthosarten festgestellt werden. Hinsichtlich der Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos dominieren an diesen Untersuchungsstellen die Filtrierer vor den Weidegängern und Detritusfressern. Betrachtet man die Analyse der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen so zeigt sich für die Donau im Raum Wien ein eindeutiger Schwerpunkt im Epipotamal.

Als mögliche Referenz für die Sedimentbeschaffenheit in einem Energiespeicher fand eine Beprobung in einem kleinen Speichersee (Nutzinhalt 5,1 Mio. m<sup>3</sup>), dem Freibacher Stausee (Kärnten) statt, in welchen Drauwasser gepumpt bzw. abgearbeitet wird. In Tiefen zwischen 20 und 26,5 m wird hier ein weicher Schlamm mit Glühverlusten zwischen 85% und 93,6%, somit jeweils hohen organischen Anteilen, vorgefunden. Vergleichsweise extrem niedrig sind die Biomassen der Ergebnisse der biologischen Schlammanalysen (siehe Anhang). Weder im Hinblick auf die Verteilung der Sedimente um die Befüllungsöffnung, noch auf die Besiedelungsstrukturen in den untersuchten Sedimenten ergeben sich Vergleichbarkeiten mit dem geplanten Energiespeicher. Auch sind die Nährstoffgehalte der Drau mit denen der Donau keineswegs vergleichbar. Immerhin wies die am weitesten von der Befüllöffnung entfernte chemisch-physikalisch untersuchte an der Seitenflanke in geringster Tiefe entnommene Probe die höchsten Gehalte an organischen Substanzen bei zugleich geringsten Phosphorgehalten auf. Bei ähnlich hohen Gehalten an organischen Inhaltsstoffen wären in Donauhäfen 7000 bis 35000 Individuen pro m<sup>2</sup> zu erwarten (RICHTSFELD, F. W. J., 2010), im Stau Freibach waren es unter dem Einfluss einer sehr nährstoffarmen Drau in diesem Speichersee mit sehr hoher Sichttiefe und geringer Phytoplanktonbiomasse 5300 Ind./m<sup>2</sup>, überwiegend Kleinkrebschen, wenigen Röhrenwürmer und Zuckmückenlarven. Eine geringe Biodiversität mit einigen spezialisierten Arten ist auch hier in diesem vergleichsweise nährstoffärmeren Speichersee zu erkennen. Aufgrund der Ergebnisse der Beprobungen, der unterschiedlichen Nährstoffverhältnisse, Absenkhöhen und -geschwindigkeiten lässt sich der Stausee Freibach als Referenzspeicher allerdings nur bedingt heranziehen.

An den Flanken des Energiespeichers können schlammige Biotope mit vor allem in den beruhigten Randzonen höheren organischen Anteilen als über Grund mit einer ausgeprägten Schlammfauna erwartet werden. Die Schlammbiozönose würde von Arten besiedelt werden, die tolerant gegenüber einem teilweisen Trockenfallen sein müssen. Einige spezialisierte Arten von Organismen mit geringer Biodiversität, welche in hoher Individuenzahl vorkommen können, wie Oligochaeten und Chironomidenlarven, Schnecken und Muschelarten können daher als Schlammbewohner erwartet werden. Anaerobe Bedin-



gungen und damit Faulschlammsedimenten an den Flanken sind im Speicherbetrieb nicht zu erwarten, da im Abstaubetrieb beim Trockenfallen überschüssiges Wasser im Interstitial der Sedimente absickert, wodurch Luftsauerstoff in die sedimentären Lückenräume eingebracht wird. Damit sind auch faulige Gerüche nicht zu erwarten. Angesichts der hohen Wasseraustauschraten ist zu erwarten, dass sich die Phytoplanktonentwicklung ähnlich wie in der Donau darstellt, sich allerdings in vom Wasseraustausch kaum betroffenen Regionen auch höhere Entwicklungsraten einer überwiegend aus Kieselalgen geprägten Biomasse einstellen könnte.

### Aufwuchs im Speichersee

Die Ergebnisse der langjährig durchgeführten Untersuchungen des Aufwuchses der Donau durch das Bundesamt für Wasserwirtschaft (2000) dienten in früheren Jahren oft in Ergänzung zu den Resultaten der Sestonanalysen als Grundlage für die Bestimmung der Gewässergüte, die mittels Auswertung der Vorgaben von SLADECEK (1973) vorgenommen wurde. In Österreich wird der Aufwuchs traditionell im Gewässergütebericht für die saprobiologische Indikation herangezogen (ROTT 1997). Zum Unterschied von seichten, klaren Fließgewässern, sind Aufwuchsalgen bei großen Flüssen durch die Wassertiefe, der stärkeren Trübe und der höheren Strömung auf die Uferzone beschränkt. Aufgrund der Staukette entlang der Donau bleibt der Wasserspiegel mehr oder weniger konstant. Es bildet sich an der Wasserlinie ein etwa 15 – 20 cm breiter grüner Streifen, der von *Cladophora glomerata*, *Ulothrix sp.*, *Oedogonium sp.* und Diatomeen gebildet wird.

In den Schleusenkammern bildet sich an den Wänden ein Belag von Blaualgen der Gattungen *Lyngbya* und *Phormidium* (KUSEL et al. 1998). Über krustige Blaualgen (*Chamaesiphon*-Arten) und Grünalgen (*Gongrosira*) siedeln fädige Grünalgen (*Stigeoclonium*, *Oedogonium*, etc.) (KANN 1983) mit reichem Diatomeenaufwuchs. An stark überströmten Stellen können Rotalgen (*Audionella sp.* und *Bangia atropurpurea*) ausgebildet sein (KUSEL et al. 1998).

Beispielhaft wurden für die Untersuchungsperiode 1990 bis 1994 für die etwa 50 in diesem Zeitraum regelmäßig untersuchten Donaustellen die Aufwuchs-Großgruppendifferenzen (prozentueller Anteil systematischer Großgruppen an der Gesamttaxazahl) bestimmt. Es zeigte sich, dass die Diatomeen die dominante Algengruppe in der Donau waren, gefolgt von den Chlorophyceen. Cyanophyten, Chrysophyten, Xanthophyten, Euglenophyten, Dinophyten, Cryptophyten, Conjugatophyten und Phaeophyten traten nur in geringem Maße auf. Im Aufwuchs fanden sich in geringer Zahl mengen- und auch artmäßig nur wenige heterotrophe Organismen, wie Flagellaten, Rhizopoden, Ciliaten, Rotatorien, Nematoden und Tardigraden.

Es kann gefolgert werden, dass sich, ähnlich wie an den Wänden von Schleusenkammern, an den Seitenflanken des projektierten Speichersees ebenfalls ein Aufwuchs bilden wird, der von Blaualgen, Grünalgen und Kieselalgen dominiert sein kann. Voraussetzung ist eine Toleranz der Arten gegen fakultatives Trockenfallen. Der Aufwuchs kann jedoch in Abhängigkeit von der Feststoffführung der Donau immer wieder überschichtet werden und teilweise absterben.



### 7.1.3. Geruch

Überschichtete absterbende Organismengesellschaften können Gerüche entwickeln, die sich in der Umgebung auswirken können. Geruchsemissionen erfolgen dabei vor allem an den Flanken des Speichersees. Ihre Ausdehnung hängt von der Absenktiefe ab. Solange an den Flanken keine Weichschlammdecken mit hohen organischen Inhaltsstoffen, die unter einer schluffigen Schlammauflage absticken, aufgerührt werden, sind Geruchsemissionen zu erwarten, wie sie auch an der gestauten Donau auftreten. Als Referenzen können feucht freiliegende weich-schluffige Stausedimente und Schleusenanlagen im Absenkbetrieb oder freiliegende Sedimente in Häfen angesehen werden. Verwiesen wird in diesem Zusammenhang auf den UVS-Fachbeitrag Luft (Dipl.-Ing. Dr. Christian Hübner - Laboratorium für Umweltanalytik GmbH, Wien).

### 7.1.4. Beeinflussung der Wassergütemessstation

Im Zusammenhang mit den Baumaßnahmen zum geplanten Energiespeicher Riedl wird eine mögliche Beeinflussung der bestehenden Wassergütemessstation, welche vom Bayerischen Wasserwirtschaftsamt im unmittelbaren Oberwasser des Laufkraftwerkes Jochenstein (Trenndamm) betrieben wird, durch den baubedingten Schiffsverkehr untersucht. Mögliche Auswirkungen auf die Messergebnisse der chemisch-physikalischen Messparameter durch die geplante Beladung und den Transport der eingesetzten Schubleichter sind dabei abzuschätzen.

### Örtliche Situation

Etwa 250 m oberstrom des geplanten Ein-/Auslaufbauwerkes (im Bereich der Zwischenlagerfläche 1) befindet sich, am rechten Ufer des Trenndammes situiert, die automatisch registrierende Wassergütemessstation Jochenstein der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung. Dort werden über einen 10 m in die Donau ragenden Mess- und Entnahmesteg Proben aus einer Tiefe von ca. 2 m gezogen bzw. automatisch analysiert. An der Messstation werden dauerregistrierend die Parameter pH-Wert, Sauerstoff gelöst, Trübung, Leitfähigkeit, Wassertemperatur und der Chlorophyll-Wert aus der unfiltrierten Probe gemessen. Außerdem wird ein Biomonitoring mit Daphnien zur Bestimmung eines "Toxischen Index" durchgeführt. Beim Daphnientoximeter wird versucht, Auswirkungen von Schadstoffen auf Daphnien zu erfassen. Weiters werden mit Onlinemonitoren Nitrat, Ammonium und Orthophosphat, nach der Wasserfiltration laufend als gelöste Inhaltsstoffe gemessen.



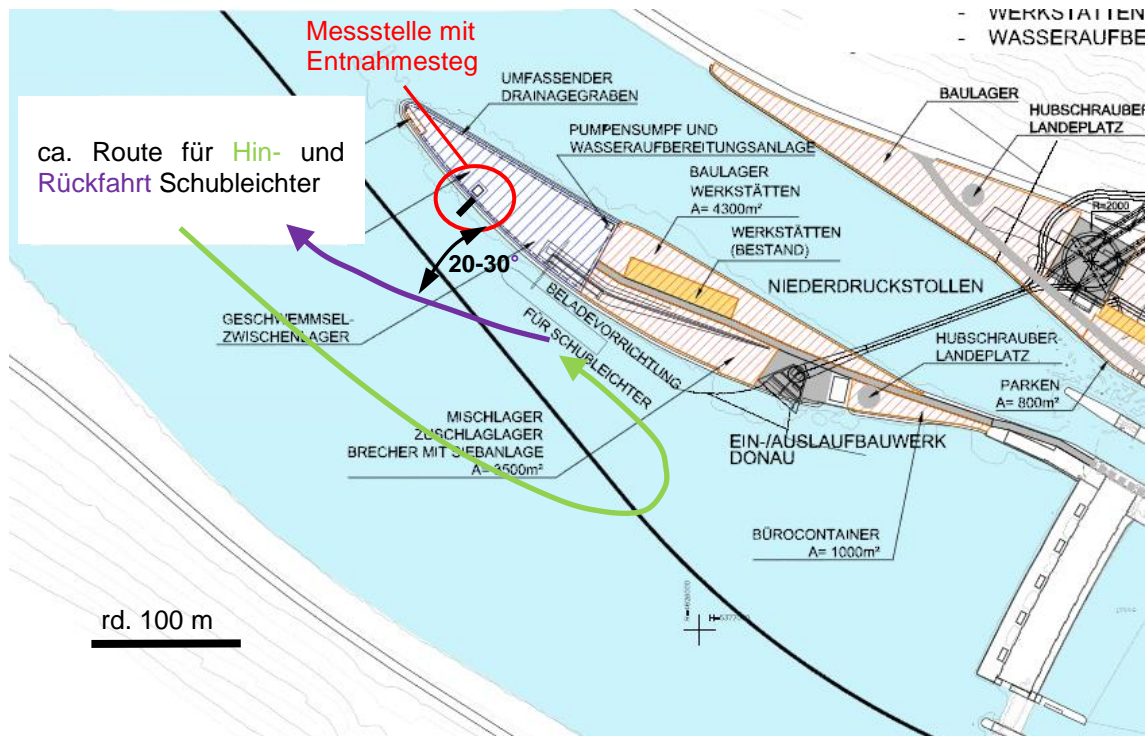


Abbildung 44: Szenario der Hin- und Rückfahrt durch Schubleichter sowie Vorbeifahrten an der Messstelle

Während 26 Monaten der Bauzeit des ESR (Triebwasserweg und Ein-/Auslaufbauwerk) wird durchschnittlich etwa 1 Schiff pro Woche im Bereich des Ein-/Auslaufbauwerkes zwecks Massenverbringung an- und ablegen. Damit fährt im Durchschnitt täglich zweimal ein Schiff an der Messstation vorbei.

Ein Vermessungsprofil der Donauesohle aus dem Jahr 2011, welches etwa auf Höhe der Messstation erstellt wurde, bestätigt in diesem Bereich Wassertiefen von bis zu 16 m. Laut Bayerischem Wasserwirtschaftsamt beträgt die Wassertiefe in der Vertikalen der Wasserentnahmestelle etwa 6-7 m.





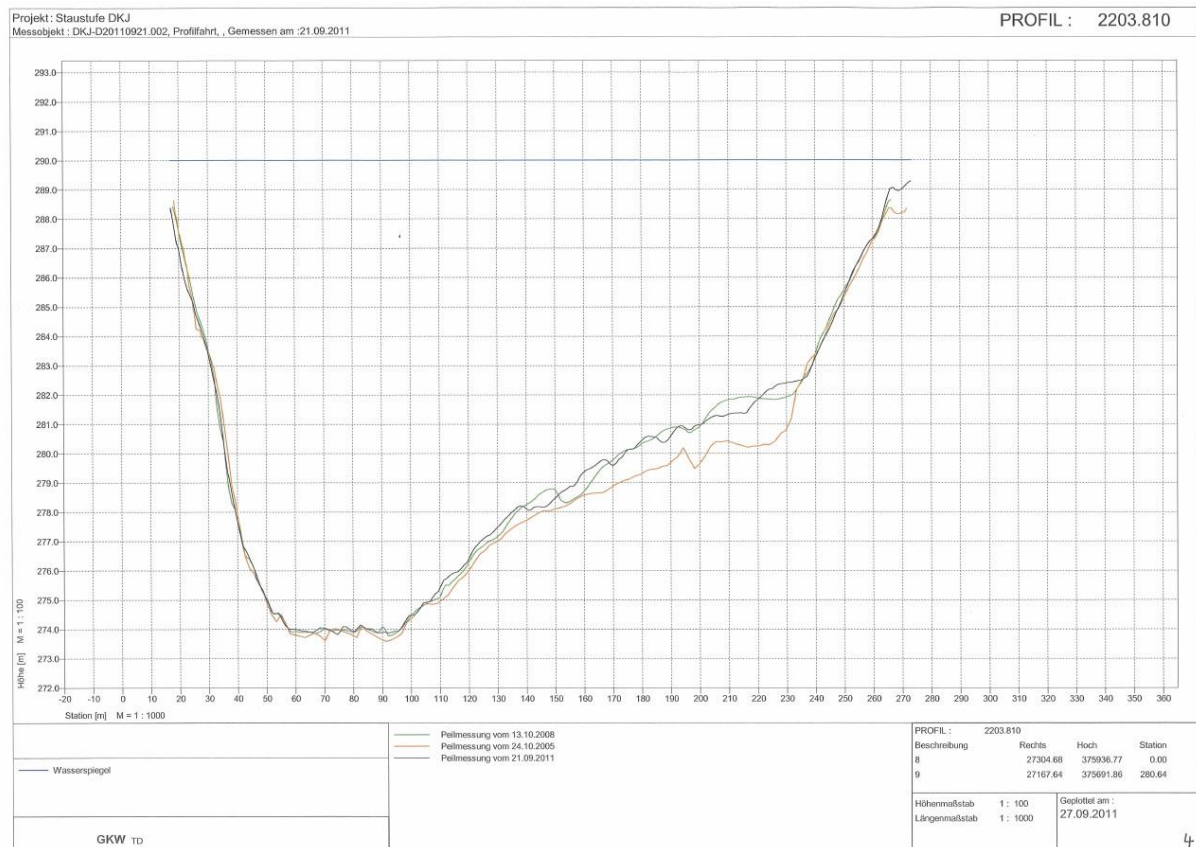


Abbildung 45: Vermessungsprofil der Donausohle auf Höhe der Messstation

Die geplanten Schiffsmanöver für die Massenverbringung können wie folgt beschrieben werden:

- Die Zufahrt findet bei der Talfahrt etwa in Flussmitte (bezogen auf Querprofil zwischen Trenndamm und rechtem Ufer) statt. Das Anlegemanöver findet nach einer Wendung in bergseitiger Fahrt statt.
- Nach dem Ablegen zum Abtransport wird die Bergfahrt in einem Winkel von etwa 20-30° zum Stromstrich durchgeführt. Unter diesen Voraussetzungen ist ein Seitenabstand von mind. 50 – 70 m zur Wasserentnahme gewährleistet.
- Der Tiefgang der Schiffe bzw. Schubleichter beträgt maximal rd. 2 – 2,5 m.
- Es ist mit Geschwindigkeiten der Schiffe von maximal 10 km/h zu rechnen.

Die Beladung findet ca. 100 m flussabwärts der Messstation statt und kann daher keine Beeinflussung der Messstation zur Folge haben.

Im Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau Nr. 87 (2004), „Grundlagen zur Bemessung von Böschungs- und Sohlensicherungen an Binnenwasserstraßen“ (Witte et al.) werden Voraussetzungen für die Bauweisen im Hinblick auf die Wellen- und Strömungsbelastung durch die Schifffahrt sowie auf den Untergrund behandelt. Auszugsweise werden die für die Fragestellung relevanten Inhalte wie folgt wiedergegeben:

Für Wasserstraßen sind turbulente Strömungen von Bedeutung. Diese können je nach Korngröße des im Gewässerbett vorhandenen Materials zur Erosion führen. Stark turbulente Strömungen treten u.a. im Schraubenstrahl von Schiffen besonders auf. Bei schiffs-erzeugten Wellen unterscheidet man zwischen dem Primärwellensystem, zu dem der Wasserspiegelabsenk gehört, der in Schiffsnähe auftritt und dessen Fortschrittsgeschwindigkeit der Schiffsgeschwindigkeit entspricht, und den Sekundärwellen, die sich weit vom Schiff fortbewegen können und sich dort wie freie Wellen verhalten.



Das Verhalten von freien Wellen und ihre Wirkungen auf das Gewässerbett werden durch folgende charakteristische Größen gekennzeichnet:

- Wellenhöhe ( $H$ )
- Wellenlänge ( $L$ )
- Wellenfortschrittsgeschwindigkeit ( $c$ )
- Wellenperiode ( $T$ )
- Wassertiefe, mittlere ( $h_m$ )

Da das Verhalten einer Welle von einer bestimmten Wassertiefe an durch verschiedene Einflüsse verändert wird, ist es gebräuchlich, entsprechend dem Verhältnis mittlere Wassertiefe zu Wellenlänge  $h_m/L$  in Tief- und Flachwasserbereich zu unterteilen:

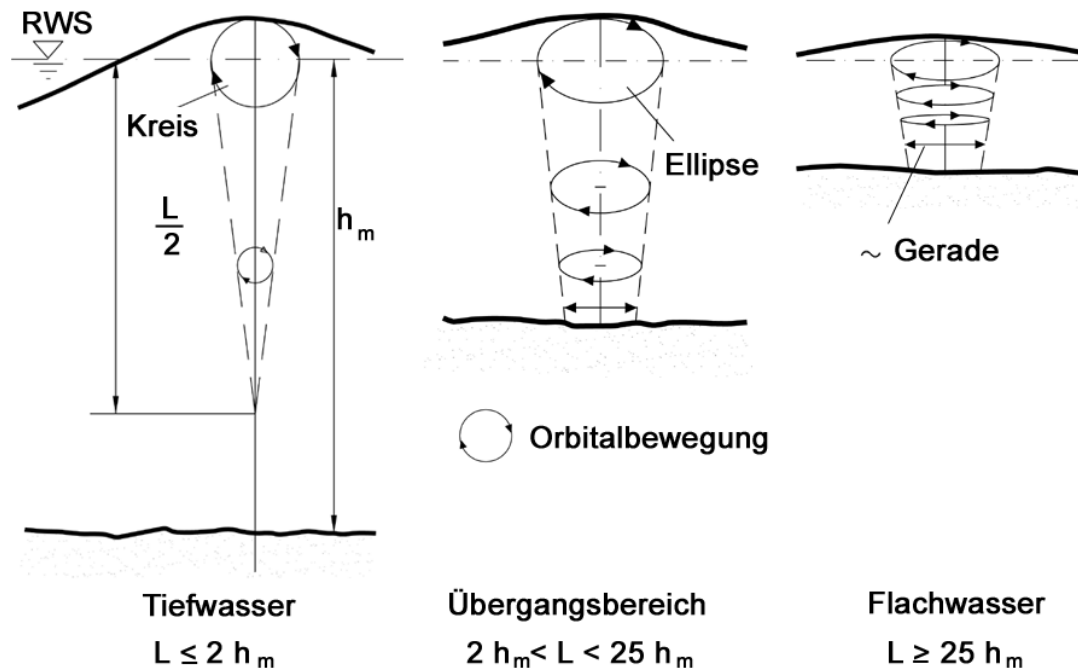


Abbildung 46: Wellenbereiche in Abhängigkeit von der mittleren Wassertiefe  $h_m$  und Wellenlänge  $L$

Im Tiefwasser hängt die Wellengeschwindigkeit  $c$  einer freien Welle, d. h. einer Welle, die nicht wie Primär- und Sekundärwellensystem an das Schiff gebunden ist, nur von der Wellenlänge ab. Danach sind schiffserzeugte Sekundärwellen i. d. R. als Tiefwasserwellen, die Primärwelle infolge Absink als Flachwasserwelle zu betrachten.

Der Massentransport in einer trochoidalen Tiefwasserwelle kann entsprechend der Theorie von Stokes beschrieben werden. Demgemäß sind die Bahnlinien der Wasserteilchen nach einer Wellenperiode nicht geschlossen. Nach dieser Theorie ist der zirkularen Orbitalbewegung eine horizontale Driftgeschwindigkeit in Richtung der Wellenfortschrittsgeschwindigkeit überlagert, die Massentransportgeschwindigkeit genannt wird. In der nachstehenden Abbildung bezeichnen die hellblauen Linien die Bahnlinie der Teilchen und die hellblauen Punkte die Partikelpositionen nach jeder Wellenperiode. Die Wellenform ist sowohl horizontal als auch vertikal asymmetrisch.

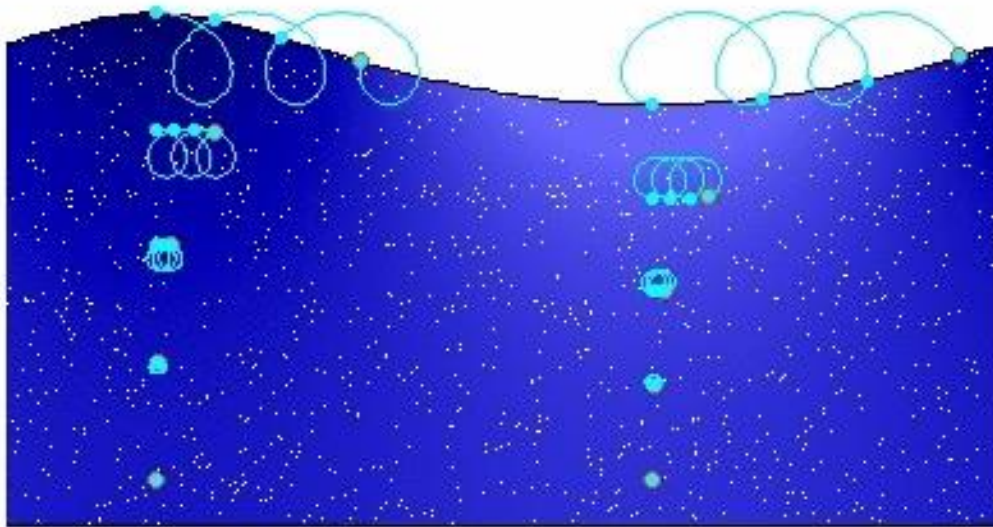


Abbildung 47: Schematische Darstellung des Massentransports eines Wasserteilchens innerhalb der Welle

Infolge des Unterschiedes zwischen Primär- und Sekundärwellen kann der Abstand des Schiffes zur Messstation eine Rolle bei der Beeinflussung der Messstation durch Wellenschlag spielen. Weitere Einflussgrößen können u.a. die Geschwindigkeit des Schiffs, sein Tiefgang, die Schiffsschraube (Propellerfortschrittsgrad), die Form des Gewässerbettes, sowie Reflexion, Refraktion und Diffraktion der erzeugten Wellen sein. Der Massentransport nimmt jedoch sowohl horizontal wie auch in vertikaler Richtung ab. Dies bedeutet, dass die Messstation, die für bestimmte Parameter automatisch und dauerregistrierend ausgeführt ist, nur dann auf eine Wellenbewegung reagieren kann, wenn sich die Wasserchemie und -physik in wenigen Zentimetern Abstand von einem Messpunkt deutlich unterscheiden würde. Sehr wohl kann die Donau Wasserpakete ähnlicher Wasserchemie aufweisen, die jedoch in ihrer Wirkung auf die Messstation langanhaltend sind, und nur dann von Wellenbewegungen beeinflusst werden können, wenn durch Wellenbewegung und Erosion zehrfähige oder trübende Stoffe von Sedimenten oder Aufwuchs abgeschwemmt würden. Da sich die Messstation jedoch etwa vier bis fünf Meter über Grund und in einer Tiefe von knapp zwei Metern befindet, ist ein Erosionseinfluss vom Grund als sehr unwahrscheinlich zu bezeichnen.

Da sich in der Donau auch keine Schichtung, wie in stehenden Gewässern ausbilden kann, und die Wasserströmung im Wesentlichen die Wasserchemie an unterschiedlichen Wassertiefen bestimmt, sind durch Wellenbewegung wegen der Homogenität des umgebenden Wasserkörpers in der Regel keine Auswirkungen auf die Messergebnisse der chemisch-physikalischen Messparameter zu erwarten. Einflüsse der Wellenbewegung durch vorbeifahrende Schiffe sind außerdem an den Messwerten leicht überprüfbar, wenn bei dauerregistrierender Messung z. B. die Parameter Trübung, oder Leitfähigkeit durch plötzliche Änderungen auffallen, und nach dem Wellenschlag bald wieder in den ursprünglichen Zustand zurückkehren.

Zwei Schiffsbewegungen pro Tag können wegen der Kürze der Einwirkungszeit im Donauwasser durch den Wellenschlag auch keine Horizontalbewegungen der Wasserteilchen herbeiführen, die geeignet wären, Wasser von einer Stelle in Flussmitte z.B. an den Uferand heranzuführen. Selbst eine solche Wasserbewegung wäre wegen der Homogenität des Wasserkörpers nicht messbar.

Da die Beladung ca. 100 m flussabwärts der Messstation erfolgt, kann auch von dieser Manipulation keine Beeinflussung der Messstation verursacht werden.

Als Vorsichtsmaßnahme wird jedoch vorgesehen, einen möglichst großen Abstand zur Messstation einzuhalten, und die Schiffsgeschwindigkeit gering zu halten. Unter Einhal-

tung und Berücksichtigung dieser Voraussetzungen können durch die Schiffsbewegungen nur geringste bis gar keine Auswirkungen auf die Messwerte der Messstation zu erwarten sein. Eine laufende Evaluierung der Messparameter sowie die Aufzeichnung der Zeitpunkte von Schiffsmanövern ist vorgesehen. Damit kann eine nötigenfalls eine Kontrolle durchgeführt werden, ob eine Korrelation zwischen Schiffstransporten und statistisch auffälligen Messwertabweichungen existiert. Ggf. können Maßnahmen zur Reduktion der Beeinflussung getroffen werden (noch größerer Abstand zur Entnahmestelle, geringere Fahrgeschwindigkeiten etc.

Zusätzliche Maßnahmen als die oben beschriebene Durchführung der Schiffsmanöver im Trenndammbereich werden nicht als notwendig erachtet, um einen ungestörten Betrieb der Messstation zu gewährleisten.

## **8. Wesentliche positive und negative Auswirkungen – Österreich**

---

Für Österreich kann eine Speicherseeentlandung mit Abfuhr der Trübstoffe in die Donau Auswirkungen in Form einer kurzfristigen Erhöhung der Feststofffracht der Donau haben.

## **9. Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Auswirkungen**

---

Speicherseeentlandungen (am ehesten bei höheren Donauwasserführungen), wobei die vom Speichersee stammenden Feststoffe nur einen geringen Prozentsatz der aktuell in der Donau abfließenden Frachten ausmachen sollten, werden als Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Auswirkungen vorgeschlagen.

## **10. Vorschläge für die Beweissicherung und Kontrolle**

---

Messungen der Schlammauflagen, regelmäßige Schlammuntersuchungen und Kontrollen der Ablagerungen, sowie die Beobachtung der jahreszeitlichen Entwicklung des Wassers des Energiespeichers im Hinblick auf mögliche trophische Prozesse werden als Vorschläge für die Beweissicherung und Kontrolle vorgeschlagen.

## **11. Nachsorge**

---

Nach Ablauf der genehmigten Bestandsdauer besteht grundsätzlich die Absicht der Donaukraftwerk Jochenstein AG (DKJ) eine Verlängerung der Genehmigung zu beantragen und den Energiespeicher Riedl entsprechend den technischen, gesetzlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen weiter zu betreiben.

Wird das Kraftwerk aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen stillgelegt, erfolgt die Sicherung, Verwertung bzw. Entsorgung der Komponenten entsprechend den zu diesem Zeitpunkt gültigen gesetzlichen Grundlagen.

## **12. Aufgetretene Schwierigkeiten**

---

Schwierigkeiten sind im Rahmen der Erstellung des Fachbeitrags keine aufgetreten.



### 13. Zusammenfassung

Es wurde eine Prognose über die künftige Wasser- und Sedimentbeschaffenheit auf Grundlage der chemisch-physikalischen Wasser- und Sedimentdaten sowie der Dynamik der Speicherseebefüllung und Abarbeitung des Speicherwassers durchgeführt, um aufgrund von Referenzen Schlüsse auf Besiedlungsstrukturen in einem künftigen Energiespeicher ziehen zu können.

Es ergibt sich grundsätzlich eine gute Eignung bezüglich der bezughabenden wasserchemischen und phytoplanktischen Qualitätskomponenten des Donauwassers. Auch die allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten weisen auf einen guten ökologischen Zustand hin. Die Bedingungen anhand der zusätzlich zu bewertenden Parameter Gesamtposphor-Konzentration, Chlorophyll-a-Konzentration und Sauerstoffsättigung werden ebenfalls erfüllt bzw. lassen sich wegen der hohen Wasseraustauschraten im geplanten Speichersee nicht auf die Zustände in Seen überlagern. Eine gegenüber der Donau erhöhte Primärproduktion und Sedimentation ist jedoch im Energiespeicher in schwächer vom Wasseraustausch betroffenen Bereichen anzunehmen.

Modellberechnungen über Sedimentationsprozesse aus den mit dem Donauwasser zugeführten Sink- und Schwebestoffen werden in zwei Ansätzen vorgenommen. Auf Grundlage der Daten von 2009 bis 2010 wird in einem ersten Ansatz angenommen, dass sämtliche in den Energiespeicher gelangte Feststoffe bei Pumpvorgängen von  $83 \text{ m}^3/\text{s}$  mit einer Zeitdauer von 1110 h auf einer Fläche von  $242.000 \text{ m}^2$  und einer durchschnittlichen Tiefe der Wassersäule von 17,4 m sedimentieren. Daraus werden die maximal möglichen Sedimentationsraten je Quartal bzw. pro Jahr berechnet. Im zweiten Ansatz werden aus den in den Energiespeicher gelangten Frachten an Inhaltsstoffen diejenigen abgesondert, die je nach Donauwasserführung durchschnittlich durch Sedimentation im Speichersee verbleiben können, die sekundär durch Nährstoffzufuhr gebildete Primärproduktion wird abgeschätzt, weiter wird berechnet, wie sich die in den Speichersee gelangenden Inhaltsstoffe aus der Donau bei ihrer Sedimentation im Speichersee verteilen. Datengrundlage bilden in beiden Ansätzen die in monatliche Mittelwerte zusammengefassten Messwerte der Inhaltsstoffe der Donau im Zeitraum der Jahre 2000 bis 2010. Die Daten werden mit den Sedimentdaten vom Stau Jochenstein verglichen.

Es ergibt sich nach dem ersten Ansatz eine maximal mögliche Sedimentationsrate von ca. 18 kg an Feststoffen pro  $\text{m}^2$  und Jahr mit einem organischen Anteil von rund 4 kg TOC/a. Die Schwankungsbreite bei den Feststoffablagerungen ist vom zugeführten Donauwasser abhängig, und bei den Feststoffen weitaus höher als beim organischen Anteil. Sowohl beim TOC wie auch beim BSB5 sind die organischen Anteile bei höheren Donauwasserführungen deutlich niedriger als bei niedrigeren Abflüssen. Die bei höheren Donauwasserführungen erodierten Wasserinhaltsstoffe sind dabei überwiegend anorganischer Natur.

Beim zweiten Ansatz werden die in den einzelnen Tiefenschichten je nach Donauwasserführung sedimentierfähigen Inhaltsstoffe innerhalb der Tiefenschichten über das Modelljahr aufsummiert. Dabei überwiegen die schluffigen Sedimentanteile, die nahe der Oberfläche rund  $\frac{3}{4}$  der Gesamtablagerungen auf 20% der Gesamtfläche von  $41 \text{ kg}/\text{m}^2\cdot\text{a}$  ausmachen können. Die organischen, durch die Donau im Betriebsjahr eingebrachten Inhaltsstoffe, würden ca. 11% der Gesamtablagerungen ausmachen. Gegenüber den Sedimenten im Stau Jochenstein wäre dies eine Steigerung der organischen Sedimentanteile um rund das Doppelte. Eine volle Ausbildung einer trophischen Komponente im Energiespeicher könnte als worst case eine Anreicherung der organischen Anteile bis zu 30% der Gesamtablagerungen bewirken. Die durchschnittliche Jahressedimentationsrate an abfiltrierbaren Feststoffen im Energiespeicher könnte durchschnittlich für den gesamten Speichersee  $16,2 \text{ kg TS}/\text{m}^2\cdot\text{a}$  betragen und wäre damit nur unwesentlich geringer als maxi-



mal nach Ansatz 1 möglich. Pro Jahr könnte mit Ablagerungen von 4000 bis 5000 t Sediment im Gesamtspeicher gerechnet werden.

Im geplanten Speichersee kann eine gegenüber der Donau verstärkte Primärproduktion in kaum vom Wasseraustausch betroffenen äußeren Speicherbereichen verstärkte Sedimentation von biochemisch leicht verwertbaren organischen Wasserinhaltsstoffen bewirken. Diese wären den organisch höher belasteten Jochenstein-Sedimenten ähnlich, da auch im Speichersee eine Fraktionierung der abgelagerten sedimentierfähigen Wasserinhaltsstoffe erwartet werden kann, und über Grund höhere Feinsandanteile, an den Flanken höhere organische Anteile erwartet werden können.

Wird ein einseitig angebundener Altarm eines Potamalgewässers als natürliches Referenzgewässer erachtet, könnte die künftige Fauna der Sedimente des Speichers ähnlich wie in Hafenanlagen bezüglich Saprobie und Biomassen pro Quadratmeter dem natürlichen Referenzbereich entsprechen, jedoch nicht bezüglich der Vielfalt und der Zusammensetzung der Organismengruppen. Diesbezüglich wäre durch den Ab- und Aufstaubetrieb im Energiespeicher ist in diesem eine gegenüber einem Altarm als Referenzgewässer empfindlich gestörte Biozönose zu erwarten.

An den Flanken des Energiespeichers können schlammige Biotope mit vor allem in den beruhigten Randzonen höheren organischen Anteilen als über Grund mit einer ausgeprägten Schlammfauna erwartet werden. Die Schlammbiozönose würde von Arten besiedelt werden, die tolerant gegenüber einem teilweisen Trockenfallen sein müssen. Einige spezialisierte Arten von Organismen mit geringer Biodiversität, welche in hoher Individuenzahl vorkommen können, wie Oligochaeten und Chironomidenlarven, Schnecken und Muschelarten können daher als Schlammbewohner erwartet werden. Als Aufwuchs können analog zum Aufwuchs in der Donau Blaualgen, Grünalgen und Kieselalgen erwartet werden. Voraussetzung ist auch hier eine Toleranz der Arten gegen fakultatives Trockenfallen. Anaerobe Bedingungen und damit Faulschlammsedimenten an den Flanken sind im Speicherbetrieb nicht zu erwarten, da im Abstaubetrieb beim Trockenfallen überschüssiges Wasser im Interstitial der Sedimente absickert, wodurch Luftsauerstoff in die sedimentären Lückenräume eingebracht wird. Damit sind auch faulige Gerüche nicht zu erwarten. Angesichts der hohen Wasseraustauschraten ist zu erwarten, dass sich die Phytoplanktonentwicklung und die Sauerstoffverhältnisse ähnlich wie in der Donau darstellen, sich allerdings in vom Wasseraustausch kaum betroffenen Regionen auch höhere Entwicklungsraten einer überwiegend aus Kieselalgen geprägten Biomasse einstellen könnte.

Sedimentäre Ablagerungen im Speichersee nehmen von Jahr zu Jahr zu. Speziell an den Flanken ist dabei auch mit zunehmenden Mengen an organisch abbaubaren Inhaltsstoffen in den überwiegend schluffigen Sedimenten zu rechnen. Es ist zu erwarten, dass tiefere Schichten dieser Sedimente, in die dann zufolge ihrer enggepackten Konsistenz im Abstaubetrieb kein Luftsauerstoff mehr eindringen kann, zu Methangas- und Fäulnisbildung neigen können. Eine entsprechende Speicherseebewirtschaftung verhindert diese mit der Zeit zu Geruchsentwicklung führenden Prozesse. Dazu werden regelmäßige Entlandungsmaßnahmen bei höheren Wasserführungen (z. B.  $>2400\text{m}^3/\text{s}$ ) vorgeschlagen.

Am Trenndamm befindet sich eine Wassergütemessstation des Bayerischen Wasserwirtschaftsamtes. Es wurde untersucht, ob es durch die in der Bauphase stattfindenden Schiffstransporte zu einer Beeinflussung der Messergebnisse kommen kann. Da sich die Entnahmestelle der Messstation etwa vier bis fünf Meter über Grund und in einer Tiefe von knapp zwei Metern befindet, ist ein durch die Schiffstransporte ausgelöster Erosionseinfluss vom Grund als sehr unwahrscheinlich zu bezeichnen.

In der Donau kann sich auch keine Schichtung ausbilden; die Wasserströmung bestimmt im Wesentlichen die Wasserchemie an unterschiedlichen Wassertiefen. Dementsprechend lassen Wellenbewegungen keine Auswirkungen auf die Messergebnisse erwarten. Einflüs-





se der Wellenbewegung durch vorbeifahrende Schiffe sind außerdem an den Messwerten leicht überprüfbar (plötzliche Änderung von Trübe oder Leitfähigkeit).

Zwei Schiffsbewegungen pro Tag können auch keine Horizontalbewegungen der Wasserteilchen herbeiführen, um eine stärkere Vermischung unterschiedlicher Wasserzonen herbeizuführen.

Da die Beladung ca. 250 m flussabwärts der Messstation erfolgt, kann auch von dieser Manipulation keine Beeinflussung der Messstation verursacht werden.





## 14. Literatur

---

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006) - Umsetzung der WRRL in Bayern – Zusammenfassung zur Bestandsaufnahme 2004, 92ff.

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2009): Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil der Flussgebietseinheit Donau, 211ff.

BayGewZustVO (2004): Bayerische Gewässerbestandsaufnahme- und -zustandseinstufungsverordnung (BayGewZustVO) vom 1. März 2004: Verordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23. Oktober 2000 (ABl EG Nr. L 327 S. 1)

Bergfeld Tanja, Kirchesch Volker, Schöl Andreas, Müller Dieter (2001): Modellgestützte Analyse der Phytoplanktonentwicklung in der deutschen Donau; Informationsblatt der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD), Nov. 2001, No. 4.

BMLFUW (Hsg.) 2011: Erhebung der Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2010

BMU (2010): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: „Die Wasserrahmenrichtlinie“, 75S.

Bundesamt für Wasserwirtschaft (2000): Wasserbeschaffenheit und Güte der österreichischen Donau unter besonderer Berücksichtigung der langzeitlichen Entwicklung; Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft - Band 10, ISBN: 3-901605-06-1.

Duft et al. (2002): Ökotoxikologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands; Forschungsbericht 299 24 275 i.A. des UBA

Geotechnisches Institut (1997): Basisdatensicherung 1996 Donau-Feststoffe: Radiometrische, granulometrische und chemische Untersuchung. Österreichisches Forschungs- und Prüfzentrum Arsenal, im Auftrag der Österr. Donaukraftwerke AG, Wien.

Hakanson, L. und Jansson, M. (1993): Principles of lake sedimentology. Springer Verlag, Berlin.

Heise S, Krüger F, Baborowski M, Stachel B, Götz R, Förstner U (2007): Bewertung der Risiken durch Feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. 349 Seiten. Hamburg.

IKSD (2002): Internationale Kommission zum Schutz der Donau: Gemeinsame Donauuntersuchung Mai 2002, Zusammenfassung Endbericht, 30S.

JUNGWIRTH, M., HAIDVOGEL, G., MOOG, O., MUHAR, S., SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. 2003. Facultas Universitätsverlag. Wien.

KANN, E. (1983): Die benthischen Algen der Donau im Raum von Wien. Arch. Hydrobiol., Suppl. 68 (Donauforschung 7): 15-36

Kärntner Institut für Seenforschung (2011): REFERENZPROBENNAHME / SEDIMENT - FREIBACHER STAUSEE; im Auftrag der AHP; 8S.



KUSEL-FETZMANN, E., NAIDENOW, W. & RUSSEV, B. (1998): Plankton und Benthos der Donau. IAD. Ergebnisse der Donau-Forschung. Band 4.

KWD 1996, Hydrografisches Jahrbuch 2002: zit.: Raumordnungsverfahren Energiespeicher Riedl, Erläuterungsbericht

Müller, H.W., Schwaighofer, B., Nachtnebe, H.P. u. Summer, W. (1989): Vergleich sedimentologischer und geochemischer Untersuchungen im Stauraum Altenwörth und in der Fließstrecke von Greifenstein bis Hainburg. In: Österr. Wasserwirtschaft 41, H.7/8, S186-195.

Nachtnebel, H.P. et al.(1998): Herkunft und Zusammensetzung der Schwebstoffe in der Donau und ihren wichtigsten Zubringern; Endbericht, Boku Wien, 149pp.

NIXDORF, B., MISCHKE, U., HOEHN, E. & U. RIEDMÜLLER, 2005: Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Projekt OK 5.90 im LAWA – Unterarbeitskreis „Oberflächengewässer“. 187 S.

OFENBÖCK, G. & MOOG, O. (1999): Kolonisationssampler zur Beprobung großer Flüsse. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

RICHTSFELD, F. W. J. (2010): Die wirbellose Bodenfauna oberösterreichischer Donauhäfen, Diplomarbeit, Boku Wien, 114 ff.

ROTT, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

RODINGER, W. (1982): Ein Versuch der Darstellung von Beziehungen zwischen Phytoplanktonbiomasse (Chlorophyll-a) und pflanzlichen Aufbauaktoren in der österreichischen Donau. Österreichische Wasserwirtschaft 34, Heft 7/8: 171-173.

SAIZ, D. (1982): Einfluss des regulierten Abflusses auf das Phytoplankton des österreichischen Donauabschnittes. 23. Arbeitstagung der IAD, Wiss. Kurzreferate: 87-88.

SLADECEK, V. (1973): Systems of water quality from the biological point of view.- Arch. Hydrobiol., Beih.7.

Schulz, L. et al. (2005): Limnologische Langzeitentwicklung des Wörthersees und limnologische Untersuchungen des Jahres 1999 unter besonderer Berücksichtigung der Planktonbiocönos – Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung, August 2005, 58pp.

UBA (2010): Fact Sheet: Alkylphenole und Bisphenol A und Bisphenol F: Umweltbundesamt 2010, 11ff.

Uhlmann und Horn (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Stuttgart 2001. Verlag Eugen Ulmer 528 S.

Van de Graaff, S., Kopf, W., Gast, R., Ferling, H. (2008): Untersuchung von Fischen und Muscheln aus bayerischen Gewässern; Fisch- und Muschelschadstoffmonitoringprogramm, Bericht 2005/2006 und 2006/2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hsg.), 73 ff.

Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. –Mem. Ist. Ital.Idrobiol. 33: 53-83.



Willmitzer, H., 2006: Ökologie und Talsperrenbetrieb: Sind Nutzungsziele und Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie vereinbar? In: *Thüringer Wasser-Journal* **7**, FH Erfurt, Fachbereich Bauingenieurwesen, 39 - 52.

Witte, H.-H. et al. 2004: Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau Nr. 87 (2004), „Grundlagen zur Bemessung von Böschungs- und Sohlensicherungen an Binnenwasserstraßen“ - Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), ISSN 0572-5801.



## **15. Anhang**

---





**K I S**  
**Kärntner**  
**Institut für Seenforschung**  
**GmbH**



Kirchengasse 43, 9020 Klagenfurt am Wörthersee, Tel: 05 0536 57 822, Fax: 05 0536 315 00, Mobil: 0650 647 047 8

## **REFERENZPROBENNAHME/ SEDIMENT – FREIBACHER STAUSEE**

### **BEFUNDSAMMLUNG**



**Koordination:**

KIS Kärntner Institut für Seenforschung GmbH  
Kirchengasse 43, 9020 Klagenfurt  
Mag. Markus Reichmann

**Probenahme:**

KIS Kärntner Institut für Seenforschung GmbH  
DI Harald Kaufmann  
Kärntner Institut für Seenforschung –  
Naturwissenschaftliches Forschungszentrum  
Gernot Winkler

**Chemische Analysen:**  
Landesregierung

Umweltlabor der Abteilung 5 des Amtes der Kärntner  
Kirchengasse 43, 9020 Klagenfurt  
LUA – Lebensmitteluntersuchungsanstalt Kärnten  
Kirchengasse 43, 9020 Klagenfurt

**Biologische Analysen:**

Kärntner Institut für Seenforschung –  
Naturwissenschaftliches Forschungszentrum  
Dr. Martin Konar  
Dr. Johanna Mildner





## 15.1. Untersuchungen im Stausee Freibach

Die KIS Kärntner Institut für Seenforschung GmbH wurde beauftragt, eine Referenzprobennahme des Sedimentes im Freibacher Stausee durchzuführen. Die Probenahme wurde am 04.05.2011 durch DI Harald Kaufmann (KIS Kärntner Institut für Seenforschung GmbH) und Gernot Winkler (Kärntner Institut für Seenforschung - Naturwissenschaftliches Forschungszentrum) durchgeführt.

## 15.2. Probennahmeprotokoll

Die Probennahme begann um 10:30 h und endete um ca. 15.00 h. Das Wetter war sonnig und es herrschte lebhafter Nordsüd-Wind. Die Wasseroberfläche war mit einem leichten Blütenstaubfilm überzogen und die Sichttiefe betrug 6,7 m. Die Beprobung erfolgte mittels eines Schlauchbootes. Die Vor-Ort-Werte wurden mit einer Multiparametersonde (Hydrolab MS5) gemessen.

Nach längerem Suchen via Echolot wurde die tiefste Stelle bei 26,5 m (Probestelle 1) angenommen und mit den Messungen begonnen. Zudem wurde an 3 weiteren Probestellen, welche unterschiedliche Wassertiefen aufwiesen (Probestelle 2,3,4), dieselben Werte direkt über Grund erfasst. Anschließend wurden jeweils 5 Sedimentproben mittels Kajak-Corer an den zuvor mit GPS markierten Stellen entnommen. Weil sich das Sediment bei der Probestelle 4 hauptsächlich aus Steinen zusammensetzte und die Entnahme mittels Kajak Core unmöglich war, wurden alternativ 4 Probestellen (Probestellen 5, 6, 7, 8) im Bereich der Staumauer gewählt.

### 15.2.1. Probestellen

Die acht Probestellen wurden verortet. Die Koordinaten (WGS84) sind nachstehender Tabelle (

Tabelle 1) zu entnehmen. Eine Übersicht über die Lage der Probestellen findet sich nachstehender Abbildung.

Probestelle	Sedimentprobe	Wassertiefe	N	E
1 <sup>Δ</sup>	1a bis e* <sup>B</sup>	26,5	46,52398	14,45491
2 <sup>Δ</sup>	2a bis e	20	46,52315	14,45467
3 <sup>Δ</sup>	3a bis e	15	46,52223	14,45382
4 <sup>Δ</sup>	4a bis e	10	46,52285	14,45484
5	5*	23	46,52449	14,45523
6	6*	26	46,52412	14,45534
7	7*	20	46,52431	14,45573
8	8*	22	46,52435	14,45543

\* Proben für die chemische Analyse

<sup>Δ</sup> Vor-Ort-Werte

<sup>B</sup> Probe für die biologische Analyse

Tabelle 1: Verortung der Probestellen am Freibacher Stausee







Abbildung 1: Probestellen - Freibacher Stausee (Quelle: © KAGIS).

### 15.2.2. Vor-Ort-Werte

#### Probestelle 1

Tiefe [m]	pH Wert	Elektr. LF [μS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoff [%]	Wassertemp. [°C]
0	8	265	10,7	109	11,9
1	8,1	265	10,7	109	11,8
3	8,2	265	10,6	107	11,7
5	8,15	266	11,1	109	10,3
8	8,15	265	11,2	108	9,7
10	8,11	266	11	106	9,6
12	8	263	10,8	103,5	9,45
15	8,1	265	10,8	103,5	9,3
20	8	266	10,75	101,7	8,9
25	8	267	10,5	98,7	8,6
26,5	7,9	267	10,2	95,9	8,6

Tabelle 2: Ergebnis, Multiparametersonde Probestelle 1 - Tiefenprofil

#### Probestelle 2

Tiefe [m]	pH Wert	Elektr. LF [μS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoff [%]	Wassertemp. [°C]
20	8,1	266	10,5	100	8,9

Tabelle 3: Ergebnis, Multiparametersonde Probestelle 2, Messung wurde direkt über Grund durchgeführt

#### Probestelle 3

Tiefe [m]	pH Wert	Elektr. LF [μS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoff [%]	Wassertemp. [°C]
15	8,2	265	10,8	103	9,2

Tabelle 4: Ergebnis, Multiparametersonde Probestelle 2, Messung wurde direkt über Grund durchgeführt

#### Probestelle 4

Tiefe [m]	pH Wert	Elektr. LF [μS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoff [%]	Wassertemp. [°C]
10	8,15	265	11,4	109	9,5

Tabelle 5: Ergebnis, Multiparametersonde Probestelle 2, Messung wurde direkt über Grund durchgeführt



### 15.2.3. Ergebnisse der chemischen Sedimentanalysen

Nach Rücksprache mit Dr. Polzer wurden aus den gesammelten Sedimentkernen die Proben 1a bis d, 5, 6, 7 und 8 für die weitere Bearbeitung im Labor ausgewählt. Die Proben 1a bis d wurden zu einer Gesamtprobe vereinigt. Die Tabellen 7 bis 11 enthalten eine Zusammenschau der Analyseergebnisse.

Parameter	Dim.	Vz.	Messwert	Vertrauensbereich
ALUMINIUM in TS	mg/kg		69356	0
BLEI in TS	mg/kg		49	15,19
CADMIUM in TS	mg/kg	<	1	
CALCIUM in TS	mg/kg		93251	0
CHROM in TS	mg/kg		78	28,08
GLÜHVERLUST	%		85	0
KUPFER in TS	mg/kg		25	3,75
MAGNESIUM in TS	mg/kg		40265	0
NICKEL in TS	mg/kg		38	9,88
PHOSPHOR IN TS	mg/kg TS		725	0
QUECKSILBER in TS	mg/kg	<	1	
ZINK in TS	mg/kg		187	35,53

Tabelle 6: Ergebnisse der chemischen Sedimentanalyse der Sedimentprobe 1

Parameter	Dim.	Vz.	Messwert	Vertrauensbereich
ALUMINIUM in TS	mg/kg		54149	0
BLEI in TS	mg/kg		93	28,83
CADMIUM in TS	mg/kg		1	0,16
CALCIUM in TS	mg/kg		184076	0
CHROM in TS	mg/kg		67	24,12
GLÜHVERLUST	%		85,1	0
KUPFER in TS	mg/kg		24	3,6
MAGNESIUM in TS	mg/kg		90732	0
NICKEL in TS	mg/kg		35	9,1
PHOSPHOR IN TS	mg/kg TS		549	0
QUECKSILBER in TS	mg/kg	<	1	
ZINK in TS	mg/kg		274	52,06

Tabelle 7: Ergebnisse der chemischen Sedimentanalyse der Sedimentprobe 5

Parameter	Dim.	Vz.	Messwert	Vertrauensbereich
ALUMINIUM in TS	mg/kg		64548	0
BLEI in TS	mg/kg		48	14,88
CADMIUM in TS	mg/kg	<	1	
CALCIUM in TS	mg/kg		104266	0
CHROM in TS	mg/kg		81	29,16
GLÜHVERLUST	%		84,8	0
KUPFER in TS	mg/kg		25	3,75
MAGNESIUM in TS	mg/kg		42863	0
NICKEL in TS	mg/kg		40	10,4
PHOSPHOR IN TS	mg/kg TS		734	0
QUECKSILBER in TS	mg/kg	<	1	
ZINK in TS	mg/kg		198	37,62

Tabelle 8: Ergebnisse der chemischen Sedimentanalyse der Sedimentprobe 6

Parameter	Dim.	Vz.	Messwert	Vertrauensbereich
ALUMINIUM in TS	mg/kg		50574	0
BLEI in TS	mg/kg		41	12,71
CADMIUM in TS	mg/kg	<	1	
CALCIUM in TS	mg/kg		79898	0
CHROM in TS	mg/kg		66	23,76
GLÜHVERLUST	%		93,6	0
KUPFER in TS	mg/kg		22	3,3
MAGNESIUM in TS	mg/kg		24796	0
NICKEL in TS	mg/kg		35	9,1
PHOSPHOR IN TS	mg/kg TS		521	0
QUECKSILBER in TS	mg/kg	<	1	
ZINK in TS	mg/kg		163	30,97

Tabelle 9: Ergebnisse der chemischen Sedimentanalyse der Sedimentprobe 7

Parameter	Dim.	Vz.	Messwert	Vertrauensbereich
ALUMINIUM in TS	mg/kg		68643	0
BLEI in TS	mg/kg		92	28,52
CADMIUM in TS	mg/kg		1	0,16
CALCIUM in TS	mg/kg		87092	0
CHROM in TS	mg/kg		84	30,24
GLÜHVERLUST	%		87,3	0
KUPFER in TS	mg/kg		28	4,2
MAGNESIUM in TS	mg/kg		36647	0
NICKEL in TS	mg/kg		44	11,44
PHOSPHOR IN TS	mg/kg TS		686	0
QUECKSILBER in TS	mg/kg	<	1	
ZINK in TS	mg/kg		271	51,49

Tabelle 10: Ergebnisse der chemischen Sedimentanalyse der Sedimentprobe 8

#### 15.2.4. Ergebnisse der biologischen Sedimentanalysen

Die nachfolgende Tabelle (Tabelle 11) zeigt die faunistischen Funde in der Sedimentprobe 1e.

	Taxon	Anzahl	Ind./m <sup>2</sup>
Mollusca:	<i>Pisidium sp.</i>	1	442
Oligochaeta:	<i>Oligochaeta gen. indet. juv.</i>	1	442
	<i>Tubificidae juv.</i>	3	1326
Ostracoda:	<i>Ostracoda gen. indet</i>	6	2652
Chironomidae:	<i>Chironomidae gen. indet.</i>	1	442
Radius Core:		2,683575	cm <sup>2</sup>
Fläche Core:		0,002262441	m <sup>2</sup>

Tabelle 11: Ergebnisse der biologischen Sedimentanalyse der Sedimentprobe 1





### 15.2.5. Fotodokumentation der Sedimente an Probestelle 1



Abbildung 2: Sedimentkern 1a

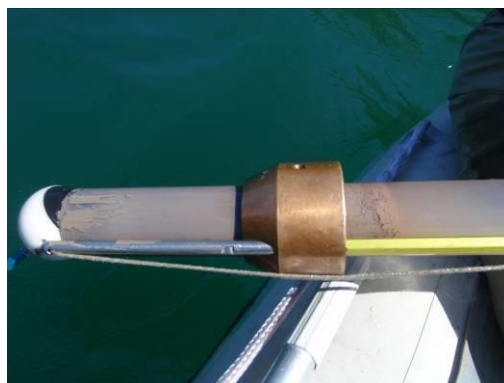


Abbildung 3: Sedimentkern 1b

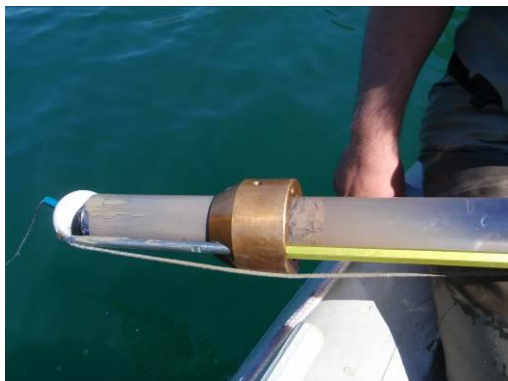


Abbildung 4: Sedimentkern 1c



Abbildung 5: Sedimentkern 1d



Abbildung 6: Sedimentkern 1e