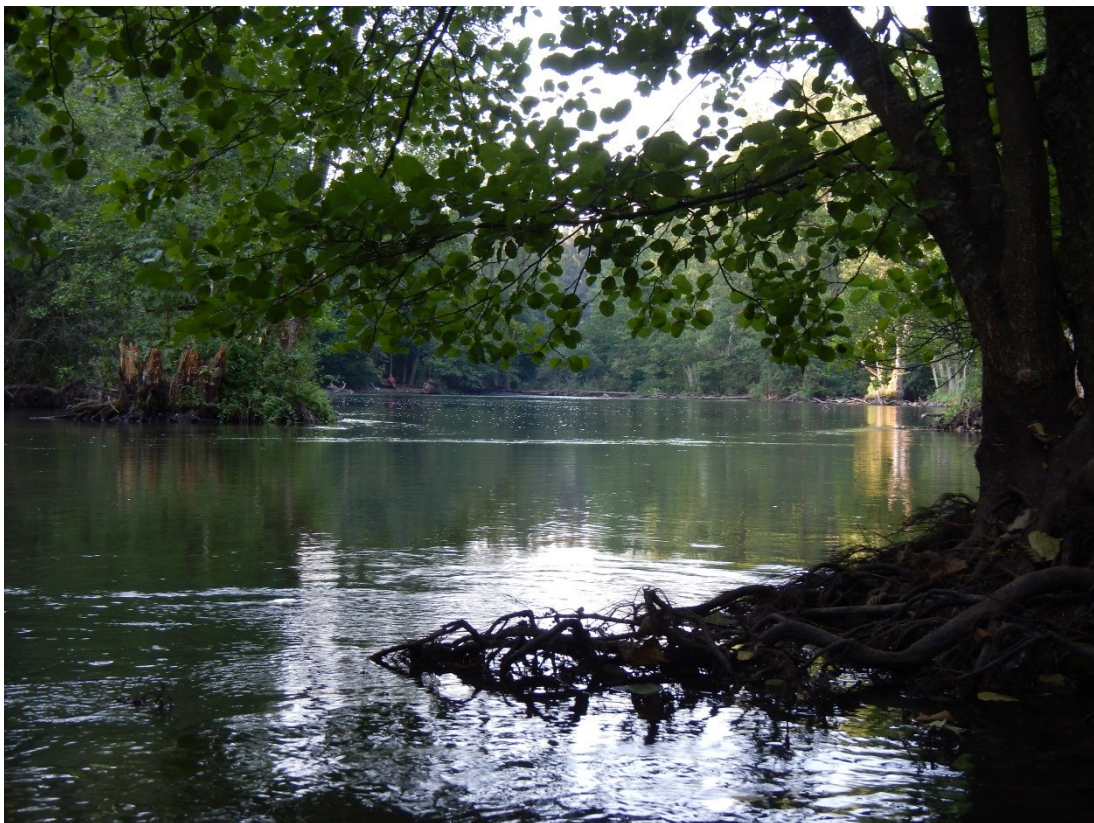




Mögliche Auswirkung von Temperaturveränderungen auf die Fischfauna



Katharina Keiz (M.Sc. Biologie)
Selbstständige Gewässerökologin

Robert Asner (Dipl.-Ing.)
Referat III (Fischerei, Gewässer- und Naturschutz), Landesfischereiverband Bayern e.V.

Johannes Schnell (Dipl.-Ing.)
Leiter Referat III (Fischerei, Gewässer- und Naturschutz), Landesfischereiverband Bayern e.V.

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	1
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	3
TABELLENVERZEICHNIS	4
1 ZUSAMMENFASSUNG	5
2 EINLEITUNG	7
3 METHODEN	8
3.1 Datenaufnahme im Feld	8
3.1.1 Datenlogger	8
3.1.2 Auswahl der Standorte	9
3.2 Digitale Temperaturdaten des Landesamt für Umwelt	21
4 AUSWERTUNG DER DATEN DER LOGGER	22
4.1 Auswertung der Temperaturdaten und Tagesamplituden	24
4.1.1 Ammer und Auslauf aus dem Ammersee	24
4.1.2 Amper-Olching	25
4.1.3 Amper-Zolling	26
4.1.4 Main-Maineck	27
4.1.5 Main-Dettelbach	29
4.1.6 Würm	30
4.1.7 Traun	31
4.2 Unterschiede im Verlauf der Temperaturentwicklung	32
5 AUSWERTUNG DER DIGITALEN DATEN	35
6 AUSWERTUNG VON E-BEFISCHUNGEN AN DEN UNTERSUCHUNGSSTANDORTEN	38
7 AUSWIRKUNG DES KLIMAWANDELS AUF GEWÄSSER	41
7.1 Lufttemperatur	41
7.2 Wassertemperaturen	41
7.3 Niederschlag und Trockenereignisse	43
7.4 Abfluss	44
7.5 Hochwasser	45
7.6 Erosion	46
7.7 Permafrost und Gletscher	46
7.8 Schneedecke	47
8 MÖGLICHE FOLGEN FÜR DIE FISCHBIOZÖNOSE	47
8.1 Allgemeine Folgen	47
8.2 Algenblüten und Makrophyten	49
8.3 Einfluss auf Krankheiten und Parasiten	50
8.4 Neobiota	50
8.5 Verschiebung von Laichzeiten und Einfluss auf Mittel- und Langdistanzwanderer	51
8.6 Einfluss auf die Gametogenese	52

8.7	Verschlechterung des Laicherfolgs durch winterliche Hochwässer bei Salmoniden	53
8.8	Durchgängigkeit von Fließgewässern	53
8.8.1	Durchgängigkeit an den Messstandorten	54
8.9	Verschiebung der Fischregionen	56
9	AUSWIRKUNGEN DES KLIMAWANDELS AUF DIE NUTZBARE WASSERMENGE (WASSERENTNAHME VS. GEWÄSSERSCHUTZ)	63
9.1	EG-WRRL	63
9.2	Wasserkraft	64
9.3	Landwirtschaftliche Bewässerung und sonstige Wasserentnahme	65
10	MÖGLICHE FOLGEN FÜR DIE FISCHEREI	67
10.1	Teichwirtschaft	67
10.2	Angelfischerei	67
11	GLOSSAR	69
12	LITERATURVERZEICHNIS	71
13	ANHANG	74
13.1	Übersicht über die Messstellen	74
13.2	Fotodokumentation	75
13.2.1	Messstellen	75
13.2.2	Wehre, Kraftwerke und Besonderheiten	89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Hobo-Logger mit Schild und Ringmuttern zum Beschweren	9
Abbildung 2 Datenlogger unter Wasser an einer in die Gewässersohle getriebenen Stahlstange befestigt	9
Abbildung 3 Messstellen am Standort Ammer/Amper-Ammersee; AM und AP1: Messstellen; LA: Lichtlogger Amper	10
Abbildung 4 Messstellen am Standort Amper-Olching; AP2 bis AP6: Messstellen; WKA1 und WKA2: Wasserkraftwerke Olching	12
Abbildung 5 Messstellen am Standort Amper-Zolling; AP7 bis AP11: Messstellen; SKW: Steinkohlekraftwerk; E: Einleitung Kühlwasser des Steinkohlekraftwerks	14
Abbildung 6 Messstellen am Standort Main-Maineck; M1 bis M5: Messstellen; WKA3: Wasserkraftwerk Mainneck	15
Abbildung 7 Messstellen am Standort Main-Dettelbach; M6 bis M8: Messstellen; WKA4: Wasserkraftwerk Dettelbach; LM: Lichtlogger Main	16
Abbildung 8 Messstellen am Standort Würm; W1 bis W4: Messstellen; LW: Lichtlogger Würm	18
Abbildung 9 Messstellen am Standort Traun; T1 bis T3: Messstellen; WKA 5 und WKA 6: Wasserkraftwerke	20
Abbildung 10 Wasserstand laut des "Gewässerkundlichen Dienstes" des LfU Bayern für Grafrath und Inkhofen; die rote Linie markiert den Zeitpunkt an dem die Logger eingebracht wurden	23
Abbildung 11 AP7; der rot markierte Bereich zeigt extreme Schwankungen der Temperatur im Tagesgang	23
Abbildung 12 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen	24
Abbildung 13 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude	24
Abbildung 14 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen	25
Abbildung 15 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude	26
Abbildung 16 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen	26
Abbildung 17 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude	27
Abbildung 18 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen	28
Abbildung 19 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude	28
Abbildung 20 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen	29
Abbildung 21 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude	29
Abbildung 22 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen	30
Abbildung 23 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude	30
Abbildung 24 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen	31
Abbildung 25 Maximal-, Durchschnitts-	31
Abbildung 26 Temperaturverlauf über einen Zeitraum von drei Wochen	32
Abbildung 27 Temperaturverlauf über einen Zeitraum von drei Wochen	33
Abbildung 28 Fünfjähriger Trend der Temperaturdaten von 30 bayerischen Fließgewässer	36
Abbildung 29 Zehnjähriger Trend der Temperaturdaten von 31 bayerischen Fließgewässer	37

Abbildung 30 Lufttemperaturdaten von dem Temperaturlogger L1 am Ammersee, Wassertemperaturdaten von AP1	42
Abbildung 31 Standort Amper bei Zolling; der schraffierte Bereich kennzeichnet das FFH-Gebiet 7635-301; die Querbauwerke in dem Kanal werden nicht angezeigt, da es sich um eine Ausleitung handelt (Bayerische Vermessungsverwaltung, LFU)	55
Abbildung 32 Fischregionen der Fließgewässer Bayerns	56
Abbildung 33 Fischregionen der Fließgewässer Bayerns, Stand 1986, Landesanstalt für Fischerei; die Standorte der Temperaturmessungen mit Datenloggern im Jahr 2015 des LFV, sind rot umkreist	58

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Fünfjähriger Trend der Temperaturdaten von 30 bayerischen Fließgewässern	35
Tabelle 2 Zehnjähriger Trend der Temperaturdaten von 31 bayerischen Fließgewässern	37
Tabelle 3 Einteilung nach WRRL in fischökologische Referenzbiozönosen	38
Tabelle 4 Auswahl an Fischarten die laut WRRL Teil der Referenzbiozönose für einen der Standorte sind; dargestellt ist die Differenz der Abundanz der jeweiligen Art bei der Befischung und der Referenzbiozönose	39
Tabelle 5 Grenzwerte optimalen, kritischen und letalen Temperaturbereiche für die verschiedenen Entwicklungsstufen für ausgewählte Fischarten	59
Tabelle 6 Jahreshöchstwerte der Temperaturen ausgewählter Gewässer in verschiedenen Fischregionen in Bayern (Gewässerkundlicher Dienst Bayern)	60
Tabelle 7 Übersicht über die einzelnen Messstellen und Kraftwerke/Wehre; mit Kennzahl, der Beschreibung, der Kennzahl des Flusswasserkörpers (FWK) und den Koordinaten	74

1 Zusammenfassung

Der Klimawandel hat weltweit Auswirkungen auf die Ökosysteme. Die Folgen sind nicht nur an Land feststellbar, denn der Wasserkreislauf der Erde ist stark von klimatischen Veränderungen abhängig. Ziel der vorliegenden Vorstudie des Landesfischereiverbandes Bayern war es, einen Überblick darüber zu schaffen, welche möglichen Folgen des Klimawandels für die heimische Fischfauna zu erwarten sind. Zu diesem Zweck wurden in vier bayerischen Gewässern, in Amper, Main, Traun und Würm an mehreren Standorten Temperaturlogger eingebracht. Die Logger erfassten die Wassertemperatur über einen Zeitraum von sechs Monaten, von Anfang April bis Ende September 2015. Neben den Auswirkungen des Klimawandels, wurden hierbei auch weitere anthropogene Einflussfaktoren auf die Wassertemperatur näher betrachtet. Ergänzend zu den im Rahmen des Projekts eigens erfassten Daten, wurden auch vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) auf der Internetseite „Gewässerkundlicher Dienst Bayern“ zur Verfügung gestellte Temperaturdaten, ausgewertet.

Die durch die Temperaturlogger aufgezeichneten Daten zeigten in mehreren der untersuchten bayerischen Flüsse Temperaturwerte in einer für viele Fischarten kritischen Höhe.

Die Auswertung der Wassertemperatur des Ammer-Amper-Flusssystemes zeigte besonders den starken Einfluss thermischer Einleitungen eines Steinkohlekraftwerks in Zolling, das für einen Temperaturanstieg von bis zu 5,3°C im Vergleich zu dem Messstandort vor der Einleitung des Kühlwassers, sorgt. Die Differenz der Durchschnittstemperatur über mehrere Monate hinweg betrug ca. 1,5°C. Am ersten Messstandort am Main, an dem sich ein Wasserkraftwerk befindet, lässt sich dessen Einfluss am stärksten in der Restwasserstrecke erkennen. In der Ausleitung war die Temperatur starken Schwankungen unterlegen, bedingt durch die geringe Wasserführung und die sonnenexponierte Lage. Am zweiten Messstandort am Main hingegen, ist der Fluss so stark verbaut, dass sich kleinräumig keine Temperaturveränderungen durch anthropogene Einflüsse mehr festgestellt werden konnten. An der Traun war ein sehr deutlicher Einfluss der Ausleitung des Mühlbaches auf die Restwasserstrecke festzustellen. Die Durchschnittstemperatur war in der Restwasserstrecke um 1°C höher als vor der Ausleitung und die Differenz der zum gleichen Zeitpunkt gemessenen Temperaturwerte betrug bis zu 3,5°C. In der Restwasserstrecke betrug die Temperaturamplitude der im Tagesverlauf erfassten Werte bis zu 6,3°C. Der letzte Standort lag an der Würm, die im Vergleich zu den anderen Standorten durch anthropogene Einflüsse wenig beeinflusst ist. Hier wurden jedoch sehr hohe Temperaturwerte des Wassers von bis zu 28,6°C direkt nach dem Auslauf aus dem Starnberger See gemessen.

Die Auswertung der Daten des „Gewässerkundlichen Dienstes“ zeigen für die letzten Jahre einen leicht ansteigenden Trend der Wassertemperaturen in Bayern. Aufgrund der kurzen Erfassungsdauer von

teils nur wenigen Jahren ist es jedoch schwer diesen Trend im Kontext des Klimawandels zu interpretieren.

Die Erhebungen der Vorstudie konnten an vielen Standorten, zum einen deutlich negative Auswirkungen von anthropogenen Einflüssen auf das Temperaturregime der untersuchten Gewässer feststellen. Zum anderen wurden Temperaturwerte erfasst, die deutlich außerhalb des Temperaturoptimums der dort vorkommenden Fische lag. Die Folgen dieser Entwicklung sowohl in Bezug auf den Klimawandel, als auch auf die wasserbaulichen Veränderungen unserer bayerischen Gewässer sind schwer abzuschätzen. Welche Auswirkungen Temperaturhöhung in Gewässern auf die Fischfauna hat, war und ist Gegenstand zahlreicher Forschungsvorhaben weltweit. Fische als wechselwarme Tiere reagieren besonders sensibel auf Veränderungen der Temperatur. Bei steigenden Temperaturen sind Fische zunehmend unter physischen Stress, der im schlimmsten Fall zum Tod führen kann. Die Belastung des Metabolismus macht die Fische zudem anfällig für Krankheitserreger. Fischarten die bei niedrigen Temperatur ablaichen müssen, wie beispielsweise Salmoniden, werden durch höhere Temperaturen und winterlichen Hochwässer gestört. Langfristig wird es zu einer weiteren Ausbreitung von wärmeadaptierten Neobiota kommen, die bei höheren Temperaturen konkurrenzstärker als die heimischen Arten sind. Die Fischregionen in Bayern werden sich verschieben. Bereits heute stimmen die Grenzen lokal, wie beispielsweise an der Alz, der Traun, der Iller oder der Amper, schon nicht mehr mit der aktuellen Einteilung überein. Möglicherweise wird eine Anpassung der Vorgaben der Wassersrahmenrichtlinie an die momentane Entwicklung notwendig werden. Für den langfristigen Erhalt der heimischen Fischpopulationen werden die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen und eine Einschränkung der Wasserkraft, nötig sein. Bei thermischen Veränderungen ist es zudem entscheidend, dass anfällige Fischarten Ausweichbewegungen vollziehen können, d.h. beispielsweise in kältere Seitenzuflüsse einwandern können. Daher kommt der Vernetzung der Fließgewässerlebensräume (§ 34 WHG) eine zentrale Bedeutung zu. Der Grad der Vernetzung ist in Bayern bis dato alles andere als ausreichend. Auch die Fischerei wird sich an das veränderte Artenspektrum anpassen müssen und ein verantwortungsvoller Umgang mit den Gewässern und standortgerechter Besatz wird wichtiger denn je.

2 Einleitung

Gewässersysteme sind die Lebensadern der Natur. Wollen wir unsere Natur und unsere Ökosysteme um ihrer selbst willen und um sie weiterer Nutzung durch den Menschen verfügbar zu haben, schützen, ist es unabdingbar, sich in großem Maße um sie zu kümmern. Um ein intaktes Gewässerökosystem zu gewährleisten, ist es notwendig, die vom Menschen hervorgerufenen Veränderungen jeglicher Art beurteilen zu können, um entsprechend zu reagieren. Eine der größten negativen Veränderungen der heutigen Zeit ist der weltweite Klimawandel und die globale Erwärmung als Folge der Industrialisierung. Es ist schlüssig, dass diese Veränderung eine bedeutende Auswirkung auf den Wasserkreislauf hat und haben wird. Flora und Fauna der Alpen- und Voralpengewässer werden nach Einschätzung der Forschung besonders sensibel auf den Temperaturanstieg reagieren.

Um die Folgen der Klimaerwärmung auf unsere heimische Fischfauna besser abschätzen zu können, hat der Landesfischereiverband Bayern e.V. (LFV) eine Vorstudie in Auftrag gegeben, die sich der Untersuchung der Temperaturerhöhung in ausgewählten bayerischen Flüssen widmet. In vier Flüssen wurden an mehreren Standorten Datenlogger eingebracht, die den Temperaturverlauf erfassen. Dabei werden auch direkte menschliche Einwirkungen berücksichtigt, die einen Einfluss auf den Temperaturhaushalt eines Gewässers haben können. Dazu zählen bspw. Wasserentnahme, Kühlwassereinleitungen, oder große, stark sonnenexponierte Stauhaltungen. Durch den Klimawandel werden die durch anthropogene Eingriffe in das Wasserregime hervorgerufenen, negativen Veränderungen der Wassertemperatur zusätzlich verstärkt.

Diese Vorstudie soll erste Erkenntnisse bieten, ob die jetzige Einteilung der Fließgewässer in die entsprechenden Fischregionen heute noch zutreffend ist, oder ob das Temperaturgefüge bereits so stark verändert wurde, dass diese Einteilungen lokal nicht mehr der aktuellen Situation entspricht. Neben der Datenerfassung im Feld wurden bei einer Literaturrecherche Informationen über die Folgen klimatischer Veränderungen auf das limnische Ökosystem aus bereits vorhandenen Quellen zusammengetragen.

Durch den globalen Temperaturanstieg ist es wahrscheinlich, dass sich die natürlichen Verbreitungsgebiete der heimischen Fischarten verändern werden oder bereits verändert haben. Die vormals im Unterlauf gelegenen Fischregionen werden sich infolge des Temperaturanstiegs voraussichtlich flussaufwärts verschieben und dort, wo dies nicht möglich ist, schrumpfen oder gänzlich verschwinden. Diese Veränderungen werden eine Adaption der Bewirtschaftungs- und Managementpläne der Gewässer nötig machen.

3 Methoden

3.1 Datenaufnahme im Feld

3.1.1 Datenlogger

Für die Aufnahme der Daten im Feld wurden Datenlogger der Firma HOBO verwendet. Die HOBO Pendant Temp/Light, 2-Kanal-Logger können bis zu einer Tiefe von 30 m in Oberflächengewässern eingesetzt werden. Sie sind ausgestattet mit einem Temperatursensor und einem Lichtsensor. Die Datenlogger können über den gesamten Versuchszeitraum im Wasser verbleiben und werden über eine Infrarotschnittstelle mit einem mobilen Auslesegerät, dem HOBO Waterproof Shuttle, ausgelesen. Dieses System ermöglicht eine regelmäßige Überprüfung der Datenlogger mit gleichzeitiger kontinuierlicher Datenerfassung ohne Unterbrechungen. Das HOBO Waterproof Shuttle kann die Daten über USB auf einen PC transferieren, wo sie mit der HOBOware™-Software weiterverarbeitet werden können.

3.1.1.1 Temperaturmessungen

Der Arbeitsbereich der Datenlogger liegt zwischen -20°C und $+50^{\circ}\text{C}$ in Wasser mit einer Genauigkeit von $\pm 0,53^{\circ}\text{C}$ bei $+50^{\circ}\text{C}$.

Die Temperaturmessungen erfolgten an ausgewählten unter 2.1.2 näher beschriebenen Standorten. Die Datenlogger wurden aufgrund ihres geringen Eigengewichts und dem damit verbundenen Auftrieb beschwert und mit einem Schild versehen, dass sie als Eigentum des Landesfischereiverbandes ausweist. Die Logger wurden an geeigneten Stellen im Wasser in einer Tiefe von bis zu einem Meter versenkt (Abb. 1 u. 2). Die Befestigung am Ufer erfolgte mit einer Maurerschnur, die meist an einem im Boden versenktem Stahlhacken oder einem Baum an der Böschung befestigt wurde. Nur an einem Standort wurde die Stahlstange auf Grund der Gegebenheiten, direkt im Sediment am Grund des Flusses ohne Verbindung zum Ufer verankert.

3.1.1.2 Messungen der Lichteinstrahlung

Die Lichtmessung erfolgt in Lux mit einem Messbereich von 0 bis 320.00 Lux und erlaubt eine relative Lichtintensitätsmessung.

Um neben den Temperaturen im Gewässer auch die Lichteinstrahlungen zu berücksichtigen, die einen fundamentalen Einfluss auf die Temperaturentwicklung in Gewässern hat wurde an jedem der drei ursprünglichen Fließgewässer außerhalb des Flusses ein Datenlogger angebracht. Diese Datenlogger wurden an Ästen so befestigt, dass der Lichtsensor senkrecht nach oben ausgerichtet ist. Es muss berücksichtigt werden, dass nicht vermieden werden konnte dass die Beschattung durch Laubwerk die Ergebnisse beeinflusst. Jedoch dient die Auswertung der Lichtmessung auch nur dazu, um einen grundsätzlichen Anhaltspunkt über die Sonnentage zu erhalten. An der Traun wurde kein Lichtsensor

eingbracht. Da die Daten der Lichtlogger jedoch nicht der erwarteten Qualität entsprachen, wurden die Ergebnisse nicht in den vorliegenden Bericht aufgenommen. Die Daten der Lufttemperatur des Lichtloggers L1 werden im Folgenden verwendet in der Darstellung verwendet.



Abbildung 1 Hobo-Logger mit Schild und Ringmuttern zum Beschweren



Abbildung 2 Datenlogger unter Wasser an einer in die Gewässersohle getriebenen Stahlstange befestigt

3.1.2 Auswahl der Standorte

Die Auswahl der Standorte sollte ein möglichst differenziertes Bild der Gewässer ergeben und dabei auch menschliche Eingriffe berücksichtigen, die einen Einfluss auf den Temperaturhaushalt eines Gewässers haben können. Hier zu nennen sind besonders Stauhaltungen und andere Veränderungen des Abflussregimes. Alle untersuchten Flüsse gehörten zu Fließgewässern der 1. Ordnung.

Im Anhang befindet sich eine Fotodokumentation der einzelnen Messstellen sowie deren Besonderheiten.

3.1.2.1 Ammer/Amper-Ammersee

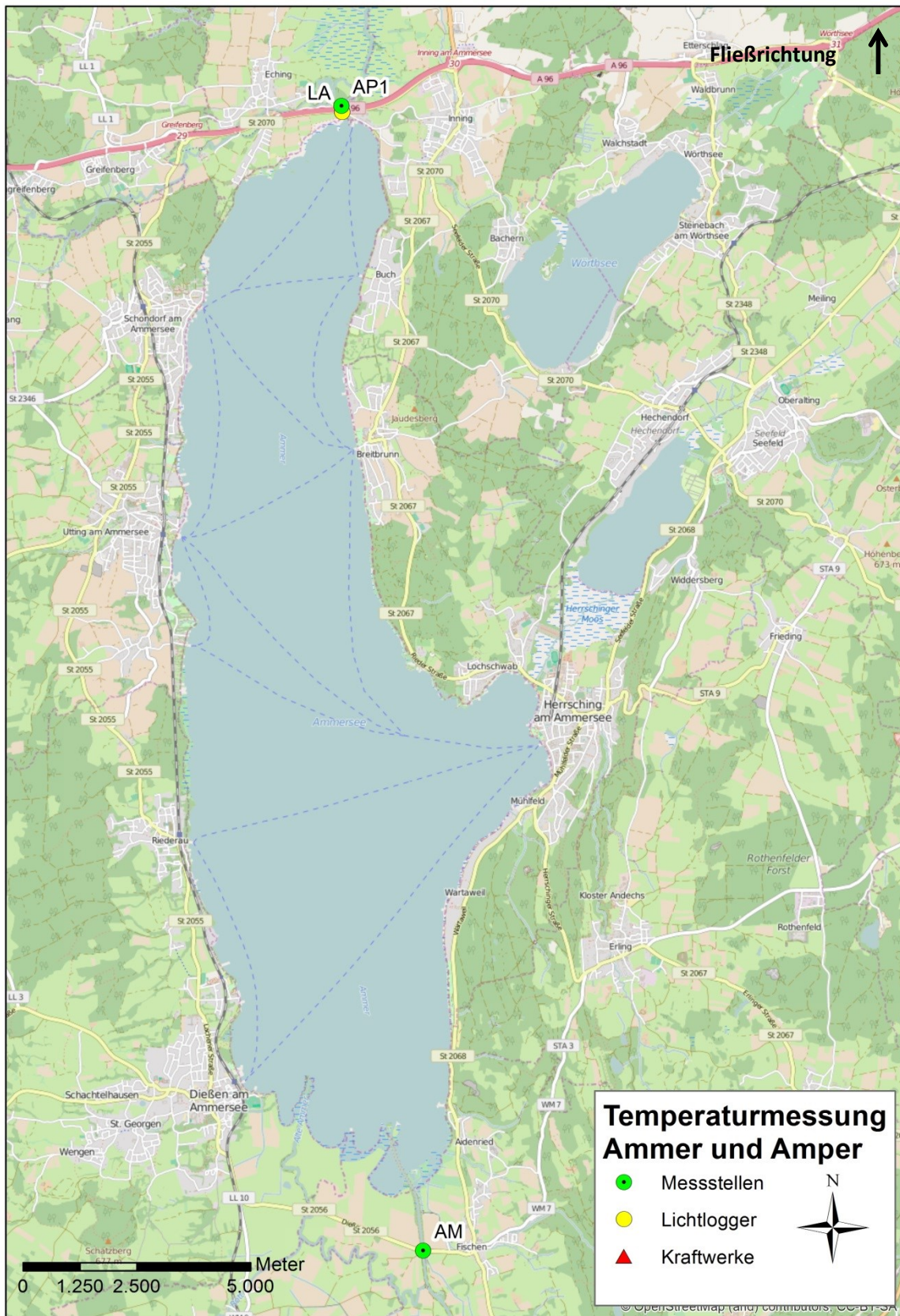


Abbildung 3 Messstellen am Standort Ammer/Amper-Ammersee; AM und AP1: Messstellen; LA: Lichtlogger Amper

Zu den untersuchten Flüssen gehört das Flusssystem von Ammer und Amper¹. Neben zwei Hauptstandorten an der Amper (AP2-AP11) wurde auch ein Logger in der Ammer AM eingebracht, kurz bevor diese in den Ammersee mündet. Zusammen mit einer Messstelle in der Amper AP1 kurz nach dem Auslauf des Ammersees wird somit die Veränderung der Temperatur durch den Ammersee dokumentiert.

Die Ammer gehört zu den kleinen Flüssen der Jungmoränen des Alpenvorlands. Die Fließgeschwindigkeit an der Messstelle ist teils bedingt durch die Wasserbaulichen Maßnahmen sehr hoch und überwiegend schnell und teils reißend. Das Ufer im Bereich der Messstelle ist größtenteils durch Blocksteinschüttung befestigt und der Lauf ist deutlich begradigt. Außer überhängender Vegetation gibt es kaum Sonderstrukturen und der Abschnitt ist deutlich verbaut. Die Gewässersohle ist mit Grobsediment und einzelnen Blocksteinen bedeckt.

Wenn der Fluss den Ammersee als Amper verlässt, wird er als seeausflussgeprägtes Fließgewässer kategorisiert. Die Fließgeschwindigkeit ist stark reduziert und das Sediment ist in der Mitte des Flussbetts sehr sandig. Die Gewässerstruktur ist ebenso wie die unmittelbare Aue beeinträchtigt.

¹ Ammer und Amper bilden ein zusammenhängendes Flusssystem im bayerischen Alpenvorland. Der Name Ammer bezeichnet davon den Oberlauf bis zum Ammersee, Amper den Abschnitt vom Seeausfluss bis zur Mündung in die Isar bei Moosburg.

Amper-Olching

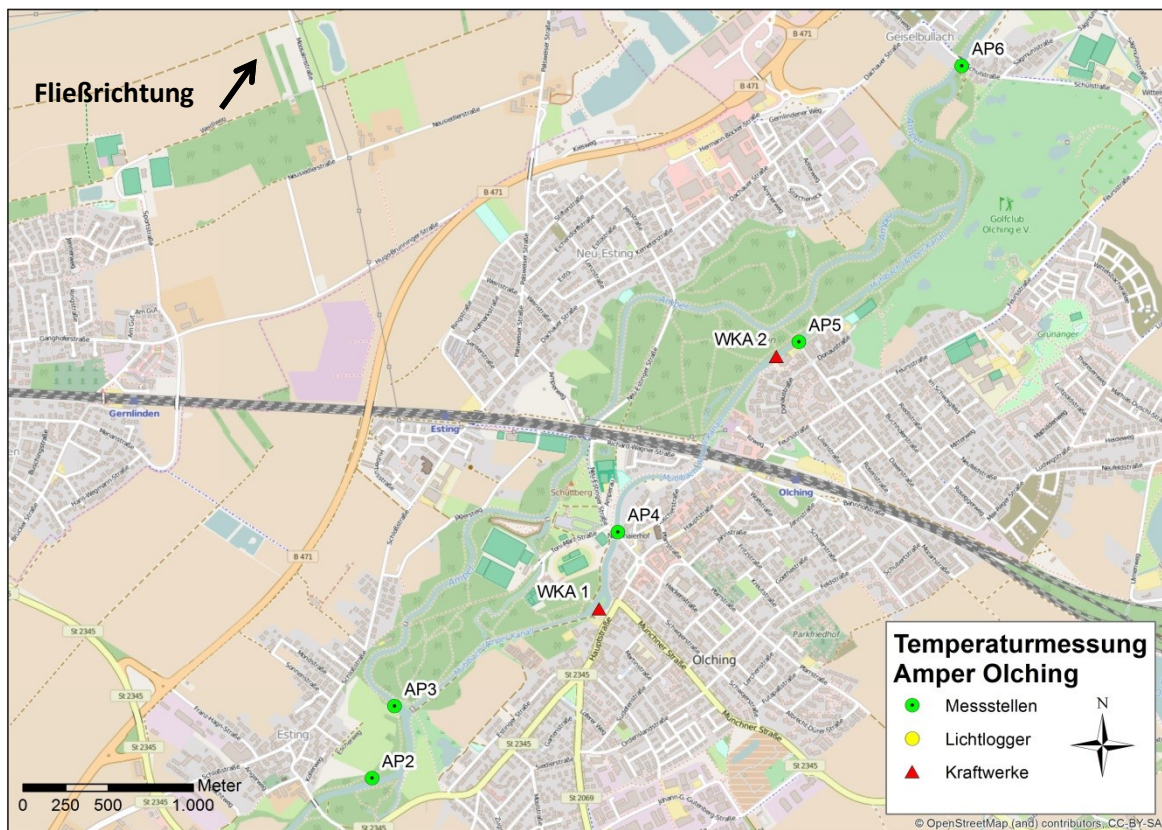


Abbildung 4 Messstellen am Standort Amper-Olching; AP2 bis AP6: Messstellen; WKA1 und WKA2: Wasserkraftwerke Olching

Der erste Standort an der Amper ist in Olching (Abb. 4). Die Amper gehört im Bereich Olching zu den kleinen Flüssen des Alpenvorlands. Die erste Messstelle AP2 befindet sich an der Amper bevor der Mühlbach ausgeleitet wird. Das Ufer ist hier durch Blocksteine befestigt, wobei am orographisch linken Ufer die Uferverbauung stark verfallen ist. Das Ufer ist linksseitig von lockerem Gebüsch und Gehölz gesäumt. Jenseits des Gewässersaums ist die Aue jedoch bebaut oder intensiv landwirtschaftlich genutzt. Rechtsseitig wird bereits die Böschung teils intensiv genutzt, stellenweise ist die Aue jedoch auch bewaldet.

Der größte Teil des Wassers wird an dieser Stelle in den Mühlbach geleitet. Das Restwasser der Amper stürzt über ein Wehr in das ursprüngliche Flussbett. Zu Beginn dieser Restwasserstrecke ist ein weiterer Logger AP3 angebracht. Das Ufer ist durch Blocksteinschüttung beidseitig befestigt nur durch lückigen Bewuchs bedeckt. Auf der mit Grobsediment bedeckten Gewässersohle finden sich ebenfalls teils Blocksteine. Der ufernahe Bereich ist an beiden Ufern mit heimischen Gebüsch und Bäumen bewachsen. Linksseitig beginnt nach einigen Metern der landwirtschaftlich genutzte Bereich, am rechten Ufer ist die Aue mit geschlossenem Gehölz bewachsen. Der Mühlbach fließt durch Olching und wird von zwei Laufwasserkraftwerken genutzt. Das erste Kraftwerk ist die „Kraftwerkzentrale

Olching I“ (WKA1). Das zweite Kraftwerk „Amper-Kraftwerk-Olching“ (WKA2) liegt etwas weiter flussabwärts ebenfalls im Mühlbach. Hinter beiden Kraftwerken wurde je eine Messstelle (AP4 + AP5) etabliert. Beide Messstellen liegen mitten in der Stadt. Die Messstelle AP4 nach dem ersten Kraftwerk liegt an einem Abschnitt mit mäßig schnell fließendem Wasser und trapezförmiger Böschung, die mit lockerem Gebüsch und Gras bewachsen ist. Die Nutzung geschieht im Auenbereich linksseitig durch parkähnliche Anlagen und rechtsseitig durch Bebauung mit vielen Grünflächen. Der Datenlogger AP5 nach dem zweiten Kraftwerk ist in einem Gewässerabschnitt eingebracht, in dem der Gewässerverlauf stark vertieft ist. Das Ufer ist durch Blocksteinschüttung befestigt. Das Wasser fließt einheitlich mäßig und es gibt keine Sonderstrukturen. Nach dem Zusammenfluss von Amper und Mühlbach befindet sich die letzte Messstelle AP6, die die gesamte Temperaturveränderung durch die Ausleitung erfasst. Am Ufer findet sich eine lockere und verfallene Blocksteinschüttung und das Gewässer ist strukturarm. Das Grobsediment, das vor allem aus Steinen und Grobkies besteht, ist deutlich kolmatiert. Der linksseitige Auenbereich besteht aus einem Nutzungskomplex mit Parkanlage und lockerer Bebauung. Rechtsseitig ist ein kleiner Teil von heimischem Gehölz bedeckt und der Rest bebaut.

Amper-Zolling

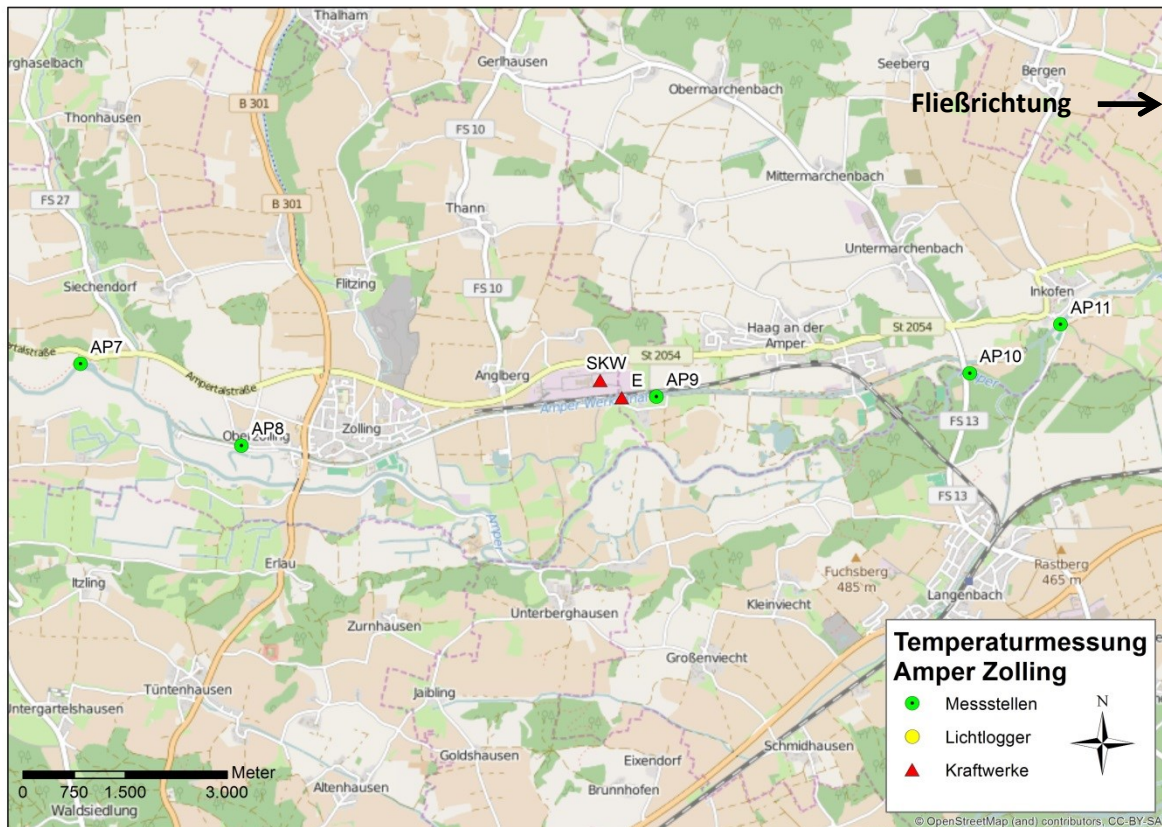


Abbildung 5 Messstellen am Standort Amper-Zolling; AP7 bis AP11: Messstellen; SKW: Steinkohlekraftwerk; E: Einleitung Kühlwasser des Steinkohlekraftwerks

In Zolling (Abb. 5) gehört die Amper ebenso wie in Olching zu den kleinen Flüssen des Alpenvorlands. Der erste Datenlogger (AP7) wurde hier ebenfalls in die Amper vor der Ausleitung des Werkkanals eingebracht. Die Messstelle liegt somit in den Amperauen bei Zolling. Die Amper zeigt hier eine mäßige Strömungsvielfalt und eine gewisse Breitenvariabilität. Die Böschung weist deutliche Spuren von Erosion auf und bietet Unterstände. Von allen untersuchten Ampermessstellen zeigt diese die größte strukturelle Vielfalt.

Im Werkkanal wurde zu Beginn (AP8) und nach Einleitung des Kraftwerks Zolling (AP9) gemessen. Das Kraftwerk Zolling ist ein Steinkohlekraftwerk mit einer Leistung von 472 Megawatt. Der Betreiber GDF-Suez Energie Deutschland hat die Erlaubnis, das Wasser der Amper um bis zu 3°C zu erwärmen. Der Kühlturm wird nur in Betrieb genommen, wenn die Möglichkeit besteht, dass dieser Wert überschritten werden könnte. Der Kanal ist ein künstlich geschaffenes Gewässer, das das Wasser aus der Amper ausleitet und zum Wasserkraftwerk in Haag führt. Der direkte Einfluss des Laufwasserkraftwerks wurde in der Vorstudie nicht näher beleuchtet. Die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit im Kanal ist in diesem Fall, im Vergleich zur Warmwassereinleitung ein sehr

kleiner Faktor. Die Böschung ist beidseitig durch eine Stein- oder Blocksteinschüttung befestigt und teils von Wiese bedeckt ist. Das Strömungsbild ist einförmig und es besteht keinerlei Breiten- oder Tiefenvariabilität. Sonderstrukturen wie Totholz, oder auch Unterstände fehlen gänzlich. Der Lauf ist gerade. Die Messstelle AP10 liegt in der Restwasserstrecke der Amper. Der Untergrund ist lehmhaltig und die verfallene Uferverbauung aus vereinzelt Blocksteinen befindet sich auf der Gewässersohle aus Feinsediment. Es finden sich vereinzelt Sonderstrukturen wie Sturzbäume und das Gewässer zeigt eine gewisse Tiefenvariabilität. Die Aue ist beidseitig teils von Wald bedeckt und wird zum Teil intensiv bewirtschaftet. Der Bewuchs des ufernahen Bereichs ist abschnittsweise von Nitrophyten wie bspw. Brennnesseln dominiert. Die letzte Messstelle AP11 an der Amper liegt nach dem Zusammenfluss von Kanal und Amper. Die trapezförmige Böschung ist meist von heimischem Gebüsch bedeckt und vereinzelt auch von Wiese. Linksseitig ist der Bereich der Aue verbaut, während rechtsseitig ein Nutzungskomplex mit Bebauung und intensiv genutzten Flächen besteht. Der direkte Gewässersaum und Uferstreifen ist von Nitrophyten überwuchert.

3.1.2.2 Main

Main-Maineck

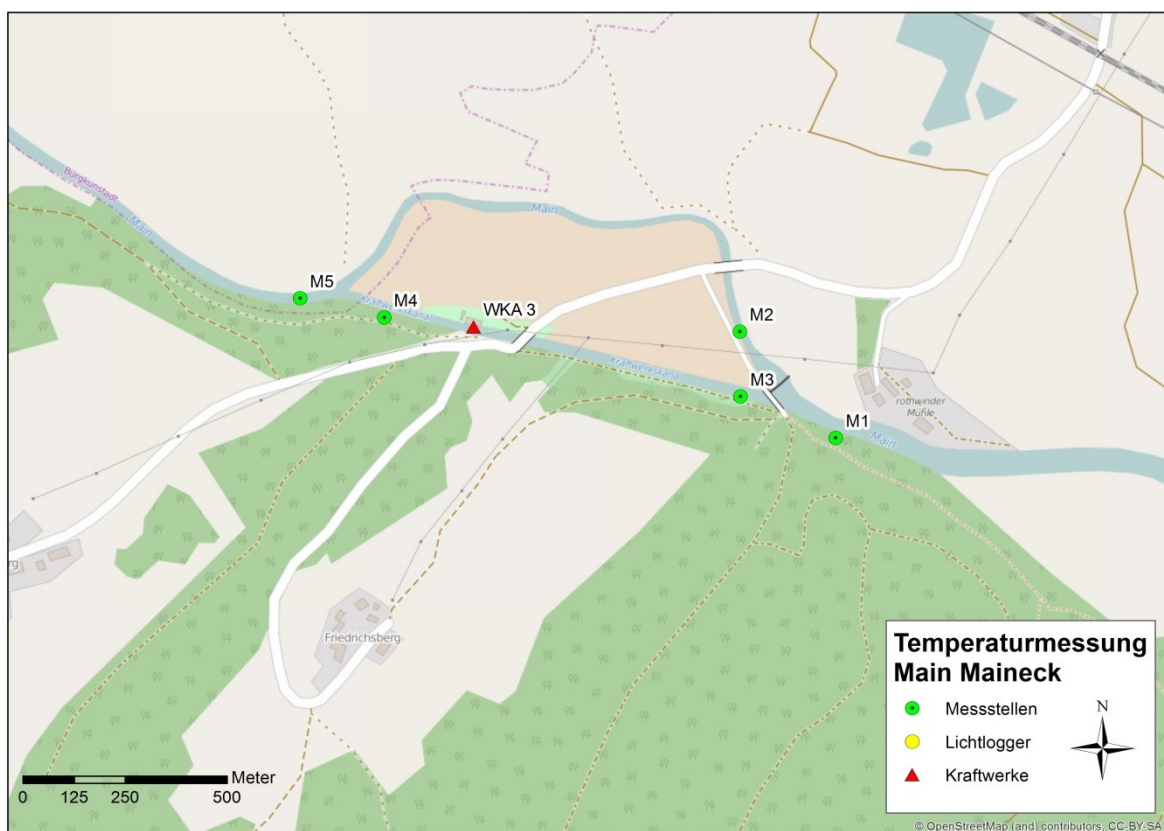


Abbildung 6 Messstellen am Standort Main-Maineck; M1 bis M5: Messstellen; WKA3: Wasserkraftwerk Mainneck

Der Main in Maineck (Abb. 6), kurz nach Zusammenfluss von Rotem und Weißem Main, gehört zu den karbonatisch, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüssen. An diesem Standort ist der Main größtenteils ein langsam fließendes Gewässer. Vor dem Wehr ist die Fließgeschwindigkeit so stark reduziert, dass die Wasseroberfläche mit Wasserlinsen bedeckt ist. Im Laufe des Jahres sammelte sich zudem angeschwemmter Müll und Unrat am Wehr. Die Uferbefestigung ist verfallen, die Blocksteine bedecken teils die Gewässersohle. Die Fließgeschwindigkeit ist träge und das Gewässer zeigt keine Tiefen- oder Breitenvariabilität. Hier befindet sich die erste Messstelle M1. Die zweite Messstelle M2 liegt am Beginn der Restwasserstrecke. Die Fließgeschwindigkeit ist ebenfalls nur langsam bis träge fließend und das Ufer ist teilweise verbaut. Dennoch zeigt sich eine mäßige Tiefenvariabilität und Anlandungen. Neben einigen Sonderstrukturen wie überhängender Vegetation führt auch ein Fischeaufstieg an dem Wehr vorbei. Messstandorte waren vor dem Ausleitungswehr M1, im Kanal M3 und in der Restwasserstrecke M2. Im Kanal befindet sich ein nicht durchgängiges Laufwasserkraftwerk WKA3. Hinter dem Kraftwerk und nach dem Zusammenfluss von Main und Kanal befindet sich je eine weitere Messstelle (M4 + M5). Das Ufer ist hier ebenfalls durch Verbau mit Blocksteinschüttungen befestigt, der stellenweise deutlich verfallen ist.

Main-Dettelbach

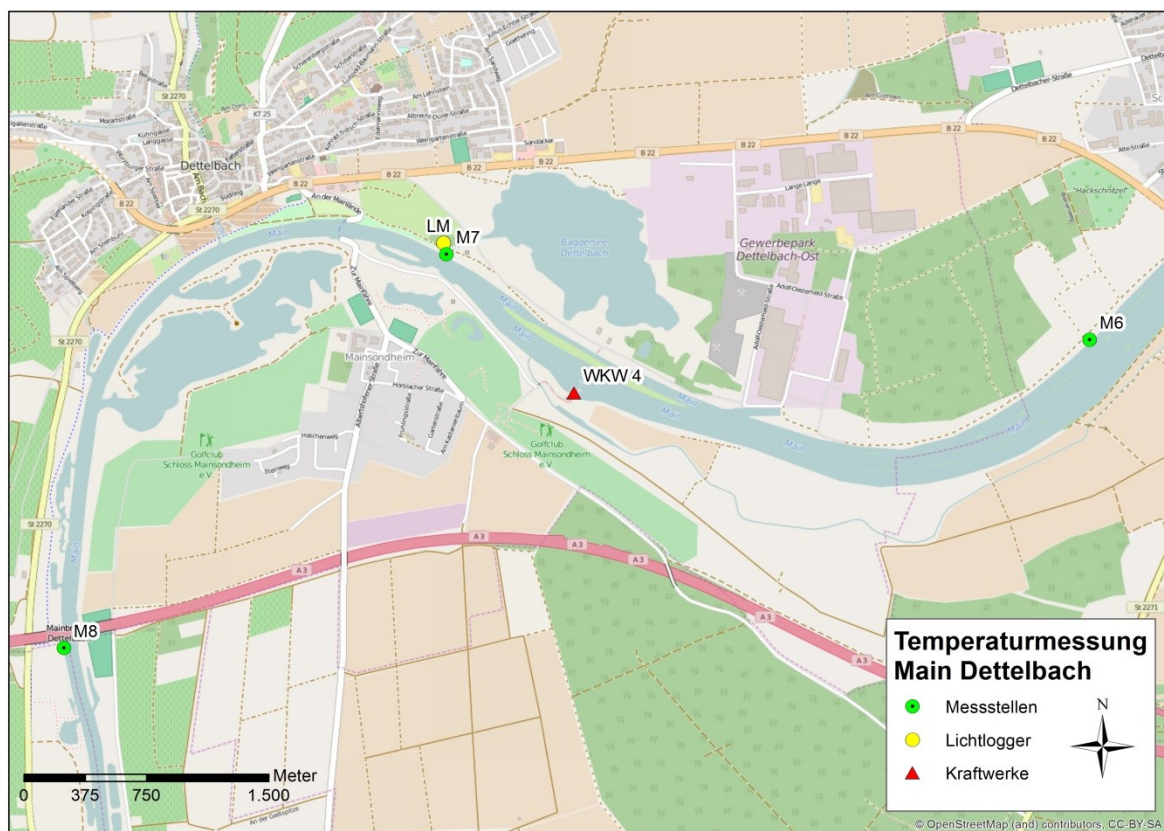


Abbildung 7 Messstellen am Standort Main-Dettelbach; M6 bis M8: Messstellen; WKA4: Wasserkraftwerk Dettelbach; LM: Lichtlogger Main

In Dettelbach (Abb. 7) wird der Main zu den großen Flüssen des Mittelgebirges gezählt. Die erste Messstelle M6 befindet sich vor dem Kraftwerk Dettelbach und der dazugehörigen Staustufe, die zweite M7 direkt dahinter. Bei der Wasserkraftanlage WKA4 handelt es sich um ein Laufkraftwerk mit einer Leistung von über 999kW. Die dritte und letzte Messstelle M8 befindet sich hinter einem breiten Altarm und einer technischen Kläranlage. An allen drei Messstellen ist die Fließgeschwindigkeit als träge bis nicht erkennbar fließend zu beschreiben. Die Ufer und die Gewässersohle sind besonders am zweiten und dritten Standort stark durch Blocksteinschüttungen verbaut. An der ersten Messstelle M5 befindet sich im Bereich des Gewässersaums ein Intensivgrünland mit buschigem Bewuchs und im Auenbereich landwirtschaftliche Ackerflächen. Die zweite Messstelle M7 liegt hinter der Staustufe und hinter einem Abschnitt, an dem die rechtsseitige Aue durch Industriefläche genutzt wird. Direkt an der Messstelle M7 wird der Auenbereich teils landwirtschaftlich genutzt und ein großer Teil wird durch einen abgeschnittenen Altarm des Mains eingenommen. Der Auenbereich an der letzten Messstelle M8 wird jenseits des Gewässersaums größtenteils landwirtschaftlich genutzt.

3.1.2.3 Würm

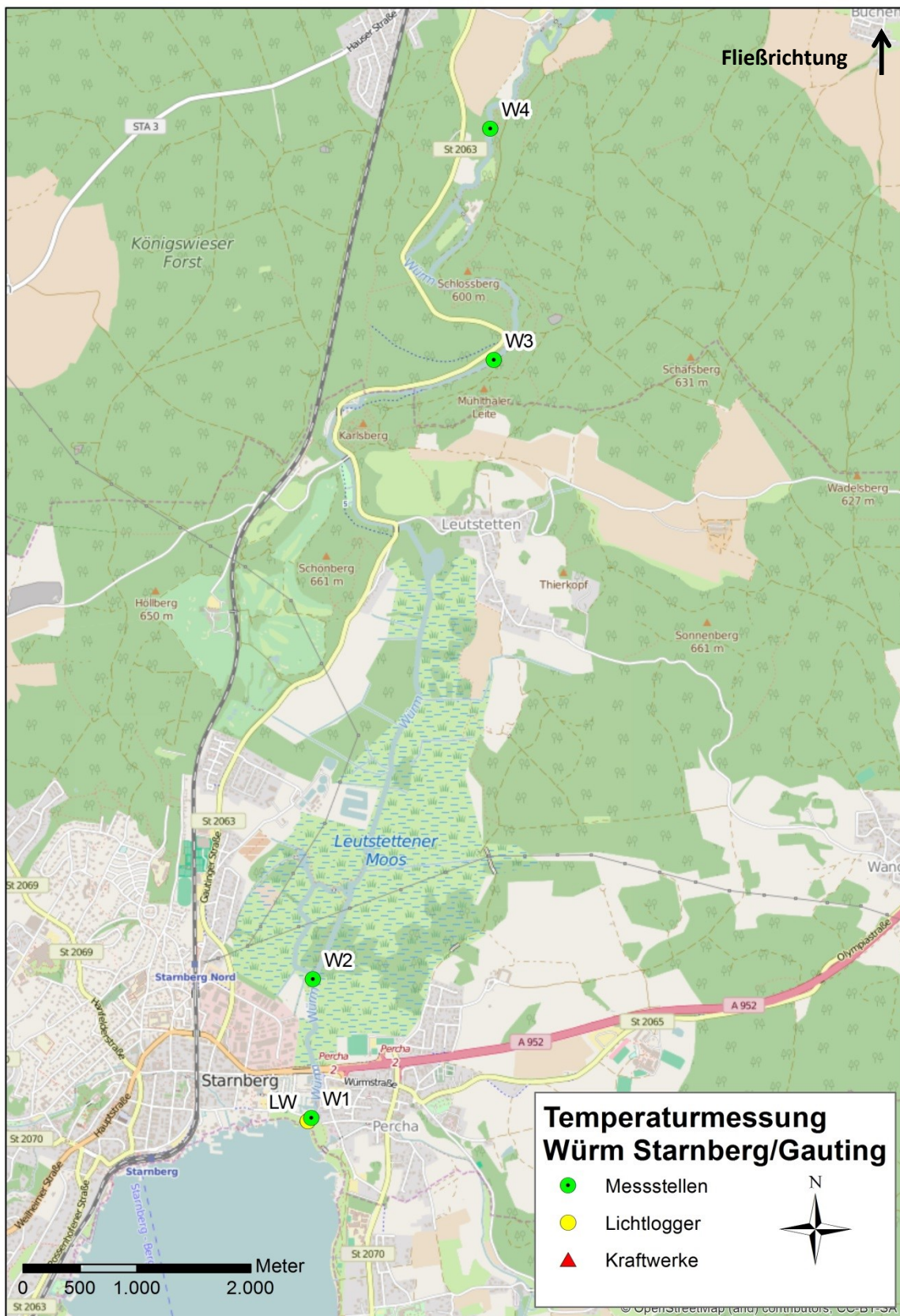


Abbildung 8 Messstellen am Standort Würm; W1 bis W4: Messstellen; LW: Lichtlogger Würm

Die Würm (Abb. 8) wird ebenso wie die Amper zu den kleinen Flüssen des Alpenvorlands gezählt. Die erste Messstelle W1 in der Würm befindet sich direkt am Auslauf des Starnberger Sees, früher auch Würmsee genannt, um den Einfluss des Sees auf die Temperatur mit zu erfassen. Das Wasser fließt langsam und der Untergrund ist teils kiesig, teils sandig. Das Ufer ist durch Blocksteine verbaut. Flussabwärts der Messstelle W1 befindet sich eine Bootswerft. Eine weitere Messstelle W2 liegt ca. 1km weiter flussabwärts, kurz bevor die alte Würm das Hauptgewässer verlässt. Die Fließgeschwindigkeit ist größtenteils mäßig und das Gewässer zeigt eine gewisse Breitenvariabilität und Sonderstrukturen wie Unterstände und überhängende Vegetation.

Die dritte Messstelle W3 liegt nach dem Zufluss der alten Würm und hinter der Großkläranlage Starnberg zwischen Leutstetten und Gauting. Das Sediment besteht primär aus mäßig kolmatiertem Kies und Steinen. Es finden sich zahlreiche Sonderstrukturen, wie Unterstände, Wurzelgeflecht, Sturzbäume und Totholz, was zu einer großen Strömungsvielfalt beiträgt. Die Breitenvariabilität ist, bedingt durch den fehlenden Uferverbau und den stark gewundenen Gewässerverlauf, deutlich ausgeprägt. Der Auenbereich ist größtenteils von heimischen Gehölzen bewachsen. Die letzte Messstelle W4 befindet sich kurz vor Gauting in einem bewaldeten Gebiet. Zwischen der dritten und vierten Messstelle befindet sich ein Ausleitungskraftwerk. In der Vorstudie wird davon ausgegangen, dass dieses Wasserkraftwerk keinen Einfluss auf das Temperaturregime hat. Der letzte Gewässerabschnitt ist strukturelle ebenfalls sehr vielseitig. Er weist zahlreiche Sonderstrukturen, eine sehr ausgeprägte Tiefen- und Breitenvariabilität auf und bietet Fischen strukturell einen sehr vielfältigen Lebensraum. Verglichen mit allen anderen Messstellen sind Gewässerstruktur und Aue an dieser Stelle dem natürlichen Zustand am nächsten.

3.1.2.4 Traun



Abbildung 9 Messstellen am Standort Traun; T1 bis T3: Messstellen; WKA 5 und WKA 6: Wasserkraftwerke

Die Traun (Abb. 9) gehört zu den kleinen Flüssen der Alpen. Die erste Messstelle T1 befindet sich knapp oberhalb des Wehres nahe Siegsdorf. Über dieses Wehr wird der größte Teil des Wassers entnommen und in einen Kanal, den sog. Mühlbach geleitet. Das Gewässer ist an dieser ersten Messstelle T1 stark begradigt und zeigt trotz fehlendem sichtbaren Uferverbau keine Breiten- oder Tiefenvariabilität. Der Rückstau des Wehres führt zu einer stark herabgesetzten Fließgeschwindigkeit und zu Algenbewuchs der Gewässersohle im ufernahen Bereich. In der Restwasserstrecke befindet sich ein weiterer Datenlogger T2. Das Ufer ist hier durch Blocksteine befestigt, das Gewässer zeigt jedoch einen gewundenen Verlauf. Neben zahlreichen Anlandungen zeigt der Fluss eine eher mäßige Tiefenvariabilität. Durch die geringe Restwassermenge ist der Fluss jedoch vielfach sehr flach und durch die starke Sonneneinstrahlung bilden sich eine dicke Schicht aus Aufwuchsalgen, die den kiesigen Untergrund teils komplett bedecken. Die letzte Messstelle T3 befindet sich nach dem Zusammenfluss von Traun und Mühlkanal. Linksseitig ist das Ufer hier stark durch eine teils offene, teils geschlossene Uferverbauung befestigt. Das Grobsediment ist ufernah teils von Blocksteinen bedeckt und die Fließgeschwindigkeit ist mäßig bis schnell. Durch die Befestigung zeigt der Abschnitt eine gleichbleibende Breite und Tiefe.

3.2 Digitale Temperaturdaten des Landesamt für Umwelt

Das Landesamt für Umwelt Bayern stellt über das Portal „Gewässerkundlicher Dienst Bayern“ (<http://www.gkd.bayern.de/>) die Daten der Pegel in Bayern zu Verfügung. An 104 dieser Pegel wird auch die Wassertemperatur erfasst. In der vorliegenden Vorstudie wurden die Daten dieser Pegelmessstellen soweit vorhanden ausgewertet. Ziel war es zu ermitteln, ob sich für Bayern im Messzeitraum eine Erhöhung der Wassertemperatur feststellen lässt.

4 Auswertung der Daten der Logger

Der Messzeitraum war zwischen Anfang bis Mitte April und Ende Oktober 2015. Die Datenlogger in der Traun wurden erst Mitte Juni eingebracht. Die Auslesung der Logger erfolgte in insgesamt fünf Zyklen. Es wurden zum einen für jede Messstelle die Maximaltemperatur, die Minimaltemperatur und ein Durchschnittswert aller gemessenen Werte ermittelt. Zum anderen wurde untersucht, wie stark die Temperaturen im Tagesverlauf steigen und wieder sinken. Hierfür wurde für jeden Tag die Differenz zwischen maximaler und minimaler Temperatur ermittelt. Für diese Tagesamplituden wurde ebenfalls der Maximal-, Mittel- und Minimalwert errechnet. Da wie unter „**Datenvollständigkeit**“ dargelegt die Daten nicht komplett sind, wurden für jeden Standort einzeln nur die Zeiträume miteinbezogen, in denen für alle Messstellen dieses Standorts Temperaturwerte vorlagen. Daher können die verschiedenen Standorte hinsichtlich der Durchschnittstemperaturen und der geringsten Amplitude der Temperaturen im Verlauf des Tages nicht direkt miteinander verglichen werden. Die Maximaltemperatur und Minimaltemperatur sowie die größte Temperaturamplitude im Tagesgang betrifft dies nicht, da diese an allen Standorten Anfang Juli bzw. im April gemessen wurden und hierfür für alle Standorte außer der Traun Daten vorliegen.

Datenvollständigkeit

Nicht alle Daten der eingebrachten Temperaturlogger konnten für den gesamten Messzeitraum ausgewertet werden. Ein Datenlogger in der Traun (T2) lief voll Wasser und sammelte im Anschluss keine auswertbaren Daten mehr. Zwei weitere Datenlogger, die in der Ammer (AM) und in der Würm (W3) eingebracht worden waren, konnten am Ende des Untersuchungszeitraumes nicht ausgelesen werden, weshalb die Daten für die letzte Messperiode von Mitte August bis Ende September fehlen. An mehreren Stellen an der Amper (AP3, AP5 und AP9) wurden die Logger entfernt. Dies geschah wahrscheinlich durch vorbeikommende Passanten. Die meisten Messstellen waren durch die Vegetation oder die Tatsache, dass das jeweilige Gelände sehr unzugänglich oder abgelegen war, gut geschützt. Jedoch konnten auf Grund der Fragstellung nicht alle Messstellen in so abgeschotteten Bereichen angelegt werden. An diesen drei tendenziell stärker von Passanten frequentierten Messstellen, wurden die Logger entfernt. An einem weiteren Standort an der Amper (AP7) und an einem am Main (M4), wurden die Datenlogger von Passanten aus dem Wasser geholt, jedoch nicht mitgenommen. Durch die heiße und trockene Wetterlage in den Sommermonaten fielen einige Logger in der Amper trocken. In Abb. 10 aufgetragen sind die Pegel in Grafrath, welches sich zwischen dem Standort am Ammersee und dem Standort in Olching befindet, und in Inkhofen, welches kurz hinter Zolling liegt. In Grafrath ist der Wasserstand vom Zeitpunkt des Einbringens der Logger bis Mitte August um 60 cm gefallen in Inkhofen um 50 cm.

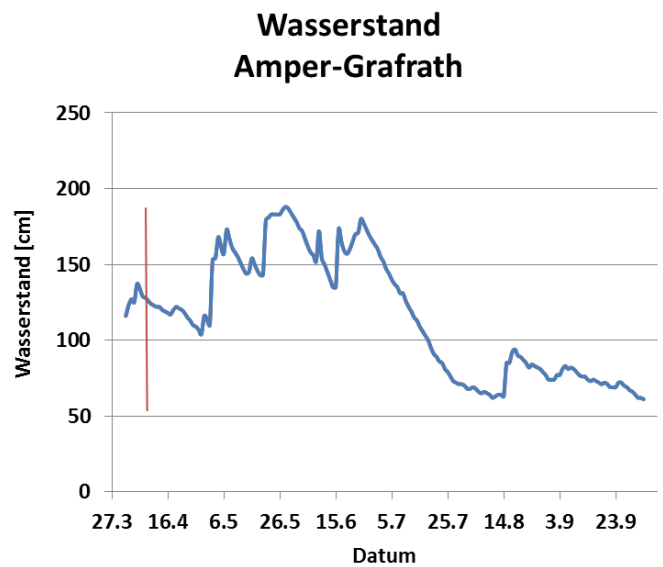
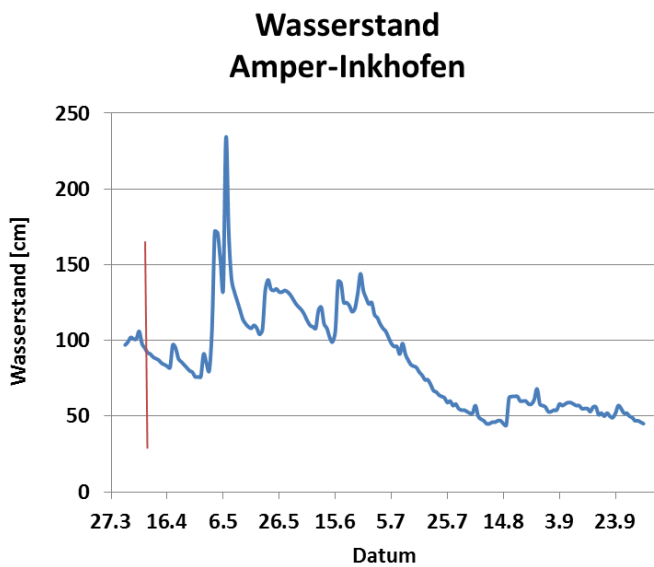


Abbildung 10 Wasserstand laut des "Gewässerkundlichen Dienstes" des LfU Bayern für Grafrath und Inkhofen; die rote Linie markiert den Zeitpunkt an dem die Logger eingebracht wurden

der Schnur ausreichend gewesen, jedoch sind die Logger, als sich das Wasser zurückzog, bei flacheren Ufern liegen geblieben und nicht mit in den tieferen Bereich nachgerutscht. Die Zeitpunkte, an denen sich die Logger nicht mehr unter der Wasseroberfläche befanden, sind wie in Abb.11 gut erkennbar deutlich abgegrenzt, da die Amplitude der Temperatur im Tagesgang an der Luft deutlich größer ist als im Wasser.

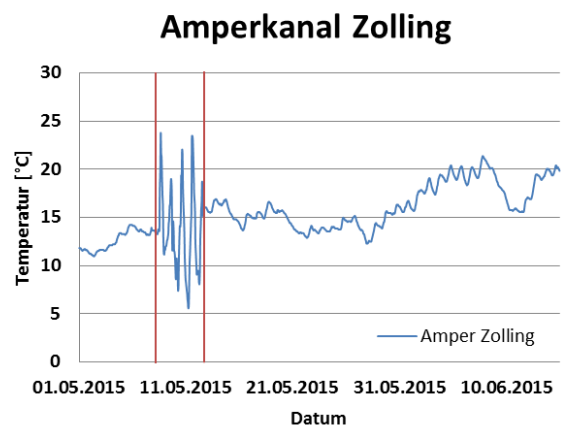


Abbildung 11 AP7; der rot markierte Bereich zeigt extreme Schwankungen der Temperatur im Tagesgang

4.1 Auswertung der Temperaturdaten und Tagesamplituden

4.1.1 Ammer und Auslauf aus dem Ammersee

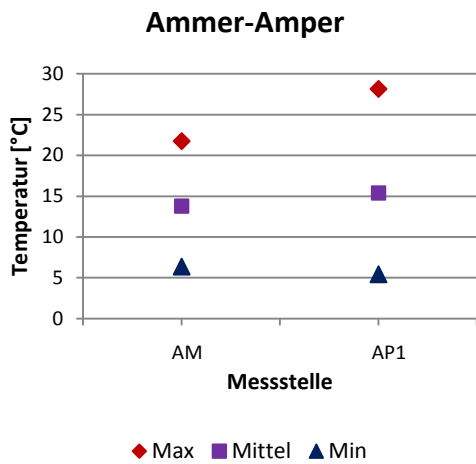


Abbildung 12 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen

Die Messstelle AM vor dem Zulauf und die Messstelle AP1 am Ablauf des Ammersees zeigen deutlich dessen Einfluss auf das Temperaturregime des Flusssystemes (Abb. 12). Die Maximaltemperatur der Ammer liegt mit 21,6°C deutlich unter der Maximaltemperatur der Amper von 27,9°C, wenn diese den Ammersee verlässt. Die Minimaltemperatur der Ammer ist mit 6,4°C etwas höher als die der Ampermessstelle AP1 mit 5,5°C. Dies hängt ebenfalls mit dem Ammersee zusammen,

der als großer Wasserkörper im Frühjahr länger braucht, um sich zu erwärmen und daher an der Messstelle AP1 noch geringere Temperaturen herrschen.

Die Differenzen zwischen der höchsten Temperatur im Tagesgang und der niedrigsten sind an beiden Messstellen sehr hoch (Abb. 13). Bei der Amper AP1 ist die Höhe der Amplitude dem Einfluss des Ammersees zuzuschreiben. Die oberste Schicht eines Stillgewässers, das Epilimnion, erwärmt sich im Tagesverlauf durch Insolation, also Erwärmung durch die Sonneneinstrahlung stark auf und kann diese Wärme durch die große Fläche in der Nacht wieder abstrahlen. Da es sich bei der Amper um den Ablauf des Oberflächenwassers handelt, sind diese Schwankungen direkt nach Verlassen des Ammersees

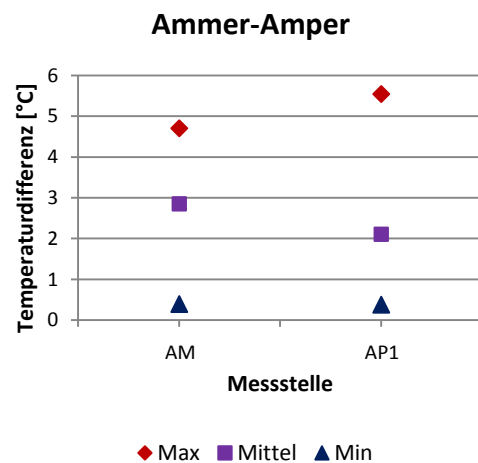


Abbildung 13 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude

besonders hoch. Die durchschnittlichen Amplituden sind bei AM jedoch mit 2,9°C etwas höher als bei AP1 mit 2,1°C. Dies ist möglicherweise auf die verschiedenen Zuflüsse aus den Alpen zurückzuführen. Die Ach, die den Staffelsee entwässert und in die Ammer mündet, spielt ebenso eine große Rolle beim Temperaturregime der Ammer. Durch den Einfluss des Ammersees kann die Temperatur von AP1 im Laufe des Tages deutlich stärker ansteigen. Die Temperaturschwankungen in der Ammer (AM) sind

hingegen auf den Einfluss von Zuflüssen zurückzuführen und damit nicht von der Sonneneinstrahlung direkt auf die Ammer abhängig. Insgesamt ist die Amplitude im Vergleich zu anderen Messstellen vergleichsweise hoch.

4.1.2 Amper-Olching

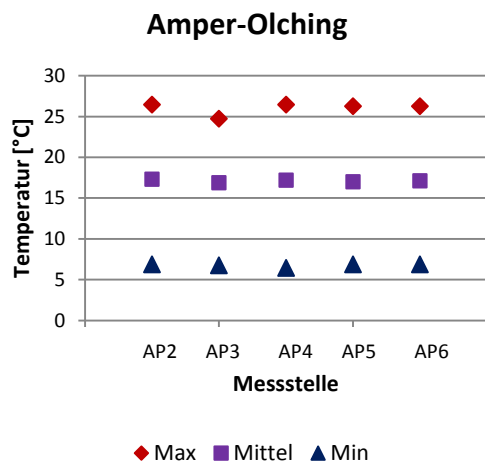


Abbildung 14 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen

stark reduziert, da nur ein Teil des Wassers in die Restwasserstrecke abgegeben wird. Wenn die Gewässersohle nicht hundertprozentig abgedichtet ist, kann das Grundwasser an dieser tiefer liegenden Stelle zuströmen. Die Temperaturmessungen hinter dem ersten Kraftwerk AP4 zeigen nur minimale Unterschiede zur AP2. Der größte Teil des Wassers der Amper fließt im Kanal und daher wird das Temperaturregime kaum verändert. Nach dem zweiten Kraftwerk an der Messstelle AP5 ist die gemessene Maximaltemperatur 24,8°C und auch der Mittelwert ist niedriger als an den Messstellen AP3 und AP4. Nach dem Kraftwerk ist die Strecke stark beschattet und der Wasserkörper strahlt mehr Wärme an die Atmosphäre ab, als das Wasser durch Sonneneinstrahlung aufnimmt. An der letzten Messstelle AP6 beträgt die erfasste Maximaltemperatur wieder 26,6°C und auch der Mittelwert aller erfassten Daten entspricht der Messung an der ersten Messstelle. Im weiteren Verlauf nimmt das Wasser in der Restwasserstrecke durch den niedrigen Wasserstand viel Wärme durch Sonneneinstrahlung und Wärmeaustausch mit der Luft auf, weswegen die Temperaturen im Gesamtwasserkörper der Amper nach erneutem Zusammenfluss wieder höher sind.

In Olching (Abb. 14) stieg die Temperatur an der ersten Messstelle AP2 auf bis zu 26,0°C und ist damit niedriger als am Auslauf des Ammersees. Verantwortlich sind Zuflüsse von kühlerem Oberflächenwasser sowie das Eindringen von Grundwasser. Auch länger beschattete Gewässerabschnitte können zu einem Absinken der Wassertemperaturen führen. Nachdem das Wasser hinter dem Wehr in die Umleitungsstrecke fließt (AP3), sinkt die Maximaltemperatur auf nunmehr nur noch 22,2°C. Die deutlich niedrigeren Temperaturwerte lassen auf einen starken Grundwassereinfluss schließen. Die Wassermenge ist unterhalb des Wehrs

Die Amplitude der Temperatur im Tagesgang zeigt ebenfalls die Rolle der Grundwassereinflüsse in Olching. Besonders an der Messstelle AP3 sorgt das Grundwasser für insgesamt geringere Schwankungen der Temperaturen im Tagesverlauf (Abb.15). Auffällig war hierbei, dass die Amplitude im April größer war als im Juni. Dies lässt sich durch die besonders im Juni sehr geringe Abflussmenge erklären. Bei einem geringen Abfluss macht das Grundwasser prozentual einen größeren Anteil aus und da das Grundwasser auch im Tagesverlauf keinen Schwankungen unterliegt, bleibt die Amplitude am Beginn der Restwasserstreck gering und betrug im Sommer im Durchschnitt nur 0,9°C. Der beschattete Standort AP5 zeigt neben den niedrigen Maximalwerten auch erwartungsgemäß eine geringere Amplitude von maximal 3,4 °C und 1,7°C im Durchschnitt.

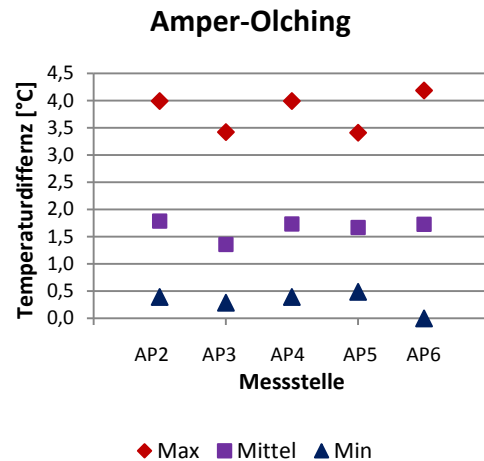


Abbildung 15 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude

4.1.3 Amper-Zolling

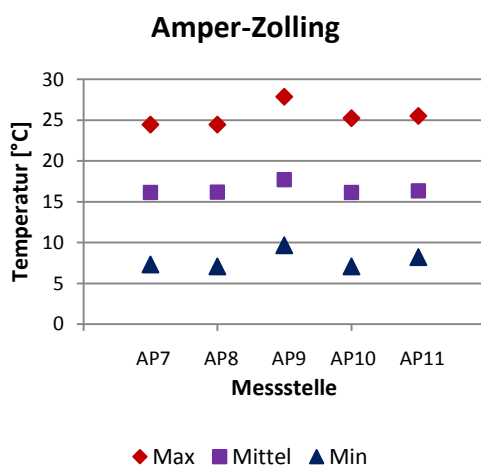


Abbildung 16 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen

Die erste Messstelle in der Amper in Zolling AP7 vor Abzweigung des Kanals hat ebenso wie der Kanal kurz nach der Abzweigung AP8 eine Maximaltemperatur von 24,4°C (Abb.16). Durch die Einleitung der Abwärme des Kraftwerks in Form von Kühlwasser, erwärmt sich das Wasser an der Messstelle AP9 auf eine Maximaltemperatur von 27,9°C. Auch die niedrigste gemessene Temperatur, die in der Amper 7,3°C und zu Beginn des Kanals sogar nur 5,6°C beträgt, steigt nach dem Kraftwerk auf 9,7°C. Die Durchschnittstemperatur spiegelt dies ebenso wider. Sie beträgt nach der Einleitung über 1,5°C mehr als an

den beiden ersten Standorten AP7 und AP8.

Die Messstelle AP10 in der Restwasserstrecke zeigt ebenfalls eine deutliche Beeinflussung durch die Ausleitung. Auf Grund der geringen Restwassermenge erwärmt sich das Wasser auf eine Maximaltemperatur von 25,2°C. Es gibt nachts jedoch auch wieder deutlich mehr Wärme an die Atmosphäre ab, weswegen die Durchschnittstemperatur unverändert bleibt. Die Messstelle nach dem

Zusammenfluss von Amperkanal und Amper AP11 hat ebenfalls eine gemessene Maximaltemperatur von 25,5 °C, wobei der Durchschnitt aller gemessenen Temperaturen nur um 0,2°C angesteigt.

Die erste Messstelle AP7 am Standort Zolling befindet sich in der Amper, bevor diese in Amper und Amperkanal geteilt wird (Abb. 17). Die Tagesschwankungen der Temperatur sind hier am geringsten und betragen im Durchschnitt nur 1,3°C. Der Wasserkörper ist relativ groß und unbeeinflusst. Die Amplitude der täglichen Schwankungen der Temperatur ist hier vergleichbar mit der Messtelle AP8. Die dritte Messstelle in Zolling AP9 liegt flussabwärts des Kraftwerks in Haag. Die Temperaturdifferenz im Tagesverlauf war hier gleichbleibend sehr hoch und die durchschnittliche Amplitude lag bei 2,9°C. Der Maximalwert der Amplitude

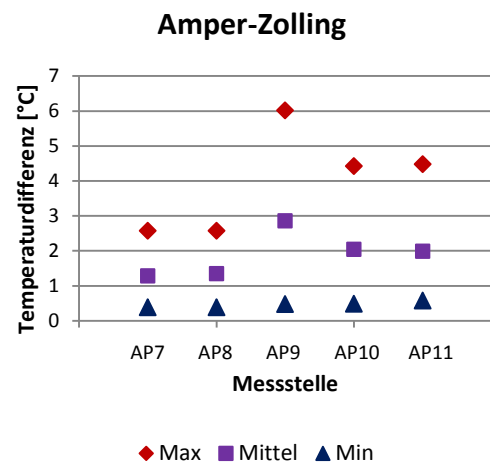


Abbildung 17 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude

ist von allen Messstellen mit 6,0°C der zweithöchste nach der Messstelle in der Restwasserstrecke der Traun T2. Da das Wasser des Amperkanals als Kühlwasser verwendet wird, steigt die Temperatur hier tagsüber stark an, während nachts keine Abwärme in Form von Kühlwasser vom Kraftwerk eingeleitet wird. In der Restwasserstrecke AP10 verhält sich der Temperaturverlauf ähnlich. Durch die geringe verbleibende Wassermenge und die langsame Fließgeschwindigkeit erwärmt sich das Wasser tagsüber deutlich und die Amplitude betrug ebenfalls durchschnittlich 2,0°C und maximal 4,4°C. Im Bereich der letzten Messstelle AP11 sind Amperkanal und Amper wieder vereint und sowohl Wassermenge, als auch Fließgeschwindigkeit sind wieder ähnlich wie vor dem Kanal. Die Temperaturschwankungen im Tagesverlauf sind bedingt durch die Einleitung des Kühlwassers und die Schwankungen in der Restwasserstrecke mit maximal 4,5°C und durchschnittlich 2,0°C noch deutlich höher als an den ersten beiden Standorten.

4.1.4 Main-Maineck

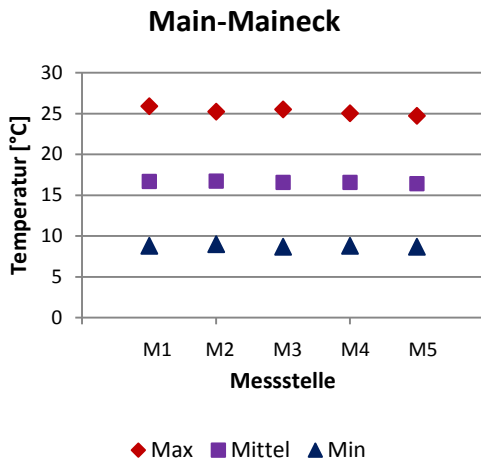


Abbildung 18 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen

Das Kraftwerk in Maineck ist ein kleines Laufkraftwerk mit nur geringem Einfluss auf das Temperaturregime. Der größte Teil des Wassers fließt durch den Kanal und die Turbinen. Der Main ist schon vor der Ausleitung ein sehr langsam fließendes Gewässer und die Maximaltemperatur ist mit 26,1°C an der ersten Messstelle M1 am höchsten (Abb. 18). Die zweite Messstelle M2 am Anfang der Restwasserstrecke hat die höchste Minimaltemperatur von 9,0°C und auch der Durchschnitt der Temperaturen ist mit 16,7°C am höchsten. Die Messstelle M3, die direkt hinter dem Wehr im Kanal liegt, zeigt mit 25,5°C die zweithöchste Maximaltemperatur. An den beiden Messstellen M4 und M5 wird es dann kontinuierlich kühler. Verantwortlich hierfür könnte die Beschattung durch Bäume sein, möglicherweise drückt es Grundwasser in das Flussbett, oder andere nicht erkennbare Zuflüsse spielen eine Rolle. Die letzte Messstelle M5 liegt nach dem Zusammenfluss von Kanal und Restwasserstrecke. Obwohl die Temperatur am Beginn der Restwasserstrecke erhöht ist, zeigt sich nach dem Zusammenfluss keine Erhöhung. Dies hängt wahrscheinlich mit dem Zufluss eines Baches, dem Rohrbach, in die Restwasserstrecke zusammen, der die Wassertemperatur wieder senkt.

Da die Fließgeschwindigkeit des Mains an der ersten Messstelle M1 vor der Ausleitung sehr langsam ist und das Flussbett sehr breit, sind die Temperaturschwankungen im Tagesgang mit einem Maximalwert von 3,7°C und einem Durchschnittswert von 1,4°C relativ hoch (Abb. 19).

An der zweiten Messstelle M2, die sich am Anfang der Restwasserstrecke befindet, wurde von allen

Messstellen in Maineck die größte Amplitude von durchschnittlich 1,7°C erfasst. Der Maximalwert betrug 4,4°C. Wasserstand und Abfluss sind sehr niedrig und die Fließgeschwindigkeit ist gering. Zu Beginn des Kanals wird der Querschnitt des Gewässers deutlich verkleinert, dadurch ändert sich das Verhältnis von Oberfläche zu Wasservolumen. Die Sonne trifft nur noch auf eine kleinere Fläche und kann den Wasserkörper nur in geringerem Maße erwärmen. Somit kommt es zu geringeren Schwankungen im Tagesgang und der Durchschnitt der täglichen Schwankungen beträgt nur noch

Das Kraftwerk in Maineck ist ein kleines Laufkraftwerk mit nur geringem Einfluss auf das Temperaturregime. Der größte Teil des Wassers fließt durch den Kanal und die Turbinen. Der Main ist schon vor der Ausleitung ein sehr langsam fließendes Gewässer und die Maximaltemperatur ist mit 26,1°C an der ersten Messstelle M1 am höchsten (Abb. 18). Die zweite Messstelle M2 am Anfang der Restwasserstrecke hat die höchste Minimaltemperatur von 9,0°C und auch der

Durchschnitt der Temperaturen ist mit 16,7°C am höchsten. Die Messstelle M3, die direkt hinter dem

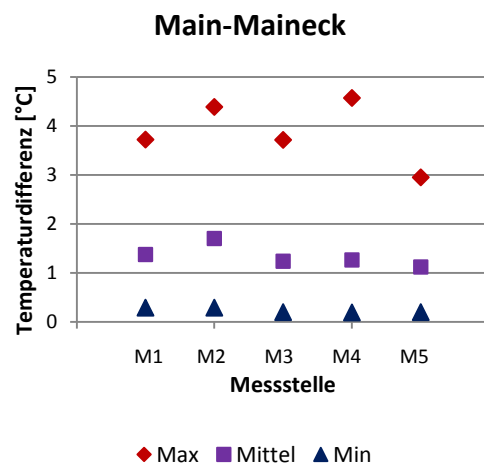


Abbildung 19 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude

1,2°C. Die vierte Messstelle M4 zeigt zwar mit 4,6°C den höchsten Maximalwert an dieser Messstelle, jedoch ist der Durchschnittswert mit 1,3°C nur geringfügig höher als bei M3. Die letzte Messstelle M5 zeigt den geringsten Durchschnittswert mit 1,1°C. Die maximal gemessene Amplitude ist mit 2,9°C ebenfalls die kleinste in Maineck. Hier spielen mehrere Faktoren eine Rolle. Zum einen ist dieser Streckenanteil beschattet und zum anderen ist die Wassermenge hier am größten. Wahrscheinlich spielt hier auch der Zufluss von Grundwasser, möglicherweise auch über den Rohrbach, eine entscheidende Rolle, da dies sowohl die geringe Amplitude, als auch die niedrigen Temperaturen erklären würde.

4.1.5 Main-Dettelbach

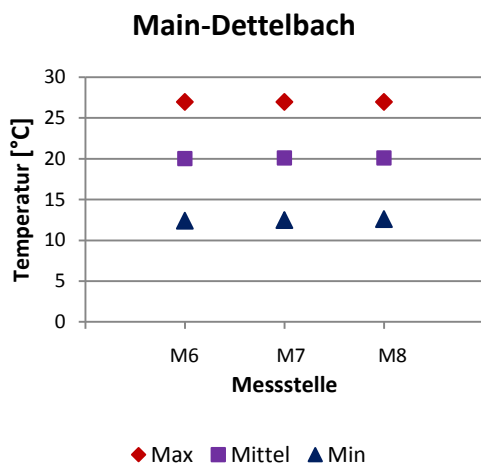


Abbildung 20 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen

Das Temperaturregime des Mains wird durch die Staustufe in Dettelbach nur geringfügig beeinflusst (Abb. 20). Die Maximaltemperatur ist mit 27,0°C an allen Messstellen gleich. Die zweite und dritte Messstelle M7 und M8 haben eine geringfügig höhere Durchschnittstemperatur von 20,1°C im Vergleich zu M6 mit 20°C. Die Maximaltemperaturen liegen deutlich über den Maximaltemperaturen in Maineck. Insgesamt zeigen die drei Messstellen keine deutlichen Unterschiede. Der Main ist an dieser Stelle anthropogen bereits so verändert, dass kleinräumige Unterschiede im Verhältnis zur gesamten

Degradierung nicht mehr festzustellen sind.

Die Temperaturamplitude im Tagesverlauf ist in Dettelbach von allen gemessenen Standorten deutlich am kleinsten (Abb. 21). An der ersten Messstelle M6 betrug die maximale Amplitude noch 1,8°C bei M8 nur noch 1,5°C. Die Durchschnittswerte liegen bei M6 bei 1°C und bei M7 und M8 bei 0,7°C bzw. 0,8°C. Auf Grund der Größe des Mains erwärmt er sich im Tagesgang nur langsam und kühlt auch langsamer wieder ab. Der Standort vor dem Wehr zeigt die höchsten Schwankungen. Ob dies auf den zusätzlichen Rückstau der Staustufe zurückzuführen ist, ist unklar, da der Main insgesamt stark verändert ist und die Fließgeschwindigkeit überall stark reduziert wurde.

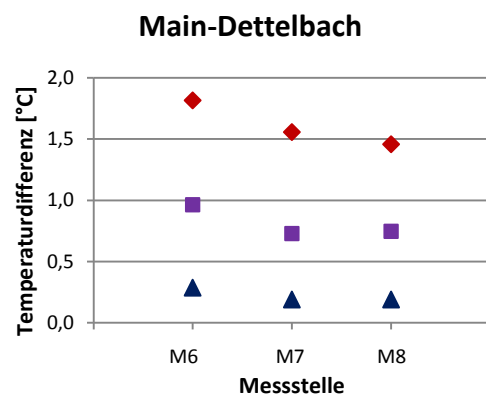


Abbildung 21 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude

4.1.6 Würm

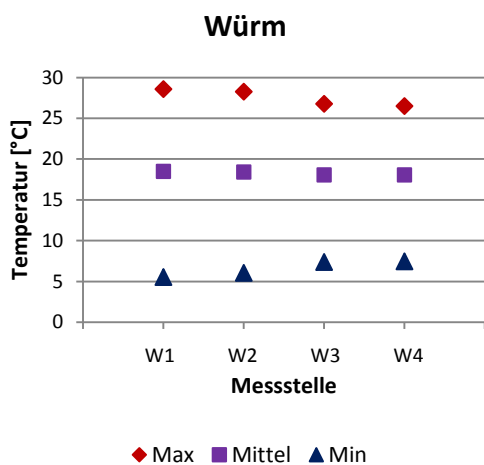


Abbildung 22 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen

Die Maximalwerte der Würm waren direkt am Auslauf des Starnberger Sees W1 mit 28,6°C am höchsten (Abb. 22). Die Minimalwerte zeigten an dieser Messstelle ebenfalls die extremsten Werte und waren mit 5,6°C die niedrigsten gemessenen Temperaturwerte an der Würm. Der höchste Mittelwert aller Standorte wurde mit 18,5°C ebenfalls für W1 ermittelt. Mit zunehmender Entfernung zum See nimmt der Mittelwert ebenso ab wie auch der Maximalwert, der an der letzten Messstelle W4 nur noch 26,5°C beträgt. Ein Einfluss des Ausleitungskraftwerks zwischen den Messstellen W3

und W4 konnte wie, auf Grund der Gegebenheiten erwartet, nicht festgestellt werden. Die Würm als reiner Abfluss des Starnberger Sees ist stark vom Temperaturregime des Sees geprägt. Mit abnehmender Entfernung spielen auch andere Faktoren wie Beschattung oder der Zufluss von kühleren Bächen und Grundwasser eine wichtige Rolle im Temperaturregime.

Abbildung 23 zeigt die ermittelten Temperaturdifferenzen der Würm im Tagesgang. Am Auslauf aus dem Starnberger See W1 waren die Schwankungen mit einer Amplitude von durchschnittlich 1,9°C deutlich am größten. Das gleiche gilt für die maximal gemessene Amplitude mit 5,5°C.

Das Wasser hat im See eine lange Verweildauer und wird somit durch Insolation an der Oberfläche tagsüber stark aufgewärmt. Das Oberflächenwasser verliert nachts wieder einen Teil der Wärme durch

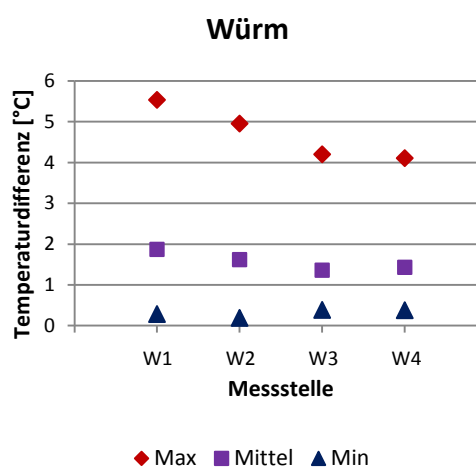


Abbildung 23 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude

Abstrahlung an die Umgebung und die Schwankungen sind daher sehr hoch. Da es sich bei der Würm um einen Abfluss des Oberflächenwassers des Starnberger Sees handelt, ist ihr Temperaturregime direkt am Auslauf sehr ähnlich. Die Messstelle W2 ist unweit der ersten, daher spielt hier der Einfluss des Sees noch immer eine entscheidende Rolle. Bei der vierten Messstelle W4 war die Amplitude nur noch durchschnittlich 1,4°C hoch und der Maximalwert lag bei 4,1°C. Die Würm fließt vor diesem

Bereich durch ein Waldstück und die Beschattung verhindert ein stärkeres Erwärmen im Tagesverlauf. Zudem spielt eine Reihe von Zuflüssen kälterer Bäche eine große Rolle.

4.1.7 Traun

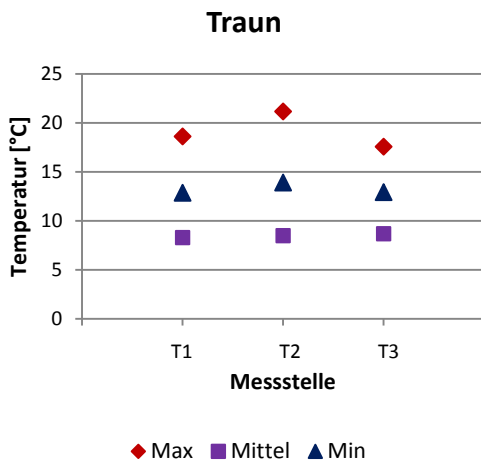


Abbildung 24 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Messstellen

Abbildung 24 zeigt die maximale, durchschnittliche und minimale gemessene Temperatur. Die Datenlogger in der Traun wurden erst im Juli eingebracht und da der Logger in der Restwasserstrecke mit Wasser voll lief, konnten nur die Daten ab Mitte August ausgewertet werden. Dies muss bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden, da die höchsten Wassertemperaturen 2015 Anfang Juli gemessen wurden. Die bei T2 in der Restwasserstrecke erfassten Daten sind somit nicht die in diesem Gewässer in diesem Jahr maximal erreichten Temperaturen. Die Maximaltemperatur war mit 21,2°C in der Restwasserstrecke (T2) um über 2,5°C höher als in dem Abschnitt vor dem Wehr (T1). Der Durchschnitt war ebenfalls um über 1°C höher. Nach Zusammenfluss von Kanal und Restwasserstrecke erreicht die Traun an der Messstelle T3 nahezu wieder die Werte wie bei T1. Während die Minimaltemperatur bei T3 von allen drei Standorten am höchsten ist und die Durchschnittstemperatur zumindest über der von T1 liegt, ist die Maximaltemperatur von allen drei Standorten am niedrigsten. Hier könnten Zuflüsse von kühlerem Wasser eine Rolle spielen; entscheidend ist hier jedoch wahrscheinlich, dass die Traun bei T1 stark ausgebaut ist und sehr sonnenexponiert und die Messstelle in einem eher beschatteten Abschnitt liegt. Der durchschnittliche Unterschied zwischen T1 und T2 beträgt 1,0°C und stieg bis zu maximal 3,5°C an.

Abb. 25 zeigt die Schwankungen der Temperatur im Tagesgang. Hier zeigt sich ebenso wie bei den Maximaltemperaturen, dass die beiden sonnenexponierten Messstellen deutlich höhere Amplituden haben. An der Messstelle T2, die sonnenexponiert war und sich zudem durch einen geringen Abfluss auszeichnet, wurden Tagesamplituden von bis zu maximal 6,3°C gemessen.

Abbildung 25 zeigt die Schwankungen der Temperatur im Tagesgang. Hier zeigt sich ebenso wie bei den Maximaltemperaturen, dass die beiden sonnenexponierten Messstellen deutlich höhere Amplituden haben. An der Messstelle T2, die sonnenexponiert war und sich zudem durch einen geringen Abfluss auszeichnet, wurden Tagesamplituden von bis zu maximal 6,3°C gemessen.

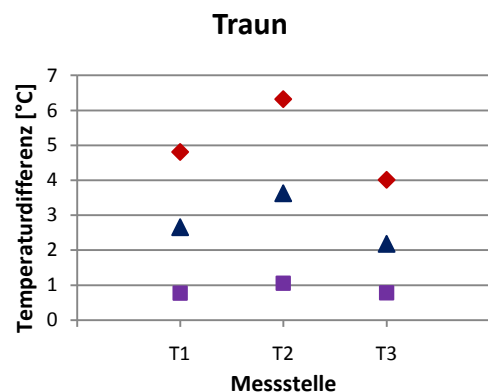


Abbildung 25 Maximal-, Durchschnitts- und Minimaltemperatur der Tagesamplitude

4.2 Unterschiede im Verlauf der Temperaturentwicklung

Abbildungen 26 und 27 zeigen den Temperaturverlauf an den einzelnen Standorten für einen Zeitabschnitt von jeweils drei Wochen in den Sommermonaten. Der Zeitraum ist nicht für alle Standorte der gleiche, da die Daten nicht an allen Standorten für den gesamten Messzeitraum vorlagen und wenn möglich ein Zeitabschnitt mit deutlicher Amplitude gewählt wurde. Die Skalierung der Abbildungen wurde soweit wie möglich vereinheitlicht, um eine gewisse Vergleichbarkeit der einzelnen Kurven zu ermöglichen. Bei allen Graphen außer „Ammer+Amper“ und der „Traun“ liegt der auf der y-Achse abgebildete Bereich zwischen 15°C und 29°C. Bei der „Traun“ musste dieser Bereich nach unten auf 10°C bis 24°C verschoben werden. Bei „Ammer+Amper“ musste der Bereich auf 11°C bis 29°C erweitert werden.

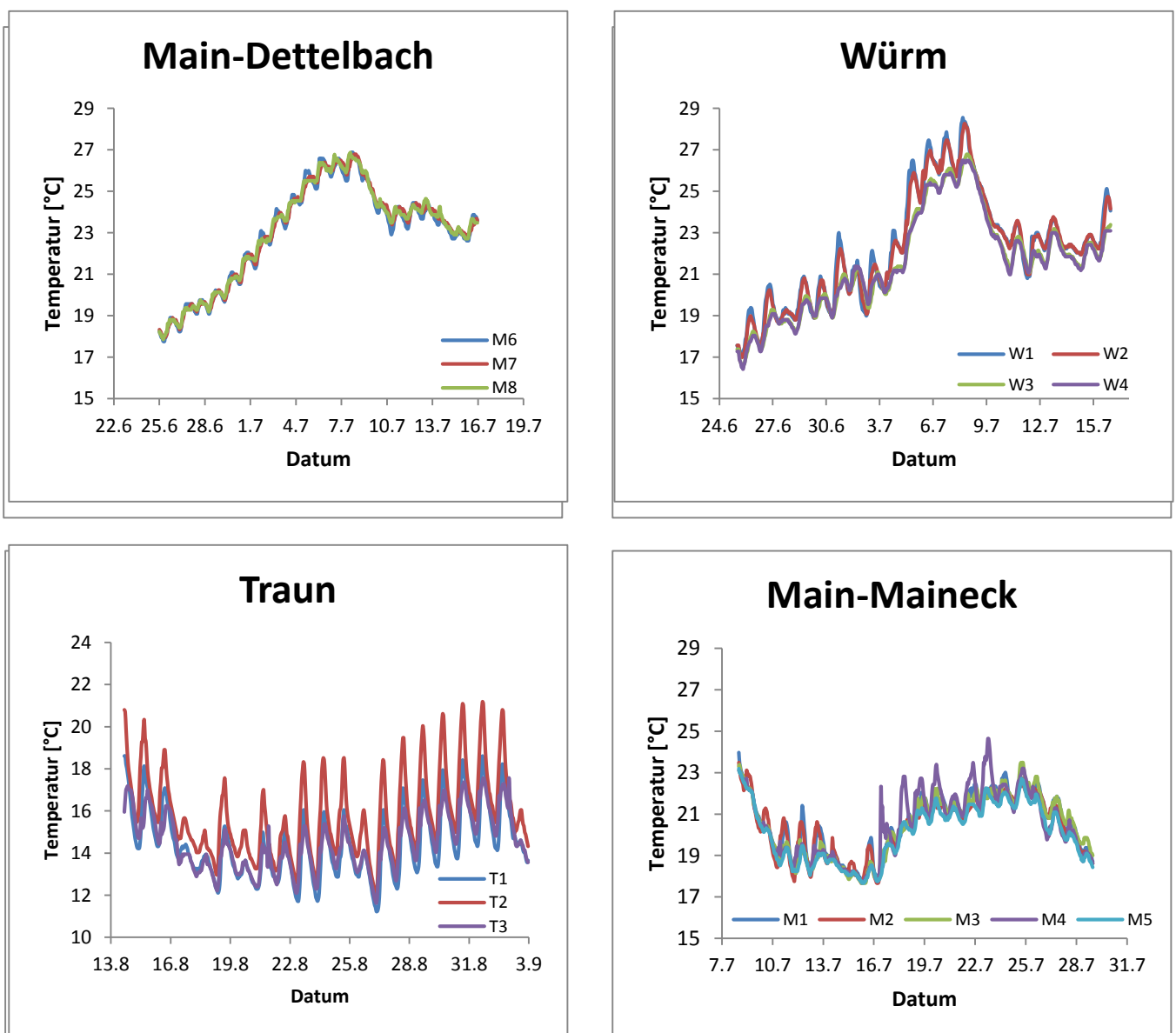


Abbildung 26 Temperaturverlauf über einen Zeitraum von drei Wochen

Abbildung 27 Temperaturverlauf über einen Zeitraum von drei Wochen

Am Standort Ammer+Amper ist deutlich die durchwegs höhere Temperatur im Juni und Juli an der Messstelle AP1 erkennbar. Wie schon aus den vorherigen Diagrammen (Abb.12 und Abb.13) zu diesem Standort ersichtlich, sorgt die große Wasserfläche des Sees für eine Erhöhung der Temperatur und auch einer leichten Veränderung des Temperaturregimes, wobei der Verlauf der Kurven der beiden Messstellen jedoch sehr ähnlich ist.

Am Standort in Olching hingegen weicht die Messstelle AP3 in ihrem Verlauf deutlich von den anderen Messstellen ab. AP3 ist die Messstelle am Anfang der Restwasserstrecke und die Abweichung und besonders der deutlich flachere Verlauf der Kurve lassen auf einen Grundwasserzufluss schließen. Die Temperaturen des Grundwassers sind geringeren Schwankungen unterlegen und daher war der Anstieg der Temperaturen bei AP3 deutlich geringer. Je geringer der Abfluss des Gewässers, desto stärker ist der Einfluss des Grundwassers, da es dann einen verhältnismäßig größeren Anteil ausmacht. Daher war der Unterschied im abflussschwachen Zeitraum Anfang Juli besonders deutlich.

In Zolling erkennt man an Hand der Abb. 26 sehr deutlich den Einfluss des Steinkohlekraftwerks auf die Temperatur der Amper in diesem Bereich. Der Unterschied der Temperatur zwischen der Messstelle AP8 zu Beginn des Kanals und AP9 nach der Einleitung des Kühlwasser in die Amper, betrug zum gleichen Zeitpunkt bis zu 5,3°C. Dass die Ursache hierfür primär bei der Einleitung und nicht an Erwärmungsprozesse durch Sonneneinstrahlung liegt, ist daran zu erkennen, dass an den Sonntagen, dem 05.07, 12.07 und dem 19.07.2015 deutliche Einbrüche in der Kurve von AP9 erkennbar sind und so gut wie kein Unterschied zwischen AP8 und AP9 besteht.

In Maineck zeigt die Messstelle M5, die ganz am Ende des Standortes liegt, die geringsten Schwankungen. Die Messstelle M2 in der Restwasserstrecke und M4 hinter dem Kraftwerk zeigen die stärksten Schwankungen. Während die Temperaturen an M2 auf Grund der geringen Restwassermenge durch die Sonneneinstrahlung stark erwärmt wurden und teils im Tagesverlauf

deutlich anstiegen, hängt der Anstieg bei M4 mit der Position der Messstelle hinter dem Kraftwerk und dessen Einfluss auf das Abflussregime zusammen.

Am Standort Dettelbach hingegen hat der Main seinen Fließgewässercharakter beinahe gänzlich verloren und gleicht einer Kette von Staustufen. Daher zeigen die drei Standorte vor und hinter der Staustufe sowie an der letzten Messstelle flussabwärts praktisch keinen Unterschied zueinander.

Die Kurven der Messstellen an der Würm zeigen alle einen sehr ähnlichen Verlauf, wobei die Messstellen direkt nach dem Auslauf aus dem Starnberger See W1 und W2 erwartungsgemäß einen deutlich höheren Anstieg im Tagesverlauf zeigen.

Während an der Traun die Verläufe der Kurven von T1 vor dem Wehr und T3 nach Zusammenfluss von Ausleitungs- und Restwasserstrecke nahezu gleiche Verläufe aufweisen, zeigt die Messstelle T2 in der Restwasserstrecke einen sehr deutlichen Anstieg zur Mittagszeit. Der Unterschied zwischen T2 und T1 betrug bis zu 3,5°C. Zwischen T3 und T1 betrug der Unterschied im Untersuchungszeitraum, der bei der Traun erst ab Ende August war, bis zu 2,20°C.

5 Auswertung der digitalen Daten

Die Daten des Gewässerkundlichen Dienstes des LfU Bayern reichen maximal bis in das Jahr 2000 zurück. Um die Daten übersichtlich aufbereiten zu können und Trends für mehrere Gewässer zusammen auswerten zu können, wurden zwei Gruppen gebildet. Die eine Gruppe umfasst die 31 Messstellen, die seit mindestens zehn Jahren Temperaturdaten erfassen. In der zweiten Gruppe sind die 30 Messstellen, die seit mindestens fünf Jahren die Temperatur messen. Hierzu wurden auch zwei Messstellen gezählt, die zwar seit 2004 Daten erfassen, jedoch vor 2010 teils sehr große Lücken in der Datenerfassung aufwiesen. Für beide Gruppen wurde für den Tagesdurchschnittswert für jedes Kalenderjahr einzeln der maximale, der durchschnittliche und der niedrigste Wert errechnet. Dasselbe geschah zudem für das Sommer- und Winterhalbjahr separat. Dies geschah, da bei manchen Fließgewässern die Trends von Sommer- und Winterhalbjahr und auch von Maximal- und Minimalwerten unterschiedlich sind (s. Abb. 26 und 27). Für den maximalen, den durchschnittlichen und den niedrigsten Wert, sowie für das Kalender-, das Sommer- und das Winterhalbjahr wurde jeweils ein Trend errechnet. Die Temperaturdaten, die über einen kürzeren Zeitraum als 5 Jahre gehen, werden ebenso wenig ausgewertet wie die Datensätze mit großen Lücken. Datensätze, bei denen nur wenige Tage fehlten, gingen in die Bewertung mit ein. Da aber bei vielen Messstellen zumindest nicht an 365 Tagen in jedem Jahr Daten erfasst wurden, wird auf eine Auswertung der Summe aller Tageswerte für jeweils ein Jahr verzichtet. Offensichtliche Messfehler oder Fehler der Daten wie ein Ausreißer in Höhe von beispielsweise 15°C wurden entfernt, um eine möglichst gute Datengrundlage zu gewährleisten. Dennoch erhebt die folgende Auswertung keinen Anspruch auf statistische Belegbarkeit. Klimadaten werden normalerweise über einen Zeitraum von mindestens mehreren Jahrzehnten erhoben, da eine kurzfristige Entwicklung des Klimas keine Vorhersage der langfristigen Entwicklung ermöglicht und häufig in den Grenzen normaler Schwankungen liegt. Die vorliegende Auswertung kann daher nur ein Anhaltspunkt darüber sein, wie sich der Temperaturverlauf in den letzten Jahren entwickelt hat.

Tabelle 1 Fünfjähriger Trend der Temperaturdaten von 30 bayerischen Fließgewässer

	Steigung		
	Max	Min	Mittel
Kalenderjahr	-0,111	0,244	0,247
Sommer		-0,219	0,034
Winter	0,064	0,357	0,315

Tabelle 1 und Abbildung 28 stellen den fünfjährigen Trend in den beschriebenen Kategorien dar. Da die Steigungen der Maximalwerte im Kalenderjahr und im Sommerhalbjahr erwartungsgemäß identisch waren, wird hier auf die doppelte Darstellung

verzichtet. Grundsätzlich zeigt die fünfjährige Entwicklung eine Zunahme der Wassertemperaturen. Nur der Trend der Maximalwerte ist im Kalender- und somit auch im Sommerhalbjahr leicht negativ. Der Trend der Maximalwerte im Winter ist ebenfalls nur schwach positiv. Den geringsten zunehmenden Trend zeigt der Durchschnittswert im Sommerhalbjahr. Die Minimalwerte im Winterhalbjahr sind am stärksten gestiegen. Da alle Trends im Winterhalbjahr eine positive Steigung aufweisen, könnte dies auf eine Entwicklung hin zu wärmeren Wintern bedeuten.

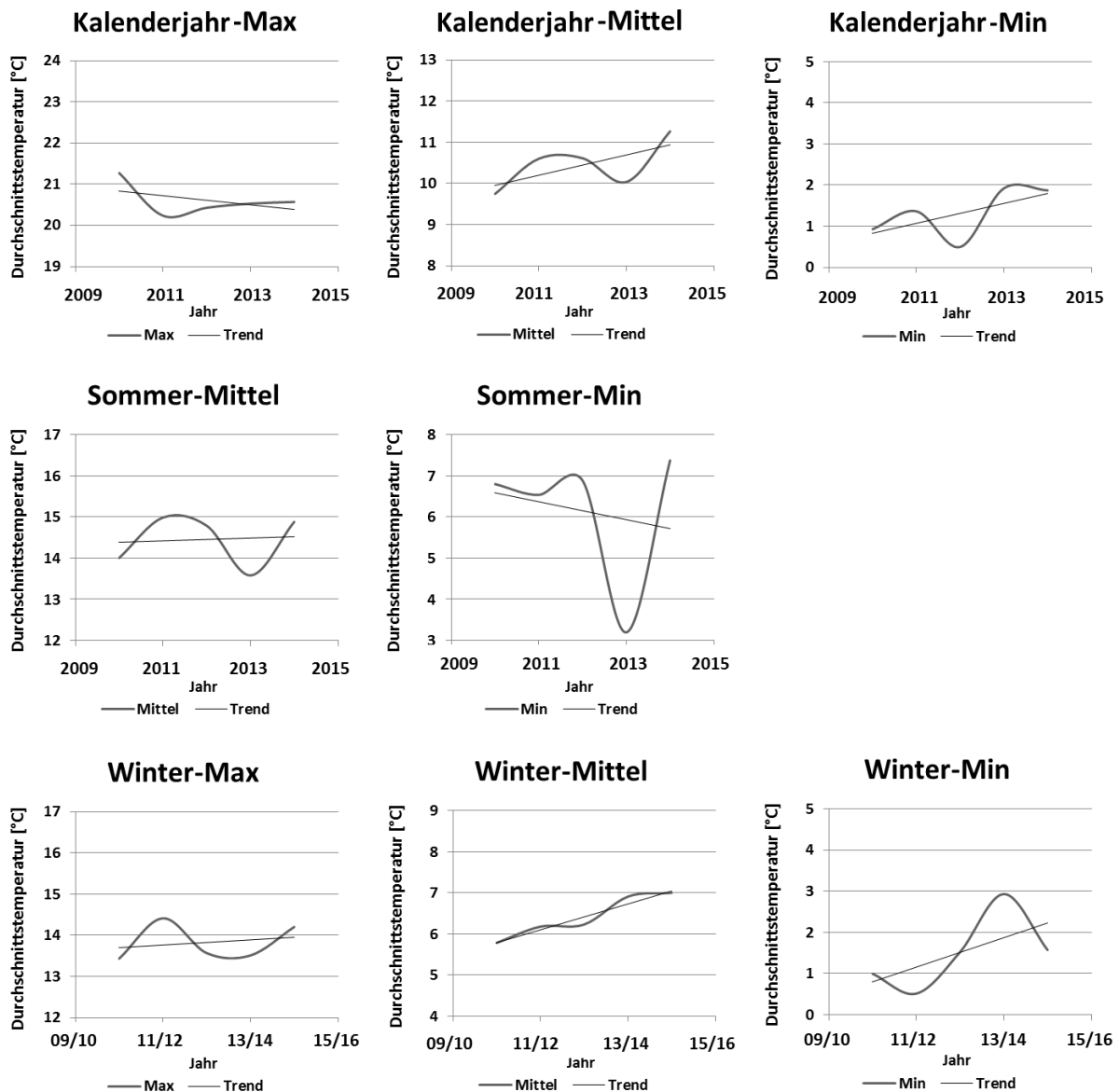


Abbildung 28 Fünfjähriger Trend der Temperaturdaten von 30 bayerischen Fließgewässern

In Tabelle 2 und Abbildung 29 ist der zehnjährige Trend dargestellt. Die Steigungen der Trends sind deutlich geringer als im fünfjährigen Trend. Die Maximalwerte sinken sowohl über das ganze Jahr

Tabelle 2 Zehnjähriger Trend der Temperaturdaten von 31 bayerischen Fließgewässer

	Steigung		
	Max	Min	Mittel
Kalenderjahr	-0,045	0,08	0,043
Sommer		0,148	0,037
Winter	-0,037	0,08	0,052

betrachtet, als auch über die Halbjahre. Alle anderen Trends sind aufsteigend, wobei sich der stärkste Anstieg bei den Minimaltemperaturen im Sommer zeigt. Der Minimalwert im Sommerhalbjahr, der im fünfjährigen Trend fiel, zeigt im zehnjährigen Trend die höchste Steigung.

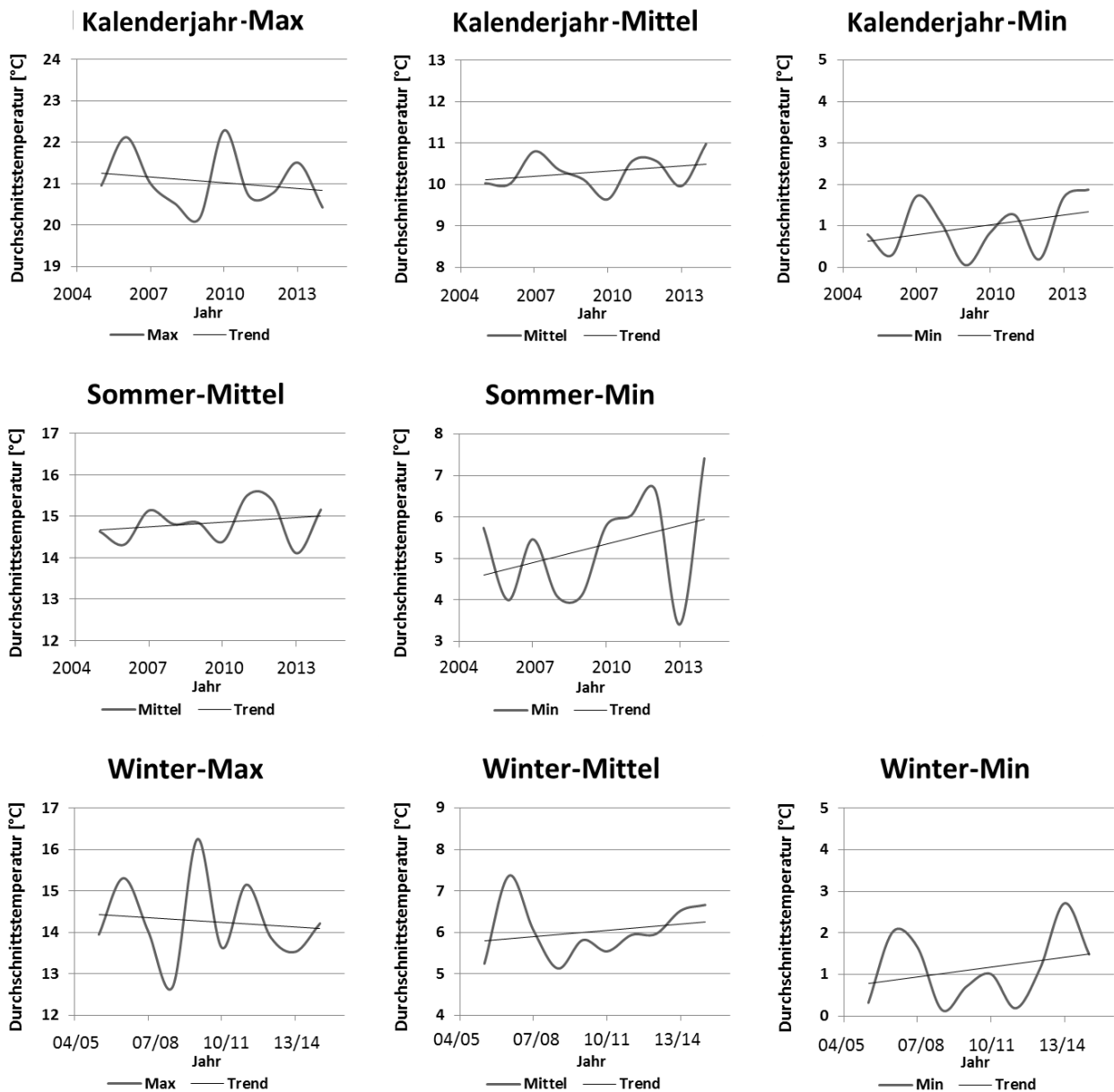


Abbildung 29 Zehnjähriger Trend der Temperaturdaten von 31 bayerischen Fließgewässer

6 Auswertung von E-Befischungen an den Untersuchungsstandorten

Im Rahmen der EG-WRRL wurden die Fließgewässer in Bayern in fischökologische Regionen unterteilt ähnlich der klassischen Einteilung in Fischregionen (siehe „8.9 Verschiebung der Fischregionen“, Abb.33)

Die WRRL-Einteilung unterscheidet sich in Hinblick auf Parameter wie Temperatur und die örtliche Festlegung jedoch von dieser. Die in Tabelle 3 dargestellte Aufstellung der Temperatur weicht nicht grundsätzlich von der Untergliederung der Fischregionen ab. Tendenziell sind die verschiedenen Regionen jedoch hinsichtlich der Temperaturunterschiede weniger abgestuft und haben höhere Maximalwerte als bei der klassischen Einteilung. Auch die örtliche Unterteilung in die verschiedenen Regionen ist bei der klassischen Aufteilung genauer.

„Cyprinidengeprägte Gewässer des Rhitral“ gibt es in der Unterteilung nach den klassischen Fischregionen Bayerns gar nicht.

Tabelle 3 Einteilung nach WRRL in fischökologische Referenzbiozönosen

Fischgemeinschaft	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP
T_{max} Sommer (April bis November [°C])	20	20	21,5	23	25
T_{max} Winter (Dezember bis März) [°C]	8	10	10	10	10

- Sa-ER** Salmonidengeprägte Gewässer des Epirhitral
- Sa-MR** Salmonidengeprägte Gewässer des Metarhitral
- Sa-HR** Salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhitral
- Cyp-R** Cyprinidengeprägte Gewässer des Rhitral
- EP** Gewässer des Epipotamals

Neben der Festlegung der Referenzbiozönose werden für die Umsetzung der EG-WRRL regelmäßig Elektrobefischungen zur Bestandsaufnahme durchgeführt. Bei der Bewertung dieser Daten muss stets berücksichtigt werden, dass keine absolute Erfassung des Bestandes möglich ist und allenfalls eine semiquantitative Erfassung erfolgen kann. Bei Elektrobefischungen werden ebenso wie bei allen anderen Erfassungsmethoden die einzelnen Fischarten unterschiedlich gut dokumentiert. Dies hängt mit der Lebensweise und vielen anderen Faktoren zusammen, die die einzelnen Arten unterschiedlich stark betreffen. Auch der Zeitpunkt der Erfassung, ob es sich beispielsweise um eine Tag- oder Nachtbefischung handelt, hat großen Einfluss auf das Ergebnis. Nicht zuletzt spielt auch die Struktur des Gewässers sowie seine Größe eine wichtige Rolle beim Fangerfolg. Für die nachfolgende Auswertung wurden die Fangergebnisse aller Befischungen zusammengefasst. Diese wurden nicht an allen Standorten in gleicher Anzahl durchgeführt. Während für Olching Ergebnisse von vier Befischungen vorlagen, gab es beim Standort Dettelbach nur einen Befischungstermin. Während die Befischungen an den meisten Standorten auch relativ nahe beieinander lagen, war die

Befischungstrecke am Main weiter von Dettelbach entfernt. In Tabelle 4 ist die Differenz der Abundanz der jeweiligen Art und der Reverenzbiozönose für den jeweiligen Standort aufgetragen. Positive Werte bedeuten, die Abundanz der gefangenen Arten war höher als die Reverenz dies vorgibt und negative Werte bedeuten geringere Abundanz als der Referenzwert. Es wird nur eine Auswahl an Arten dargestellt.

Tabelle 4 Auswahl an Fischarten die laut WRRL Teil der Referenzbiozönose für einen der Standorte sind; dargestellt ist die Differenz der Abundanz der jeweiligen Art bei der Befischung und der Referenzbiozönose

	AP1	Olching	Zolling	Maineck	Dettelbach	Würm	Traun
Aal	26,23%	12,14%	6,27%	-1,92%	3,65%	3,52%	0,00%
Aland	-3,38%	0,32%	-3,85%	-1,00%	0,59%	-4,50%	0,00%
Äsche	-1,56%	-1,28%	-4,86%	-0,23%	-0,10%	-5,00%	-15,90%
Bachforelle	-0,10%	0,90%	-0,03%	-0,26%	-0,10%	-1,94%	36,58%
Barbe	-2,26%	2,55%	-10,89%	-11,63%	-13,00%	5,97%	-5,00%
Barsch Flussbarsch	13,07%	6,44%	6,65%	-1,83%	4,18%	-3,85%	-0,10%
Brachse Blei	-0,96%	0,54%	-1,67%	-2,52%	-4,00%	0,00%	0,00%
Döbel Aitel	10,66%	7,93%	0,01%	-10,10%	-7,69%	9,07%	-8,00%
Elritze	-1,95%	-2,00%	-2,00%	-1,00%	-0,10%	-4,00%	-5,00%
Fraunherfling	-3,00%	-2,08%	5,94%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Groppe Mühlkoppe	-0,10%	-0,10%	-0,10%	0,40%	-0,10%	-1,00%	5,74%
Gründling	-8,00%	-6,62%	-4,90%	-8,68%	-8,50%	-2,85%	-0,40%
Hasel	-7,23%	2,90%	1,54%	-9,30%	-7,14%	-8,33%	-6,00%
Hecht	-0,83%	-0,97%	-0,81%	-0,17%	-1,43%	-0,62%	-0,10%
Huchen	-0,90%	-0,90%	-0,90%	0,00%	0,00%	-0,10%	-1,00%
Karpfen	0,34%	0,29%	-0,54%	-0,10%	-0,55%	-0,07%	0,00%
Nase	-8,00%	-8,00%	-7,22%	-11,78%	-12,66%	-12,00%	-5,00%
Regenbogenforelle	0,00%	0,51%	0,00%	0,00%	0,00%	0,87%	8,68%
Rotaugen Plötze	-0,50%	-4,52%	22,51%	64,05%	22,08%	-2,40%	-0,10%
Rotfeder	0,88%	-0,20%	-0,20%	0,00%	-0,27%	-0,47%	0,00%
Schleie	0,42%	0,10%	0,38%	-0,18%	-0,39%	1,10%	0,00%
Schmerle	-0,49%	-2,00%	-2,00%	-0,94%	-0,90%	-3,00%	-0,40%
Schneider	-5,00%	2,78%	4,09%	-6,00%	-5,00%	37,40%	-2,00%
Ukelei Laube	-7,69%	-5,28%	-4,52%	2,57%	36,61%	-4,64%	-0,10%
Wels	2,70%	0,72%	0,34%	0,00%	0,00%	1,47%	0,00%

Die Referenzbiozönose ist für alle Standorte an der Amper dieselbe und das Gewässer wird zu den Cyprinidengeprägten Gewässern des Rhitrals gezählt. Laut klassischer Einteilung wären alle Standorte Teil der Barbenregion. Der Aal, eigentlich eine Begleitart der Brachsenregion, ist wie im gesamten Donausystem nicht heimisch, sondern gelangt nur durch Besatz in die Amper. Während Gründling und Nase, Begleitarten der Äschenregion, niedrigere Abundanzen aufwiesen als dies laut Referenz sein sollte, zeigte der wärmeliebende Barsch, aber auch der Döbel, ebenfalls eine Begleitart der Äschenregion, höhere Abundanzen als laut Referenz für dieses Gewässer typisch sind.

Während der Standort Mainbeck am Main zu den Cyprinidengeprägten Gewässern des Rhitral gezählt wird oder nach klassischer Einteilung zur Barbenregion, liegt der Standort Dettelbach laut WRRL-Einteilung im Epipotamal. Dies würde nach der klassischen Einteilung ebenfalls der Barbenregion entsprechen. Laut der Karte von 1986 (Abb.32) liegt Dettelbach jedoch in der Brachsenregion. An beiden Standorten liegen die Abundanzen der eher kälteliebenden Arten, die primär Bewohner der Äschenregion sind wie Aitel, Gründling, Nase und Schneider, deutlich unter der Reverenzbiozönose. Dies gilt jedoch ebenso für die Leitart Barbe und einer Begleitart der Barbenregion dem Hasel. Besonders in Mainbeck, jedoch in geringerem Maß auch in Dettelbach ist die Abundanz der Rotfeder, einer typischen Art der Barbenregion, sehr hoch und viel höher als in der Reverenz angegeben. In Dettelbach zeigt zudem die Laube, eine Begleitart der Brachsenregion, eine sehr hohe Abundanz.

Die Würm bei Gauting liegt flussabwärts von den mit Loggern untersuchten Messstellen und ist daher in geringem Maße durch den Einfluss des Starnberger Sees geprägt. Die Würm gilt laut WRRL-Einstufung auf ihrer ganzen Länge als Cyprinidengeprägtes Gewässer des Rhitral und ist somit bereits anders eingestuft als nach den klassischen Fischregionen, wonach es sich auf dem größten Teil der Strecke um die Forellenregion handeln würde. Der Anteil an Barben liegt jedoch deutlich über dem in der Reverenz. Der Aal ist in der Würm ebenso wie in der Amper nicht heimisch und sein Vorkommen ist allein auf Besatz zurückzuführen. Der geringe Anteil an Bachforellen, der sogar unter dem Prozentsatz der Reverenzbiozönose liegt, ist insbesondere deswegen auffällig, da in der Würm Besatz mit Bachforellen stattfindet. Ebenso hervorstechend ist die hohe Abundanz an Schneidern, einer Begleitart der Äschenregion. Nerfling, Äsche und Nase kommen jedoch seltener vor, als dies in Hinblick auf die Reverenz zu erwarten wäre.

Die Traun gehört laut der Einordnung von 1986 (Abb.32) zur Forellenregion, wurde im Zuge der Umsetzung der WRRL jedoch als salmonidengeprägtes Gewässer des Hyporhitral eingestuft, was eher der Äschenregion entsprechen würde. In der Traun wurden bei den Befischungen nur drei Arten gefangen: Bachforelle, Groppe und Regenbogenforelle. Obwohl die Bachforelle die Leitart der Forellenregion ist, machte sie bei den Fängen einen größeren Prozentsatz aus, als dies laut Reverenz der Fall sein sollte. Ihre wirtschaftliche Bedeutung sorgt ebenso wie bei der nicht heimischen Regenbogenforelle für einen intensiven Besatz. Die Groppe hingegen als aus angelfischereilicher Sicht uninteressante Kleinfischart, verdankt ihre Abundanz wahrscheinlich nur der natürlichen Reproduktion. Das völlige Fehlen der Äsche ist auffällig, da sie in dieser Region vertreten sein sollte und sogar durch Besatz gefördert wird.

7 Auswirkung des Klimawandels auf Gewässer

7.1 Lufttemperatur

Als Folge der Industrialisierung ist weltweit ein Anstieg der Temperaturen zu beobachten. Es ist schlüssig, dass der Anstieg der Lufttemperatur sich unmittelbar auf die Temperaturen in unseren Gewässern auswirkt. Die Temperatur des Quellwassers eines Fließgewässers entspricht der Jahresmitteltemperatur an dem Quellstandort, d. h. steigen die Umgebungstemperaturen im Jahresmittel, steigt die Temperatur des Quellwassers unmittelbar mit. Im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA („Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“) für den Bereich der Bundesländer Baden-Württemberg und Bayern wurden umfassende Daten zu den Lufttemperaturen in den Jahren 1931 bis 2010 ausgewertet. Hier konnte festgestellt werden, dass in den Jahren des Untersuchungszeitraums die Lufttemperatur im Jahresmittel in Bayern und Baden-Württemberg um ca. 1,1 °C angestiegen ist, wobei der Anstieg der Temperaturen im Winterhalbjahr deutlich stärker als im Sommerhalbjahr war.

Eine vom Bayerischen Landesamt für Umwelt in Auftrag gegebene und von der Universität Bayreuth durchgeführte Studie, prognostiziert eine Fortführung der von KLIWA aufgestellten Trends. Bis 2100 wird die Temperatur in Bayern besonders im Westen und Süden und in den Alpen bis zu 4°C ansteigen. Neben dem Anstieg der Mitteltemperaturen werden die höher temperierten Tage im Sommer deutlich zunehmen und Tage unter 0°C im Winter abnehmen. Zu den gleichen Ergebnissen wie die Universität Bayreuth kommt auch die Studie AdaptAlp, (Adaptation to Climate Change in the Alpine Space), die sich nur mit dem Klimawandel in den Alpen beschäftigt. Sie sagt für die Great Alpine Regions einen Temperaturanstieg von 1,5°C in den Jahren 2021-2050 und einen Anstieg von 4,5°C in den Jahren 2051-2100 voraus.

7.2 Wassertemperaturen

Die Wassertemperaturen sind eng an die Lufttemperaturen gekoppelt. In Fließgewässern ist die Temperaturverteilung nicht vertikal, sondern horizontal. An der Quelle entspricht die Wassertemperatur über das Jahr verteilt immer in etwa der mittleren Lufttemperatur, wobei die Temperatur mit steigender Höhenlage abnimmt. Die Tagesamplitude der Wassertemperatur nimmt flussabwärts im Sommer zunächst zu, mit zunehmender Wasserführung jedoch wieder ab, da sich das Wasser bei geringer Wasserführung schneller erwärmt und die Wärme auch schneller wieder abgibt. Im Sommer nimmt die mittlere Wassertemperatur mit zunehmender Entfernung zur Quelle zu. Abb. 28 zeigt den Zusammenhang der Lufttemperatur am Beispiel der Amper. Die Lufttemperatur steigt und mit etwas Verzögerung die Wassertemperatur im ähnlichen Maße. Beeinflusst wird die Wassertemperatur zudem von Niederschlägen, die an dem abrupten Fallen der Kurve erkennbar sind

sowie der Sonneneinstrahlung auf das Wasser. Die Sonneneinstrahlung bewirkt jedoch auch die Erhöhung der Lufttemperatur, deren Verlauf wiederum in Abb. 28 nachvollziehbar ist. Die Sonneneinstrahlung spielt bei Seen oder sehr langsam fließenden Gewässern eine deutlich größere Rolle als in Fließgewässern mit einer höheren Fließgeschwindigkeit, in denen die Lufttemperatur der entscheidende Einflussfaktor ist.

Zusammenhang Luft- und Wassertemperatur

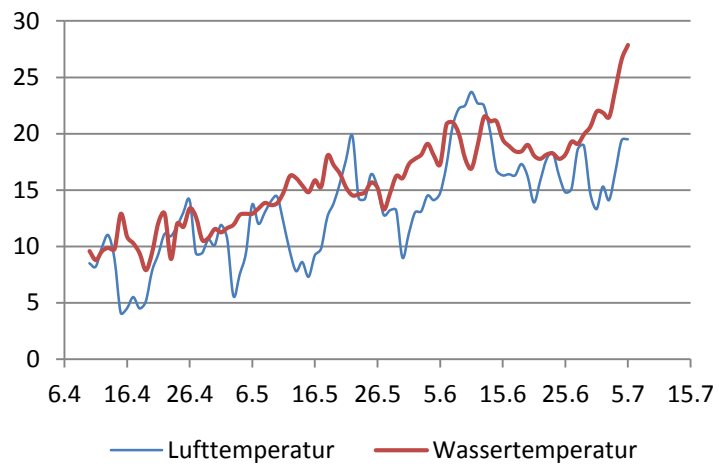


Abbildung 30 Lufttemperaturdaten von dem Temperaturlogger L1 am Ammersee, Wassertemperaturdaten von AP1

Der längszonale Temperaturgradient und andere sich im Verlauf verändernde Faktoren führen zu einer Einteilung in die Fischregionen. Die einzelnen Regionen zeigen typische Fischzönosen, die sich aus Artengruppen mit charakteristischen ökologischen Eigenschaften zusammensetzen. Neben der Aufteilung in einzelne Regionen ist auch die Verwendung der Begriffe „Salmoniden-“ bzw. „Cyprinidenregion“ gebräuchlich. Diese entsprechen den sogenannten sommerkalten bzw. sommerwarmen Gewässern. Nähere Ausführungen hierzu finden sich unter **„8.9 Verschiebung der Fischregionen“**.

Neben anderen Faktoren, wie beispielsweise der Einleitung von Kühlwasser oder Veränderungen im Abflussgeschehen, führt der Klimawandel zu einer Erwärmung unserer Gewässer und hat somit einen direkten Einfluss auf die limnische Biozönose. In einer Studie wurden die Temperaturdaten von 25 Schweizer Messstationen für einen Zeitraum von 25 Jahren ausgewertet. Diese Daten, wurden mit mehreren Messstationen, die die Lufttemperatur dokumentieren, verglichen. Die Autoren schließen aus ihren Daten, dass die Wassertemperatur der Fließgewässer in der Schweiz in allen Höhenlagen gleichermaßen auf die regionalen klimatischen Veränderungen reagiert. Die Wassertemperaturen sind im letzten Viertel des vergangenen Jahrhunderts deutlich gestiegen, besonders in den Jahren 1987/1988. Eine Langzeitstudie in der Donau konnte eine signifikante Erhöhung der Wassertemperatur um 0,8°C in den letzten 90 Jahren feststellen. Laut einer weiteren Studie ist die Wassertemperatur der Donau in Wien in den letzten 100 Jahren sogar um 1,3°C angestiegen. Eine weitere Studie gibt an, dass die Temperatur im Genfer See in den letzten 20 Jahren um 1°C gestiegen ist und führt dies auf den Klimawandel zurück.

7.3 Niederschlag und Trockenereignisse

Der mittlere Niederschlag im Winterhalbjahr hat für alle Untersuchungsgebiete in Bayern und Baden-Württemberg zwischen den Jahren 1931 bis 2010 deutlich und mit hoher Signifikanz zugenommen. Es sind Zunahmen von bis zu 28 % an manchen Standorten festzustellen. Im Sommerhalbjahr sind die Trends hingegen schwach negativ. Jedoch ist das Ergebnis für die Sommerniederschläge nicht signifikant. Die Datenlage der Starkniederschläge, hier als „maximale eintägige Gebietsniederschlagshöhen“ definiert, ist vergleichbar. Auch hier zeigen die Trends in den Winterhalbjahren einen deutlichen Anstieg.

Im oberen Maingebiet und den östlich angrenzenden Saale- und Naabgebieten findet sich, mit einer hohen Signifikanz, die stärkste Zunahme der Starkniederschläge, die zwischen 34 und 44 % beträgt. Auf den gesamten Untersuchungsraum der Studie gesehen, betragen die Zunahmen +5 % bis +40 % und zeigen starke Schwankungen hinsichtlich ihrer Signifikanz. Die Ergebnisse für das Sommerhalbjahr sind, wie bei den mittleren Niederschlagswerten, nicht einheitlich und zumeist nicht signifikant. Jedoch zeigen sich im gesamten südwestlichen Bayern sowie in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz deutliche Zunahmen von Starkregenereignissen mit bis zu +19 %. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden auch an 90 Pegeln die Hochwasserabflüsse untersucht. Für 73 % der Pegel ergab sich auf das Gesamtjahr bezogen ein Trend zu steigenden Hochwasserabflüssen. Jedoch sind nur 30-40 % der ermittelten Zunahmen signifikant. Wie zu erwarten waren die Trends für das Winterhalbjahr (75%) stärker als für das Sommerhalbjahr (59 %). Für die Niedrigwasserabflüsse konnte kein signifikanter Trend ermittelt werden.

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Wahrscheinlichkeit trockener, heiße Sommer und damit einhergehend extrem trockenen Vegetationsperioden in Baden-Württemberg und Bayern mehr als verdreifacht. Das heißt, es traten in den letzten vierzig Jahren in Süddeutschland deutlich häufiger Trockenperioden während der Vegetationsperioden im Sommer auf. Für die Jahre bis 2099 und besonders ab 2050 werden die Trocken- und im Folgenden Niedrigwasserperioden im Sommer deutlich ansteigen. Dieser Anstieg wird in Bayern wahrscheinlich noch stärker ausfallen, als in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz.

Extremwetterereignisse wie Hochwasser im Winter, Dürreperioden im Sommer und Stürme werden laut der Universität Bayreuth in Zukunft in deutlich höherer Zahl auftreten. Die Variabilität dieser Ereignisse ist jedoch innerhalb Bayerns sehr hoch und besonders die Alpen werden sensibel auf Extremereignisse reagieren. Ab einem globalen Temperaturanstieg von 2,5°C sind jedoch die tatsächlichen Folgen kaum abzuschätzen. Diese Unkalkulierbarkeit bedeutet, dass die Auswirkungen des Klimawandels auch in Bayern deutlich drastischer ausfallen könnten, als es in dieser Studie modelliert wurde .

AdaptAlp, (Adaptation to Climate Change in the Alpine Space) prognostiziert ebenfalls eine Veränderung des Niederschlags dahin gehend, dass die Niederschlagsmengen in den Jahren 2021-2050 ebenso wie in den Jahren 1971-2000 im Sommer um 5% zurück gehen und im Winter um 5% zunehmen werden. Für diesen Zeitraum wird für den Sommer sogar ein Rückgang von bis zu 25 % für möglich gehalten. Der Rückgang des Sommerniederschlags wird sich besonders stark im südwestlichen Teil der Alpen zeigen, während die Zunahme im Winter über das ganze Alpengebiet gleichmäßig wirken wird. Generell wird betont, dass solche Prognosen mit Unsicherheiten behaftet sind, dass die regionalen Unterschiede sehr groß sein können und eine große Abhängigkeit der Auswirkung der Klimaveränderung von dem hydrologischen Regimes des jeweiligen Gewässersystems besteht.

7.4 Abfluss

Eng mit dem Temperaturregime eines Fließgewässers verbunden, ist die Abflussmenge. Führt ein Fließgewässer wenig Wasser, wegen hoher Verdunstung und geringen Niederschlägen, so steigen die Temperaturen deutlich an. Starke Niederschläge sorgen hingegen für einen abrupten Temperatursturz. Der Klimawandel hat einen maßgeblichen Einfluss auf das Abflussregime. Zum einen bewirkt die Zunahme der Lufttemperatur eine höhere Verdunstung und somit weniger Wasserführung im Sommer. Zum anderen werden Starkregenereignisse und in diesem Zusammenhang auch Hochwasserwetterlagen besonders im Winter zunehmen.

Der Abfluss eines Fließgewässers ist genauso entscheidend für die Biozönose wie die Lufttemperatur. Besonders Niedrigwasserabflüsse und Abflussdefizite sorgen für ein zeitweises Verschwinden von Habitaten. Für die Jahre 2021-2050 wurden in einem Klimamodell die wahrscheinlichen Abflussmengen ausgewählter Einzugsgebieten in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz vorhergesagt. Für Bayern zeigt dieses Modell vorwiegend eine deutliche Abnahme der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse $NQ(m)$. Der mittlere jährliche Niedrigwasserabfluss MNQ zeigt im gesamten schwache bis starke Abnahmen. Der 100-jährliche Niedrigwasserabfluss $NQ100$ zeigt in Bayern meist schwache Abnahmen ($<10\%$). Die jährliche Niedrigwasserdauer $ND(J)$ und die jährliche Dauer des Abflussdefizits $QD(J)$ die Zusammen die Dauer von Niedrigwasserperioden ergeben, zeigen in der Zukunft deutliche bis starke Zunahmen. Durch die lange Trockenperiode im Sommer 2015, die jedoch deutlich schwächer als in dem Rekordsommer 2003 war, fielen wie unter „3 Auswertung der Daten der Logger“ beschrieben einige Datenlogger trocken, da die Wasserstände der untersuchten Gewässer um bis zu 60 cm fielen. Besonders an Standorten an denen die Untersuchungsgewässer stark reguliert oder beeinträchtigt sind, wie beispielsweise die Amper in Olching vor der Teilung in Kanal und Restwasser oder die Traun vor und in der Restwasserstrecke, sorgen niedrige Wasserstände für ein deutliches Erwärmen der Gewässer. Wenn das Gewässer ein ausgeweitetes Flussbett hat und durch den Verbau auch keine Tiefenvariabilität und geringe Fließgeschwindigkeit aufweist, trifft die

Sonne im Verhältnis zum Volumen auf eine sehr große Fläche, die durch Sonneneinstrahlung erhitzt werden kann. Besonders deutlich zeigt sich an der Traun, dass eine Veränderung der Gewässerbettstruktur (T1) und ein viel zu geringer Abfluss in der Restwasserstrecke (T2) zu deutlichen Temperaturerhöhungen und starken Schwankungen im Tagesgang führen können.

7.5 Hochwasser

Wie unter „7.4 Abfluss“ und „7.3 Niederschlag und Trockenereignisse“ dargestellt, werden starke Hochwasserereignisse wie das im Jahr 2013 zunehmen. Bei solchen Hochwassern können große Mengen Heizöl und allgemein verschiedene wassergefährdende Stoffe aus Industrie und Gewerbebetrieben in die Gewässer gelangen. Ebenso ist eine bakteriologische Verunreinigung durch den Eintrag aus landwirtschaftlichen Flächen möglich. Stoffaustrag aus Altlastenstandorten oder Deponien durch aufsteigendes Grundwasser, sowie aus defekten Kanalisationen stellt ebenfalls ein Risiko für die Gewässer dar. Die beschriebenen Aspekte treffen stehende Gewässer besonders, da Fließgewässer giftige Substanzen schnell weiter transportieren, während sie in einem Stilstausee eine längere Verweildauer haben. Für die Fließgewässer stellen in ihrem natürlichen Zustand kleinere Hochwasser einen Umlagerungsprozess dar, bei dem Feinsediment abtransportiert werden kann und die Gewässersohle dynamisch umgelagert wird. Bei starken Hochwassern, besonders in anthropogen verbauten Gewässern in denen Retentionsräume wie Auengewässer, Seitenarme oder Totholzverkläuerungen fehlen, werden jedoch Fischbrut, Invertebraten und teils sogar schwimmstarke Fische flussabwärts verdriftet. In einem natürlichen Gewässer könnten dadurch „entvölkerte“ Abschnitte, neu besiedelt werden. Hierfür wäre jedoch die funktionierende Durchgängigkeit der Gewässer und somit eine Vernetzung der Fließgewässerlebensräume unabdingbar. Durch den starken Verbau der Fließgewässer mit Querbauwerken wie Wasserkraftanlagen, ist dieser jedoch bis dato nicht gegeben. Des Weiteren nimmt durch die starke Erosion bei Starkniederschlägen, sowie die durch die Überflutung von landwirtschaftlichen Nutzflächen oder von Kläranlagen, der Eintrag von Sediment und Nährstoffen deutlich zu. Die somit eingebrachten Sedimente lagern sich besonders in Seen aber auch strömungsberuhigten Bereichen vor Wasserkraftanlagen an. Die Folgen in den stehenden Gewässern, wie Seen sind sehr divers und hängen stark von den hydrologischen Begebenheiten des betreffenden Gewässers ab. Hierbei spielt natürlich auch eine Rolle, wie stark das Hochwasser im Einzugsgebiet des Sees war und wie groß das Einzugsgebiet ist. Seen sind besonders anfällig für eine Eutrophierung, da das Wasser eine längere Verweildauer hat; besonders gefährdet sind Flachseen, da sie über kein großes Wasservolumen verfügen, welches entsprechende Nährstoffeinträge abpuffern kann.

7.6 Erosion

Durch die Veränderung der Niederschlagsverhältnisse werden viele geomorphologische Prozesse verändert. Diese umfassen beispielsweise die Erosion, Hangstabilität (siehe auch Permafrost), Veränderung des Flussbetts und Sedimenttransport. Alle Studien legen nahe, dass die prognostizierten Starkregenereignisse ohne vorhergehende Maßnahmen zu stärkeren Erosionsvorgängen führen werden. Ebenso werden indirekt andere Prozesse, wie z.B. mögliche Veränderung der Bodenfeuchte, zu einem geänderten Oberflächenabfluss und Versickerungsmengen führen. Auch die Verschiebung von Niederschlägen von Schnee zu Regen ist als negativ zu bewerten, da Regen erosiver wirkt als Schnee. Durch Auftauen des Permafrostes werden die dortigen Böden erodierbar. Besonders durch Abschwemmen von landwirtschaftlichen Flächen, nimmt der Eintrag von Nährstoffen und Feinsedimenten in die Gewässer zu. Dies stellt ein großes Problem für die limnischen Ökosysteme dar. Bis 2100 wird mit einem großräumigen Anstieg der Erosionsgefährdung gerechnet, wobei die Stärke der Erosion stark von der Nutzung der Böden abhängt. Um der Vulnerabilität des Bodens gegenüber Erosion zu schützen wären daher umfassende Maßnahmen von Nöten.

7.7 Permafrost und Gletscher

Neben der angesprochenen Veränderung der Niederschläge spielt der Temperaturanstieg auch in Hinblick auf Permafrost und Gletschervorkommen in Bayern eine maßgebliche Rolle. Permafrostgebiete in Deutschland finden sich nur am zentralen Hauptkamm der Allgäuer Alpen, dem Wettersteinmassiv und dem Watzmannstock. Im Rahmen eines umfangreichen Projekts an der Zugspitze soll die momentane Situation und die Entwicklung bis 2020 untersucht werden. Permafrost hat keinen direkten Einfluss auf das Wasserregime. Durch Abstürze von lockerem Gestein kann es jedoch zu Änderung der Linienführung von Fließgewässern kommen und die Erosionsgefahr der aufgetauten Böden steigt. Das Abschmelzen von Gletschern hat hingegen einen direkten Einfluss auf das Wasserregime. Die Gletscher der Alpen spielen, anders als andere Gletscher, die einen deutlichen Einfluss auf das globale Wasserregime der Weltmeere haben, nur inneralpin eine Rolle. Alle bayerischen Gletscher haben ein Gesamtvolumen von 9,45 Millionen m³ Wasser. Dies entspricht der Wassermenge, die bei einem mittleren Abfluss innerhalb von ca. 38 Stunden in der Isar durch München fließt. Auf das gesamte Einzugsgebiet betrachtet, haben somit die Gletscher keinen signifikanten Einfluss. Die Gebirgsflüsse hingegen werden deutlich beeinträchtigt. Bereits in den letzten 160 Jahren wurde von den Gletschern mehr Schmelzwasser freigegeben, als durch Niederschläge wieder hinzu kam. Durch die höheren Jahresmitteltemperaturen wird sich dieser Trend vorsetzen und die Flüsse der Alpen auch kommend im Sommer eine höhere Wasserführung zeigen. Je größer der Teil, der bereits abgeschmolzen ist, desto geringer ist der Einfluss des Gletscherwassers auf die Wasserführung der Fließgewässer. Das Schmelzwasser kann in Zukunft somit keine geringen Niederschläge im Sommer

mehr ergänzen, die Temperaturen werden ohne das Schmelzwasser steigen und insgesamt wird sich die Amplitude der Abflussverhältnisse vergrößern.

7.8 Schneedecke

Für die folgenden Parameter ist in den Untersuchungszeitraum von 1951/52 bis 1995/96 ein negativer Trend zu verzeichnen:

- Schneedeckendauer
- Andauer der längsten Schneedeckenperiode (Winterdecke)
- Eintrittsdatum der maximalen Schneedeckenhöhe
- Beständigkeit der Schneedecke
- Erhaltung der Winterdecke
- Maximalwerte des Wasseräquivalents

Die untersuchten Parameter korrelierten jedoch stark mit der Geländehöhe, d.h. in höheren Lagen waren die Trends flacher. Einzig die Schneedeckenzeit, also der Zeitraum vom Tag des ersten liegenbleibenden Schneefalls bis zum letzten Tag der Schneebedeckung, variiert regional und zeigt großteils sogar positive Trends. Dies ist durch extreme Wetterbedingungen zu erklären, d.h. außergewöhnlich frühe Schneefallereignisse im Herbst und späte im Frühjahr. Das erneute Abschmelzen des Schnees in diesem Zeitraum wird bei der Schneedeckenzeit nicht berücksichtigt. Grundsätzlich lässt sich ein Trend hin zu schneeärmeren Wintern mit weniger dauerhaften Schneedecken erkennen. Der Rückgang der längsten Schneedeckenperiode im Untersuchungszeitraum betrug 20% bis 60%.

8 Mögliche Folgen für die Fischbiozönose

8.1 Allgemeine Folgen

Die Hitzetoleranz von Tieren ist von einem komplexen System abhängig. Die Sauerstoffversorgung ist das erste System im Organismus, das bei hohen oder sehr niedrigen Temperaturen nicht mehr funktioniert. Es kommt zu keiner ausreichenden Zirkulation und Ventilation und der Sauerstoffgehalt in den Körperflüssigkeiten sinkt. Bei hohen Temperaturen kann der Sauerstoffbedarf nicht gestillt werden und bei niedrigen Temperaturen verfügen die Mitochondrien über keine ausreichenden Sauerstoffkapazitäten. Dadurch ergeben sich Temperaturgrenzen, in denen der Organismus

funktionieren kann. Unsere heimischen Fische sind poikilotherm (wechselwarm), also nicht in der Lage, ihre Körpertemperatur selbständig aufrecht zu erhalten. Der Hauptteil des Wärmeaustausches der Fische geschieht über die Körperoberfläche, ein kleiner Teil auch über die Kiemen. Folglich sind alle physiologischen Vorgänge und Kreisläufe im Körper stark von der umgebenden Wassertemperatur abhängig. Fische haben für die verschiedenen Lebensstadien unterschiedliche maximale und minimale Temperaturwerte, bei denen sie überlebensfähig sind, bzw. ihr Optimum haben. Diese Temperaturoptima sind für die Eier, juvenile und adulte Tiere, während der Fortpflanzungsphase und von Art zu Art unterschiedlich. Grundsätzlich ermöglichen hohe Temperaturen bei allen poikilothermen Tieren höhere Metabolismusraten. Die Aktivität und das Wachstum von Fischen nehmen mit der Temperatur bis zu einem optimalen Punkt zu, bevor der Sauerstoffgehalt des Wassers dies einschränkt. Grundsätzlich gilt, dass bei einer Zunahme der Wassertemperatur um 10°C sich die biologische Aktivität verdoppelt. Die Stoffwechselrate kann jedoch so hoch sein, dass nicht mehr genug Nahrung zugeführt werden kann. Im schlimmsten Fall führt dies zu einem Versagen der Körperfunktionen und zum Tod des Tieres. Die optimale Temperatur für das Wachstum nimmt mit der Größe der Fische ab und variiert innerhalb einer Population einer Art nur leicht, während die ganze Population bezüglich ihrer Wachstumseffizienz an die Temperaturverhältnisse ihrer Heimatgewässer angepasst ist. Kaltstenothermen Fischarten sind während des gesamte Lebenszyklus auf niedrige Temperaturen angewiesen, während hingegen eurytherme Arten flexibel auf variabel Temperaturen reagieren können und primär während der Reproduktion im Frühjahr oder im Sommer besonders auf Minimaltemperaturen angewiesen sind. Eindeutige Temperaturgrenzen bei denen die Fische nicht mehr überlebens- oder fortpflanzungsfähig sind, sind schwer festzulegen, da sich die Tiere an höhere Temperaturen bis zu einem gewissen Grad adaptieren können und häufig andere Faktoren eine entscheidende Rolle spielen. Die Temperaturtoleranz hängt grundsätzlich stark mit dem Sauerstoffbedarf der Fische zusammen. Je höher die Wassertemperatur desto weniger Sauerstoff kann im Wasser gelöst werden. Gleichzeitig beschleunigt sich der Stoffwechsel der wechselwarmen Tiere und der Sauerstoffbedarf steigt. Die Folge ist, dass die Tiere nicht mehr ausreichend Sauerstoff über die Kiemen aufnehmen können um ihren Bedarf zu decken. Bachforellen als kaltstenotherme Arten benötigen beispielsweise mind. 7mg/l gelösten Sauerstoff, Karpfen hingegen nur 3mg/l.

Ein weiterer Faktor ist die Enzymsynthese. Enzyme sind Proteine, die Stoffwechselreaktionen steuern und somit einen essentiellen Teil des Metabolismus darstellen. Ihre Synthese ist ebenso temperaturabhängig, wie auch die Funktionsfähigkeit von biologischen Membranen.

Da sie ihre Körpertemperatur nicht aktiv regulieren können, müssen Fische sie indirekt durch ihr Verhalten, z.B. Aufsuchen von kalten Strömungen, beeinflussen.

Neben den Temperaturerhöhungen ist auch das Abflussregime von großer Bedeutung, denn vom Abfluss des Fließgewässers ist es abhängig, ob und in welcher Geschwindigkeit die Fische in dem

Gewässer wandern können. Bei fehlender Durchgängigkeit können bei Hochwasser verdriftete Individuen nicht mehr in ihre Ursprungslebensräume zurück wandern. Gleichzeitig gehen bei deutlich verändertem Abfluss Habitate verloren. Auch mit niedrigem Abfluss einhergehende, weitere Erhöhungen der Wassertemperatur, verschärfen die Situation. Sehr niedrige Wasserführung könnte bis 2070 zu einem Verschwinden von 75 % der Arten führen.

8.2 Algenblüten und Makrophyten

Cyanobakterien umgangssprachlich auch Blaualgen genannt, sind Photosynthese betreibende Organismen, die man in jedem Gewässer findet. Sie stellen einen essentiellen Teil des Ökosystems dar, da sie einen großen Teil der CO₂-Fixierung bewältigen. Sie können jedoch auch toxin-sezernierende Algenblüten bilden. Durch Eutrophierung und Klimawandel und die damit einhergehende Erwärmung der Gewässer nimmt weltweit die Verbreitung blütenbildender Algen zu. Die meisten Algenblüten werden von Grünalgen und Cyanobakterien hervorgerufen, doch auch einige Dinoflagellaten, Kalkalgen, Diatomeen und andere Organismen zeigen Blütenbildung und produzieren Toxine. Blütenbildende Cyanobakterien weisen ein generell höheres Temperaturoptimum auf als andere Phytoplankter. Eine Verschärfung der Problematik im Rahmen der globalen Erwärmung ist somit wahrscheinlich. Toxine, die von blütenbildenden Algen freigesetzt werden, können Massensterben von Fischen hervorrufen und gleichzeitig bei Fischern, Anglern und Badenden zu gesundheitlichen Schäden führen. Durch das Absterben der teils großen Algenmatten kommt es zu einer starken Sauerstoffzehrung, was ebenfalls als problematisch für die Fische angesehen werden muss. Cyanobakterien sind auch für das sogenannte „Moseln“ von Fischen verantwortlich. Die Terpenoide Geosmin und 2-Methylisoborneol sind Sekundärmetabolite von Cyanobakterien und gelangen über die Nahrung in das Fischgewebe. Algenblüten sind grundsätzlich eher in Seen problematisch, da in Fließgewässern die planktischen Organismen weggetrieben würden. In Fließgewässern mit stark reduzierter Fließgeschwindigkeit, beispielsweise durch Stauhaltungen herrscht jedoch teils eine mit einem Stilgewässer vergleichbare Situation. Von den untersuchten Messstellen sind besonders die beiden Standorte am Main (M1-M8) zu nennen, bei denen die Fließgeschwindigkeit extrem herabgesetzt ist. Neben Algenblüten, also einer massenhaften Entwicklung des Phytoplanktons, gibt es auch andere Algen, die als Aufwuchs auf dem Sediment wachsen. In der Restwasserstrecke der Traun (T2) sowie oberhalb des Wehres (T3) konnte im Untersuchungsjahr 2015 eine sehr starke Algenentwicklung beobachtet werden. Nachts kann dies in schwach fließenden Bereichen zu Sauerstoffzehrung und einem starken Abfall des pH-Werts führen. Der pH wiederum kann tagsüber durch Algen und Makrophyten so stark ansteigen, dass er ebenfalls für Fische kritische Werte erreicht. Den gleichen Effekt hinsichtlich Sauerstoffzehrung und pH-Wert hat auch ein massenhaftes Aufkommen von Makrophyten. An der letzten Messstelle an der Würm

(W4) kam es im Sommer zu einem extrem starken Wachstum von *Ranunculus fluitans*, dem Flutenden Wasserhahnenfuß, der im sonnenbeschienenen Bereich einen dichten Pflanzenteppich bildete. Bei herabgesetzter Fließgeschwindigkeit und einer Erhöhung der Wassertemperatur durch den Klimawandel kann dies ebenfalls einen kritischen Zustand herbeiführen.

8.3 Einfluss auf Krankheiten und Parasiten

Erhöhte Temperaturen bedeuten für viele Fische höheren Stress und belasten somit deren Immunsystem, was sie anfälliger für bestimmte Krankheiten und Parasitosen macht. Durch die Zerstörung von Kaltwasserhabitaten in den niedrigen Höhenlagen wird beispielsweise die Proliferative Nierenkrankheit (PKD) begünstigt. Laut EDI (Eidgenössisches Departement des Innern, Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen BLV Schweiz) führt die Proliferative Nierenkrankheit, die in der Schweiz für Bachforellensterben verantwortlich ist und ein großes wirtschaftliches Problem darstellt, erst ab einer Temperatur von 12°C zu Symptomen. Ab Temperaturen von über 15°C über einen Zeitraum von zwei bis drei Wochen steigt die Mortalitätsrate deutlich. In nicht beeinflussten oberen Forellenregionen würde dies kein Problem darstellen, da dort die Maximaltemperatur bei 9°C liegt. Das Koi-Herpes-Virus, ein weiteres Beispiel, hat sein Temperaturoptimum bei 15-25°C. Allgemein geht ein hoher Temperaturstress einher mit einer gesteigerten Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und höheren Mortalitätsraten.

8.4 Neobiota

Durch zunehmende Globalisierung und damit verbundene stärkere Vernetzung, ehemals getrennter der Gewässerstraßen und -systeme, nimmt die Einwanderung von Neobiota zu. Invasive Arten stellen immer wieder ein Problem für die heimische Flora und Fauna dar. Ein Beispiel für diese zunehmende Vernetzung ist der Main-Donau-Kanal, der 1992 geöffnet wurde. Mit ihm wurden die beiden großen Gewässersysteme des Mains und der Donau verknüpft und zudem eine Verbindung zum Rhein hergestellt. Mit dieser neu geschaffenen Großschifffahrtsstraße besteht nun eine Verbindung von der Nordsee bis zum Schwarzen Meer.

Schon heute wandern viele thermophile Arten über diesen Weg aus dem Pontokaspischen Raum ein. Laut der Bestandaufnahme der Neozoen waren im Jahr 2000 in deutschen Gewässern bereits 51 neozoische Fische zu finden, von denen mindestens 8 als etabliert eingestuft wurden. Bei den Krebstieren waren es 81 neozoische Arten, von denen 26 als etabliert bewertet wurden. 83 verschiedene Weichtierarten wurden in Deutschland bereits identifiziert und 40 davon, also fast die Hälfte gilt als etabliert. In den letzten 15 Jahren hat sich die Lage eher verschlimmert. Untersuchungen der Makroinvertebratenbiozönose im Rhein zeigten eine deutliche Verschiebung der Artenzusammensetzung hin zu Neozoen. 33 der 133 identifizierten Arten waren Neozoen. Bei der

Gesamtzahl der Individuen machten die Neozoen, je nach Probenahmenart zwischen 74 % und 85 % aus. 95 % bis 98 % aller Individuen gehörten 13 der gefundenen Arten an und nur vier davon waren einheimisch. Besonders der Flohkrebs *Dikerogammarus villosus* zeigte eine hohe Abundanz. Bei einer Probenahme im Kühlwassereinlass eines Kraftwerkes gehörten 64 % aller Individuen dieser Art an. *Dikerogammarus villosus* und 12 weitere der 33 gefundenen nicht heimischen Tierarten stammen aus dem Pontokaspischen Raum, also einem Gebiet im Süden von Deutschland. Eine weitere Sukzession im Rahmen des Klimawandels und eine verstärkte Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten stehen zu befürchten. Fraglich ist noch wie stark sich die Veränderung des Spektrums der Fischnährtiere auf die Fischbiozönose auswirkt. Möglicherweise profitieren weitere zugewanderte Arten wie zum Beispiel die sogenannten Schwarzmeergrundeln, mehrere Grundelarten, die alle aus dem Pontokaspischen Raum stammen. Die neuzugewanderten Grundeln stellen für die Fischerei ein ernsthaftes wirtschaftliches Problem dar, da sie in großen Flüssen mit Blocksteinschüttung bis zu 90 % der Fänge der Angler und Berufsfischer ausmachen können. Somit haben sie zahlreiche andere fischereilich nutzbare Fischarten teilweise oder komplett aus ihrem Lebensraum verdrängt.

Zu den Hauptnahrungstieren der Grundeln in der Donau gehören die Flohkrebse der Gattung *Dikerogammarus spp.* Durch den vorherigen Invasionsprozess von *Dikerogammarus villosus* hatten die Grundeln somit einen deutlichen Vorteil. Die Zebrauschel *Dreissena polymorpha*, ein weiterer Neozoon wurde 1825 erstmals im deutschen Ostseegebiet gefunden. Sie bildet mitunter gewaltige Biomassen in besiedelten Gewässern. Mit ihren Bysusfäden haftet sie an Verrohrungen im Gewässer, Schiffen, Stegen, und Fischernetzen und verursacht beträchtliche finanzielle Schäden. Viele invasive Organismen zeichnen sich durch eine euryöke Lebensweise und kurze Reproduktionszyklen aus, was ihnen einen Vorteil gegenüber indigenen Arten verschafft. Durch ihre Toleranz gegenüber Veränderungen der Umwelt, sind sie in Bezug auf die mit dem Klimawandel einhergehenden Veränderungen konkurrenzstärker als viele heimische Arten. Neben den Neobiota haben auch euryöke indigene Arten einen Vorteil gegenüber stenöken indigenen Arten.

Neben invasiven Tieren sind auch andere Organismen eingewandert. Durch die Ausbreitung invasiver oder neophytischer Wasserpflanzen werden Habitate strukturell verändert und durch das Absterben und Verrotten der wuchernden Makrophyten im Herbst die Sauerstoffdefizite in Seen teils weiter vergrößert (siehe **8.2 Algenblüten und Makrophyten**)

8.5 Verschiebung von Laichzeiten und Einfluss auf Mittel- und Langdistanzwanderer

90 % der reophilen Fische in Bayern gelten laut der Roten Liste bereits heute als gefährdet, bei den Kieslaicher und Langdistanzwanderern sind es sogar 100 %.

Die Veränderungen im jahreszeitlichen Temperaturverlauf spielen eine große Rolle für das Wanderverhalten diadromer Fische und die Entwicklungszyklen vieler Arten. Die Größe und das Alter abwandernder Salmoniden sind, durch deren Effekt auf das Wachstum, indirekt abhängig von der Temperatur. Zeitpunkt des Ablaichens und des Eischlupfs variieren mit der Temperatur. Bei höheren Temperaturen werden viele Salmonidenarten früher wandern, später ablaichen und in jüngerem Alter wieder abwandern und zur Reife gelangen. Bei Huchen hingegen, die ebenfalls zu den Salmoniden gehören, jedoch Frühjahrslaicher sind, verschiebt sich bei höheren Temperaturen im Frühjahr, der Laichzeitpunkt nach vorne. Besonders betroffen sind Fische, deren Entwicklung von Temperatursummen (Tagesgraden) abhängt. Ihre Entwicklung wird deutlich verkürzt und gleichzeitig der Ablaichzeitpunkt verschoben. Da viele Arten auch an die Saisonalität von Wasserständen angepasst sind, hat auch das veränderte Abflussregime Einfluss auf den Entwicklungszyklus dieser Tiere.

8.6 Einfluss auf die Gametogenese

Einen entscheidenden Faktor stellt die Temperatur auch bei der Reproduktion dar. Die hormonelle Regulation der Fortpflanzung kann durch Temperaturveränderungen beeinflusst werden. Neben der Ausschüttung der Hormone kann auch die Gonadenentwicklung während der Gametogenese durch die Temperaturen verändert werden. Bei Cypriniden ist es wichtig, dass während der Gametogenese niedrige Temperaturen herrschen, während in späteren Phasen höhere Temperaturen eine stimulierende Wirkung haben. Milchner der Salmoniden, die bei Temperaturen von 18°C drei Monate gehalten wurden, zeigen ein geringes Milchvolumen, was bei den überströmten Bereichen der Salmonidenlaichplätzen ein großes Defizit bedeutet. Bei erhöhten Temperaturen kann es zu einer „Überreifung“ der Eier kommen. Dies geschieht auch, wenn die Eier bei einer geeigneten Temperatur inkubiert wurden, die Rogner jedoch zuvor höheren Temperaturen ausgesetzt wurden. Auch indirekt kann die Temperatur die Fortpflanzung negativ beeinflussen. Sind die Fische Temperaturen über ihrem Optimum ausgesetzt, werden Stresshormone ausgeschüttet. Bei zu langer Inkubation unter diesen Bedingungen kann dies zu einer Einstellung der Ovulation oder zum Verschluss der Ovarien kommen. Allgemein beeinflusst die Temperatur alle Stadien der Reproduktion. Auch in der Larvalphase sind die Fische noch besonders anfällig für Temperaturanstiege und erst in der späteren Entwicklung entwickeln sie eine gewisse Temperaturtoleranz. Die Größe der Eier steigt mit der Temperatur, während das Alter der Geschlechtsreife, die Lebensdauer und die Fruchtbarkeit abnehmen.

8.7 Verschlechterung des Laicherfolgs durch winterliche Hochwässer bei Salmoniden

Durch häufigere und stärkere Hochwasser nimmt der Individuenverlust durch Drift zu. Diese Problematik wird durch die fehlende Durchgängigkeit verschärft, da die Fische nicht mehr zurück in ihre Ursprungshabitate wandern können. Auch durch den Klimawandel zunehmende Kolmation der Kieslaichplätze durch eingeschwemmtes Sediment, lässt keine Fortpflanzung mehr zu. Salmonideneier sind auf eine gute Sauerstoffversorgung angewiesen und durch Verstopfung des hyporheischen Interstitials, also des Kieslückensystems, ist dies nicht mehr gewährleistet und die Eier sind nicht überlebensfähig. Auch heute schon ist dies der Hauptgrund für einen Misserfolg bei der Reproduktion von Salmoniden. Das Problem der Verbauung der Laichhabitate durch anthropogene Veränderungen der Gewässerbettynamik wird verstärkt, wenn durch die zunehmenden Winterhochwässer und die damit einhergehende Erosion, die Laichplätze der Salmoniden gänzlich verschwinden.

8.8 Durchgängigkeit von Fließgewässern

Vom Menschen unbeeinflusste Fließgewässer bilden ein natürlich vernetztes System an verschiedenen Habitaten. Durch Wasserkraftwerke und andere Querbauwerke wie Wehre und Abstürze, ebenso wie durch zu geringe Restwasserabflüssen in Ausleitungsstrecken ist die Durchgängigkeit zwischen den verschiedenen Lebensräumen unterbrochen. Wasserorganismen insbesondere Fische können Wanderrouten die für das Überleben oder die Reproduktion von entscheidender Bedeutung sind nicht mehr aufnehmen. Davon sind nicht nur sämtliche wandernden Arten, egal ob anadrome, katadrome, potamodrome oder in der Nähe des Meeres amphidrome Fische betroffen. Auch Fische die wärmeren Wassertemperaturen ausweichen wollen, können dies häufig nicht. Geringe Restwasserabgaben sind aus mehreren Gründen problematisch für die Durchgängigkeit. Selbst wenn die abgegebene Wassermenge groß genug ist um die Restwasserstrecke physikalisch durchwanderbar zu gestalten, könnten deutlich erhöhte Temperaturen im Sommer wie bspw. in der Restwasserstrecke der Traun, kältliebende Fischarten daran hindern sie zu durchwandern. Häufig existieren jedoch auch heute noch gar keine Ausleitungsstrecken oder Fischauf- oder abstiegsbauwerke an Querbauwerken jeglicher Art. Auch die kleinsten Gewässer der III. Ordnung werden meist von einer Vielzahl von mangelhaft oder gar nicht durchgängigen Querbauwerken unterbrochen. Die meisten Wanderungen erfolgen aus nachfolgenden Gründen. Zum einen haben viele Arten im Lauf ihres Lebens in verschiedenen Lebensabschnitten unterschiedliche Ansprüche an ihre Lebensräume und müssen zwischen den unterschiedlichen Habitaten wechseln. Zum anderen wechseln manche Fischarten auch täglich zwischen Tag- und Nachtstandorten. Für Barben konnten tägliche Ortswechsel von bis zu 200m nachgewiesen werden. Hierbei kann es sich auch um ein Ausweichverhalten handeln, wenn Fische beispielsweise tagsüber wärmeren Standorten ausweichen wollen. Ausweichwanderungen bei

negativer Veränderung der Gewässer werden zunehmend wichtiger. Diese Veränderungen können zu hohe Temperaturen, denen die Fische im Tageszyklus ausweichen wollen, aber auch damit einhergehende zunehmende Verkrautung der Gewässer und die durch höhere Temperaturen verstärkten Folgen von Einleitungen sein. Auch eine Wiederansiedlung nach dem Auslöschung einer Population ist ohne eine vorhandene Durchgängigkeit nicht möglich. Durch den Klimawandel wird eine Verschiebung der Fischregionen zur Quelle hin prognostiziert und die vorliegende Vorstudie kommt zu einem damit übereinstimmenden Ergebnis. Die Fische können jedoch nicht in quellnähere Bereiche einwandern wenn die Durchgängigkeit nicht gegeben ist. Flussabwärts findet durch Verdriftung zumindest eine gewisse Wanderung statt. Die bereits beschriebene Problematik, dass Fische und andere Lebewesen von Hochwassern verdriftet werden und anschließend auf Grund fehlender Vernetzung nicht wieder in ihre Ursprungshabitate zurückkehren können, wird durch häufigere stärkere Hochwasser verschärft. Bei Kraftwerken geschieht die flussabwärts gerichtete Wanderung zudem häufig durch die Turbinen, was jedoch je nach Art und Größe des Fisches und nach Art der Turbine zu mehr oder weniger großen Schädigungen oder den Tod führen kann. Für Geschiebe und Sediment sowie den darin lebenden Organismen wie Makrozoobenthos stellen Wehre häufig ein endgültiges Hindernis dar, was das gesamte Gewässersystem ebenfalls nachhaltig beeinflusst. Durch die fehlende Vernetzung der Gewässer werden auch die verschiedenen Populationen einer Fischart strikter voneinander getrennt. Diese Trennung führt zu einer Reduktion der genetischen Vielfalt und damit zu einer schlechteren Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen wie steigenden Temperaturen. Laut WRRL muss der ökologisch gute Zustand bzw. das gute ökologische Potential der Gewässer gewährleistet werden. Um diesen zu erreichen, ist es unabdingbar, die Durchgängigkeit der Gewässer wieder herzustellen, da eine Zerstückelung der Gewässersysteme und die Anstauung von Flüssen die natürlichen Habitate der Fließgewässer zerstört. Die Bundesregierung sieht den Hauptgrund dafür, dass 62 % der Fließgewässer den guten ökologischen Zustand bis zum Jahr 2015 nicht erreichten, in der fehlenden Durchgängigkeit. Ein durch Habitatfragmentierung stark in Mitleidenschaft gezogenes Gewässer, hat kaum mehr die Möglichkeit sich an eine, durch den Klimawandel hervorgerufene, Veränderungen anzupassen. Eine Entwicklung hin zu mehr Durchgängigkeit durch Abbau bestehender Wanderhindernisse sollte daher ein Hauptziel der Gewässerentwicklung in Hinblick auf die Globale Erwärmung sein.

8.8.1 Durchgängigkeit an den Messstandorten

Die Durchgängigkeit war auch allen Messstellen von Bedeutung, da an allen Standorten von den natürlichen Gegebenheiten her Durchwanderbarkeit existieren würde. Im Folgenden wird an Hand von zwei Beispielen die Bedeutung der Durchgängigkeit in den Untersuchungsgebieten kurz beleuchtet.

Bei dem Standort an der Würm spielt die zumindest teils vorhandene Durchgängigkeit eine entscheidende Rolle. In diesem Gewässer werden wie von den meisten Vereinen Bachforellen besetzt.

Da die Temperaturen im Sommer auf über 28°C ansteigen, wäre ein Überleben der Bachforellen ohne Ausweichmöglichkeiten nicht gewährleistet. Die Würm, besonders die Obere Würm ist jedoch laut Aussage der Fischereiberechtigten gut mit dem Umland vernetzt. Kleine Nebenbäche münden in die Würm und bieten ein kühleres Ersatzhabitat, in das sich die Bachforellen bei wärmeren Wassertemperaturen in der Würm, zurückziehen können. Trotz der Möglichkeit den hohen Temperaturen zumindest teils auszuweichen, sind die Bedingungen für Bachforellen ungeeignet.

In Zolling hingegen ist weder die Restwasserstrecke noch der Kanal durchgängig. Allein in der Restwasserstrecke befinden sich drei nicht durchgängige, sowie ein mangelhaft und ein eingeschränkt durchgängiges Wehr (Abb.31). Während die Restwasserstrecke zumindest durch Seitenarme bedingt vernetzt ist, haben Fische im Kanal keine Möglichkeit auszuweichen. Wie in Abb.31 erkenntlich, handelt es sich zudem um das FFH²-Gebiet 7635-301 Ampertal. FFH-Gebiete sollen dem Schutz von Tieren, Pflanzen und Lebensraumtypen dienen. Anhang II-Arten dieses Gebietes sind unter anderem einige Fischarten wie z.B. der Huchen. Für diesen als kälteliebenden

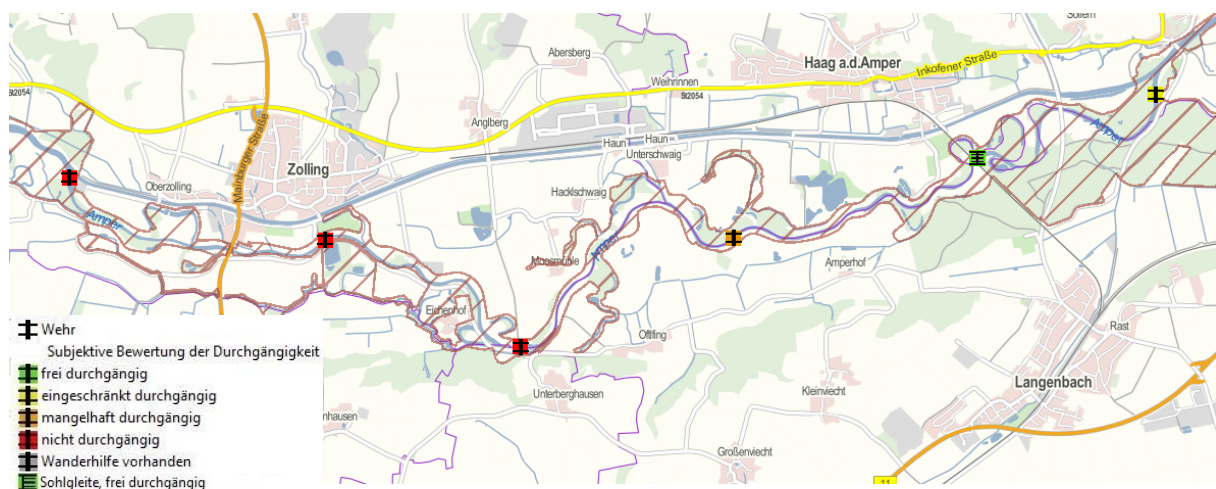


Abbildung 31 Standort Amper bei Zolling; der schraffierte Bereich kennzeichnet das FFH-Gebiet 7635-301; die Querbauwerke in dem Kanal werden nicht angezeigt, da es sich um eine Ausleitung handelt (Bayerische Vermessungsverwaltung, LFU)

Salmoniden sind die Bedingungen jedoch mehr als schlecht. Die Temperaturen entsprechen nicht den Anforderungen einer kaltstenothermen Art. Die Fische könnten weder zum Laichen noch als Flucht vor zu warmen Temperaturen abwandern und durch den Gewässerverbau ist die Fließgeschwindigkeit zudem reduziert. Die verschiedenen Faktoren beeinflussen sich gegenseitig auf, für die Fische negative Art und Weise. Die geringe Fließgeschwindigkeit und Wassermenge sorgt für eine Erwärmung des Wassers. Geringe Fließgeschwindigkeit, sorgt ebenso wie hohe Wassertemperaturen für eine schlechte Sauerstoffsättigung. Gleichzeitig ist der Bedarf der Fische an Sauerstoff bei hohen Temperaturen besonders hoch. Fische die wie der Huchen sauerstoffreiche und schnell fließende

² FFH= Flora-Fauna-Habitat

Flüsse bevorzugen finden hier kein geeignetes Habitat. In der Restwasserstrecke der Amper haben Fische grundsätzlich die Möglichkeit in Seitengewässer auszuweichen. Dies betrifft jedoch nur die Seitengewässer die eine Verbindung zu dem Abschnitt der Amper, der zwischen zwei Querbauwerken liegt haben, in dem sich das Tier gerade befindet. Da die Durchgängigkeit nicht gegeben ist und viele andere Faktoren wie auch die Temperatur ungünstig sind, ist die Amper für den Huchen und viele andere Fischarten kein passender Lebensraum mehr.

8.9 Verschiebung der Fischregionen

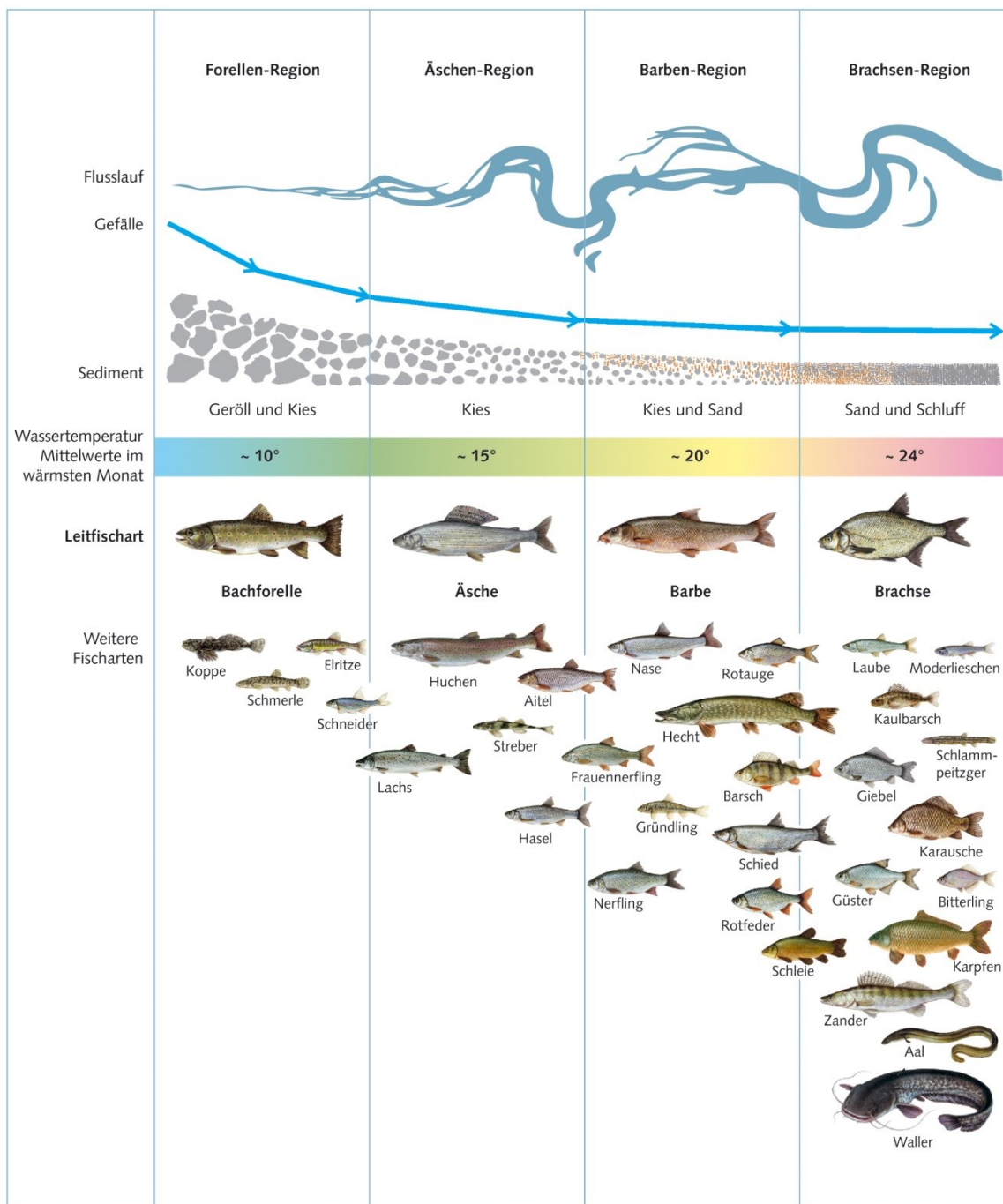


Abbildung 32 Fischregionen der Fließgewässer Bayerns

Die Wassertemperatur stellt den entscheidenden Faktor bei der Einteilung der Fischregionen dar. Die Fischregionen werden grob unterteilt in das Rhithral sowie das Potamal. Das Rhithral auch Salmonidenregion genannt, besteht wiederum aus Epi-, Meta- und Hyporhithral, oder auch aus oberer und unterer Forellenregion und Äschenregion. Das Potamal, auch Cyprinidenregion wird ebenfalls unterteilt in Epi-, Meta- und Hypopotamal, oder auch Barben-, Brachsen- und Kaulbarsch-Flunder-Region. Epi- und Metarhithral werden wie in der Abb. 32 häufig als Forellenregion zusammengefasst. Je nach Literaturquelle werden hinsichtlich der Temperatur unterschiedliche Grenzwerte genannt. Bei manchen Quellen wird beispielsweise für die Äschenregion angegeben, dass sie selten über 15°C erreicht. In anderen Quellen werden als durchschnittliche Temperaturen im Sommer Werte zwischen 15° und 20°C angegeben. Für die Forellenregion steht in einer Quelle geschrieben, dass die Temperaturen 10°C selten überschreiten, in einer anderen steht, dass die obere Forellenregion stets unter 9°C liegen würde. Eine klare Abgrenzung ist somit schwierig. Jedoch ist neben anderen untergeordneten Einflussgrößen wie Gefälle und Substrat die Temperatur der entscheidende Faktor für die Einteilung der Fischregionen. Abb. 32 zeigt eine Einteilung der Fließgewässer Bayerns in Fischregionen. Bis auf den Main und Abschnitte der Donau findet sich in Bayern keine Brachsenregion. Die Messstandorte, die in Abb. 33 rot umkreist sind, liegen größtenteils in der Barbenregion. Der zweite Standort am Main (M6-M8) ist eine Ausnahme, da er in der Brachsenregion liegt. Ebenfalls nicht Teil der Barbenregion ist der Messstandort an der Traun, der zur Forellenregion gezählt wird. Die Einteilung der Fließgewässerregionen ist aber nach den Ergebnissen dieser Vorstudie möglicherweise hinsichtlich der Temperaturbereiche oder der geographischen Grenzen schon heute nicht mehr gültig. Die beiden Standorte am Main erscheinen bezüglich der Einteilung nach der Temperatur plausibel. Der erste Standort in Mainneck, der laut Einteilung in der Barbenregion liegt, zeigte stets Werte unter 26°C. Am zweiten Standort in Dettelbach wurden zwar deutlich höhere Temperaturen mit einem Maximalwert von fast 27°C und Durchschnittswerten von knapp über 20°C gemessen, jedoch sind diese für die Brachsenregion nicht ungewöhnlich.

Die Messstellen W1 und W2 ebenso wie AP1 und AP9 die alle fast 28°C erreichten oder knapp darüber lagen, zeigen deutlich zu hohe Temperaturen für die Barbenregion. Die Messstellen an der Traun zeigen besonders deutlich die Abweichung der Einteilung der Fischregionen von den tatsächlichen Temperaturbedingungen. Trotz der Abweichungen hinsichtlich der Temperaturgrenzen in den verschiedenen Literaturquellen sollte die Temperatur in der Forellenregion 10°C auch im Sommer nicht deutlich und nur selten überschreiten, und selbst wenn 15°C als oberer Temperaturbereich angenommen wird, liegen die Werte der Traun deutlich darüber. In der Restwasserstrecke stieg die Temperatur auf über 21°C und auch im Bereich oberhalb des Wehres erreichten die Temperaturen Werte von bis zu 18,6°C. Auch die Durchschnittstemperaturen im Messzeitraum lagen mit 13,9°C in der Restwasserstrecke, knapp unter 12,9°C oberhalb des Wehres und knapp über 12,9°C an der

Messstelle nach Zusammenfluss von Kanal und Restwasserstecke relativ hoch. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese Temperaturen nur zwischen Mitte August und Ende September erhoben wurden und somit nicht die wärmste Periode des Jahres 2015 - Anfang Juli - abdecken. Es ist anzunehmen, dass die Temperaturen zu diesem Zeitpunkt noch höher waren. Die Einteilung als Forellenregion scheint hinsichtlich der Temperaturverhältnisse fragwürdig.

Fischregionen der Fließgewässer Bayerns

Stand: Dezember 1986

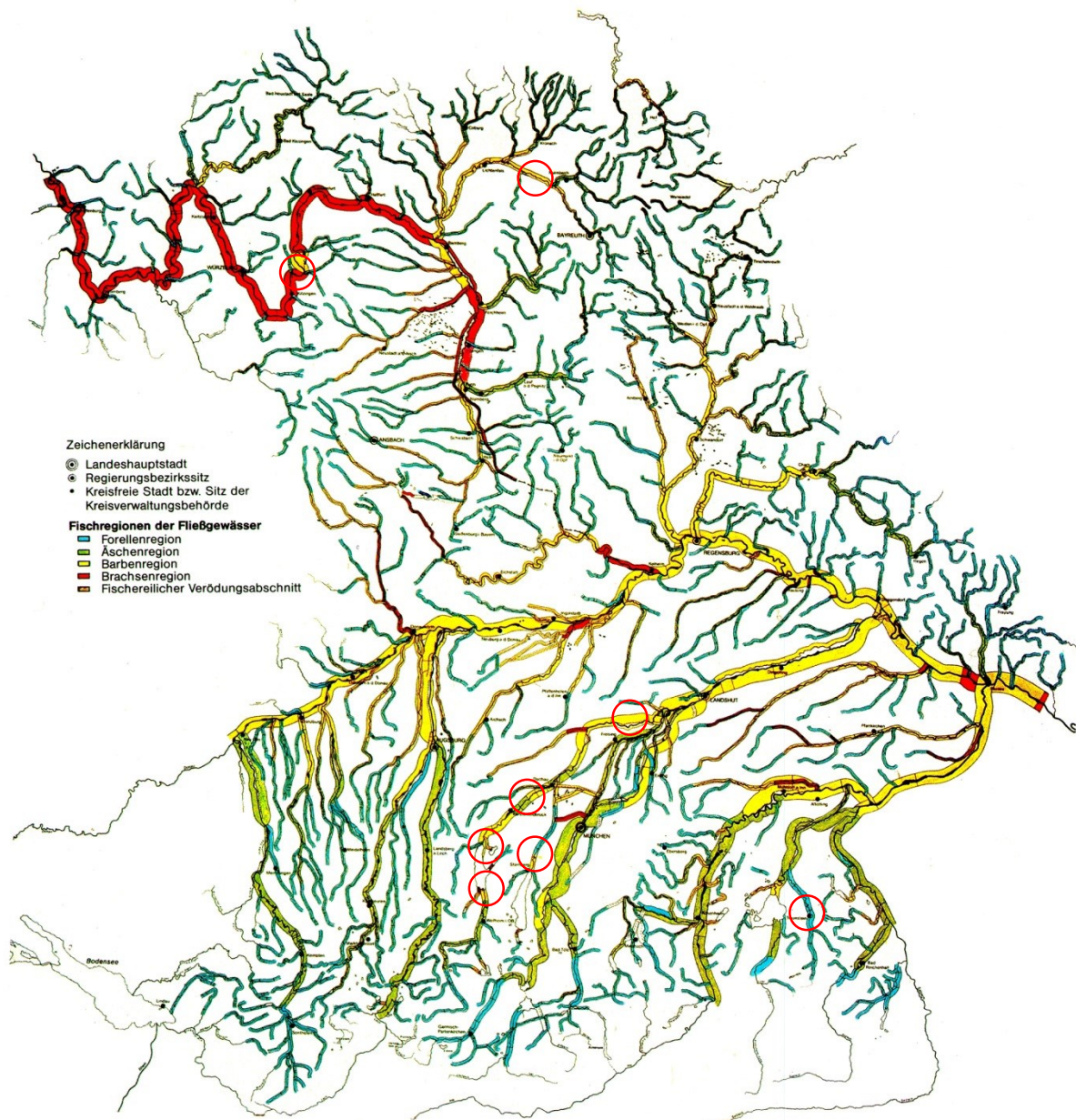


Abbildung 33 Fischregionen der Fließgewässer Bayerns, Stand 1986, Landesanstalt für Fischerei; die Standorte der Temperaturmessungen mit Datenloggern im Jahr 2015 des LFV, sind rot umkreist

Fische haben abhängig von ihrer Entwicklungsstufe unterschiedliche Präferenzen bezüglich der Wassertemperatur. Juvenile Stadien sind beispielsweise häufig empfindlicher als adulte Tiere derselben Art. Die Entwicklung der Eier ist ebenfalls an einen meist sehr kleinen Temperaturbereich

gebunden. Dies führt dazu, dass die Laichfische nur bei bestimmten Temperaturen überhaupt ablaichen. Die nachfolgende Tab. 5 beinhaltet daher eine Aufstellung von Temperaturbereichen und –grenzen aus der Literatur für ausgewählte heimische Fischarten. Es sind die Grenzwerte der optimalen, kritischen und letalen Temperaturbereiche für die verschiedenen Entwicklungsstufen angegeben. Die hierbei verwendeten Temperaturdaten stammen aus verschiedenen Quellen. In der Literatur sind für die einzelnen Arten deutlich unterschiedliche Angaben bezüglich ihrer Temperaturpräferenzen und -toleranzen zu finden. Die Unterschiede betragen je nach Studie teils mehrere Grad und die Angaben sind zudem davon abhängig, ob und wieviel Zeit der Fische hatte, sich zu akklimatisieren. Auch die Tatsache, ob es sich um einen Wildfisch oder einen Aquakulturfisch handelt, hat Auswirkung auf die Temperaturtoleranz, insbesondere gegenüber hohen Temperaturen. Für die vorliegende Aufstellung wurde je nur ein Wert angegeben. Für die meisten Arten lagen keine Untersuchungen für alle Entwicklungsstadien und Temperaturbereiche vor.

Tabelle 5 Grenzwerte optimalen, kritischen und letalen Temperaturbereiche für die verschiedenen Entwicklungsstufen für ausgewählte Fischarten

	Eier		Juvenil		Adult			Fortpflanzung
	optimal	letal	optimal	letal	optimal	kritisch	letal	
Äsche <i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus)	6-13	<0; >14			15-17	18-24	26 (24h)	6-10
Bachforelle <i>Salmo trutta fario</i> (Linnaeus)	7-12	15	6-14	28	14-17	23-27	30	7-13
Bachsaiibling <i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill)	0-12		12-15	26-27	8-20	0-7; 20-29	30	2-13
Barbe <i>Barbus barbus</i> (Linnaeus)	16-21		>14	30 (24h)		30		8-16
Brachse <i>Abramis brama</i> (Linnaeus)	18-23	<5; >32	14-34		23-26	28-36	36	12-20
Elritze <i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus)	6-16		<23		13-25	23-31		17-20
Hasel <i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus)	6-15	18						5-9
Huchen <i>Hucho hucho</i> (Linnaeus)	4,3-14				15			4-14
Nase <i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus)	12-19	<10						8-16
Rotauge <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus)	12-24	<5; >27			8-25	0-12; 25-38		5-20
Döbel <i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus)	<24	<16; >30			8-25		38-39	18
Schneider <i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch)					18	<27		19-24
Seeforelle <i>Salmo trutta lacustris</i> (Linnaeus)						16-23	25-30	1-9

Aus den unterschiedlichen Angaben in der Literatur lässt sich schließen, dass die in Tabelle 5 enthaltenen Angaben nicht allgemein gültig sein können. Fische, die eine bestimmte Akklimatisierungsphase hatten, können möglicherweise höhere Temperaturen überstehen. Kommen jedoch zu den hohen Temperaturen noch andere Stressfaktoren hinzu, wie beispielsweise schlechte

Sauerstoffversorgung, Wasserverschmutzung oder Prädatoren, können auch schon geringere Temperaturen letale Folgen haben. Der sofortige Tod der Fische ist die schlimmste aller Folgen, doch nicht die einzige. Da ab einer bestimmten Temperatur die Nahrungsaufnahme eingestellt wird, können die Fische abmagern oder sind grundsätzlich eine einfache Beute für Raubvögel und andere Prädatoren. Wenn die Fische keine Möglichkeit haben, sich fortzupflanzen, ist das für das Individuum unter Umständen nicht direkt schädlich, bedeutet jedoch langfristig für die Population ein Problem, dass bis zum Auslöschen der Bestände führen kann.

Tabelle 6 Jahreshöchstwerte der Temperaturen ausgewählter Gewässer in verschiedenen Fischregionen in Bayern (Gewässerkundlicher Dienst Bayern)

Gewässer	Standort Temperaturmessung	Fließgewässerregion	Messung seit	2011	2012	2013	2014	2015	Maximal Temperatur
Iller	Sonthofen	Forellenregion	2004	17,1	17,9	17,8	16,7	18,6	18,6
Berchtesgadener Ache	Berchtesgaden	Forellenregion	2011	17,9	17,2	18,6	17,8	19,9	19,9
Schwarzer Regen	Teisnach	Äschenregion	2004	22,7	23,5	23,4	23,5	26,1	26,1
Alz	Altenmark o.d. Traun	Äschenregion	2010	26,6	26,3	27,7	26,3	28,2	28,2
Rott	Ruhrstorf	Barbenregion	2008	26	26,8	26,2	28,4	27,2	28,4

Ebenso wie die Ergebnisse der Temperaturlogger zeigen auch viele Messstellen des Landesamts für Umwelt (Tab.6), dass die ursprüngliche Einteilung der Fischregionen nicht mehr in allen Gewässern aktuell ist. Die Messstellen der Iller in Sonthofen und der Berchtesgadener Ache in Berchtesgaden liegen beide laut der Einteilung von 1986 in der Forellenregion. Die Temperaturen sollten laut Definition 10°C auch im Sommer nur selten und nicht deutlich überschreiten. An beiden Standorten stiegen die Temperaturen jedes Jahr auf über 16°C und im Maximum auf 18°C bzw. fast 20°C. Diese Wassertemperaturen sind für die Leitfischart die Bachforelle und die Nebenfischarten unter optimalen Umweltbedingungen noch nicht als kritisch zu betrachten. Andere negative Umweltfaktoren können jedoch in Kombination mit zu hohen Temperaturen in Summe problematisch sein. Besonders in Kombination mit geringer Wasserführung und Abwassereinleitung kann dieser Anstieg der Temperatur der ausschlaggebende Faktor sein. Das ein Ausweichen der Fische in kühlere Zuflüsse häufig nicht möglich ist, muss hier als besonders kritisch bewertet werden.

Der Schwarze Regen und die Alz wurden an den Messstandorten je als Gewässer der Äschenregion kategorisiert. In der Äschenregion als ebenfalls sommerkühle Gewässer, herrschen normalerweise

Sommertemperaturen um die 15°C und sollten grundsätzlich unter 20°C liegen. An beiden Gewässern wurden in jedem Jahr die 20°C über einen längeren Zeitraum hinweg überschritten. Im Schwarzen Regen lagen sie meist bei um die 23°C und seit Beginn der Temperaturerfassung 2004 wurden 25°C nur in zwei Jahren überschritten. 2015 wurde jedoch 26,1°C im Schwarzen Regen erreicht. Unter Versuchsbedingungen verenden Äschen, wenn sie über einen Zeitraum von 24 Stunden einer Temperatur von mindestens 26°C ausgesetzt. Die Temperatur im Schwarzen Rege erreicht nur über einen kurzen Zeitraum diesen Höchstwert, dennoch stellt dies eine große Belastung für die Fische dar und kann bei geschwächten Individuen fatal sein. Ebenfalls in der Äschenregion gelegen ist der Messstandort der Alz in Altenmark o. d. Traun. Die Alz wird wenn sie den Chiemsee verlässt, als Gewässer der Barbenregion eingestuft. Dies ist dem Einfluss des Chiemsees zuzuschreiben. Als Abfluss des Chiemsees transportiert die Alz das erwärmt Oberflächenwasser des Sees. Wenige Kilometer nach Verlassen des Chiemsees wird die Alz zu einem Äschengewässer. Mit Wassertemperaturen die im Sommer seit 2010 stets über 26°C lagen und 2014 sogar 28,4 °C erreichten, ist auch diese Einteilung möglicherweise nicht mehr korrekt.

Die Rott liegt nach der Einteilung von 1986 in der Barbenregion. Die Barbenregion erreicht nach ursprünglicher Aufteilung im Sommer Temperaturen von um die 20°C, übersteigt diese jedoch auch regelmäßig. Die Leitfischart die Barbe und auch die Begleitfischarten dieser Region tolerieren grundsätzlich höhere Temperaturen. Mit Temperaturen die im Sommer regelmäßig 26°C übersteigen und 2014 über 28°C stiegen und einem Trend zu höheren Temperaturen, befinden sich jedoch viele Fischarten außerhalb ihres Optimums und teils sogar im oberen Teil des kritischen Bereichs. Für die Barbe die im Mai bis Juli ablaicht, stellen die hohen Temperaturen eine Einschränkung der Reproduktionsphase dar. Die Maximaltemperatur zum Ablaihen liegt laut Literatur zwischen 16- 20°C und die Eier sterben ab 20°C ab. Somit beschränkt sich der Fortpflanzungszeitraum in der Rott auf frühere Monate. Barben ziehen zur Fortpflanzung flussaufwärts und laichen bevorzug in flachen kiesigen Bereichen des Hauptgewässers oder seltener der Nebengewässer ab. Durch die flussaufwärts gerichtete Wanderung kämen die Fische in Bereiche, in denen die Temperaturen üblicherweise, ohne anthropogene Einflüsse, niedriger wären. Da durch den Gewässerverbau diese Möglichkeit nicht gegeben ist, werden die Reproduktionsbedingungen zusätzlich verschlechtert.

Durch den globalen Temperaturanstieg, bedingt durch den Klimawandel wurde die geographische Verbreitung vieler ektothermer Tierarten, also Tiere deren Körpertemperatur von der Umgebung abhängt, verschoben. Zu diesen Tieren gehören auch die von der Umgebungstemperatur extrem abhängigen Fische. Da Extreme der Abflussmengen und höhere Temperaturen zu einem Abnehmen der Überlebensrate führen können, kommt es zu einer Verschiebung der Habitate besonders bei anadromen Salmoniden. Gleichzeitig prognostizieren manche Quellen das teilweise Auslöschen der Populationen in den südlichen Ausbreitungsarealen. Die Verschiebung der Fischregionen wird das

Potamal und das Rhithral gleichermaßen treffen. Zwar werden für das Rhithral schwächere Temperaturerhöhungen prognostiziert, jedoch reagiert es sensibler auf diese Veränderungen. Die Verschiebung hat zum einen zur Folge, dass die Potamalregion sich vergrößert und das Rhithral, das aus Gründen wie Gewässermorphologie, Gefälle und Abfluss nicht weiter flussaufwärts verschoben werden kann, schrumpft. Zum anderen können manche Gewässerabschnitte auf Grund starker Querverbauung nicht neu aus dem Potamal besiedelt werden und dies führt zu einer Artenverarmung der Fische in den betroffenen Gebieten. Andere Fischarten die eine ähnliche Ökologie aufweisen aber thermophiler sind und teilweise Degradationen des Substrates besser verkraften, können anspruchsvolle Arten verdrängen. Konkurrierende carnivore Arten beispielsweise wie Wels oder Zander, die wärmeliebender als der Huchen sind und sich besser an hydromorphologische Veränderungen der Fließgewässers adaptieren können, setzen sich durch. Zunächst würde auch die Regenbogenforelle profitieren. Sie bevorzugt ähnliche Habitate wie die heimischen Salmoniden und ist auch schon unter den heutigen Bedingungen ein starker Konkurrent für die Bachforelle. Die aus Amerika stammende Salmonidenart ist wärmeresistenter und könnte noch vor anderen Arten die Bachforelle verdrängen. Für einen Fluss in Österreich wurde in einer Studie prognostiziert, dass sich ein großer Teil des Gewässers, der heute dem Hyporhithral zugeordnet wird, in ein Epipotamal wandeln würde und somit ein großer Bestand an Äschen verschwinden würde. Hierbei spielt auch eine Rolle, dass Äschen Fließgewässer größere Dimension bevorzugt besiedeln und ähnliche Phänomene sind auch für Bayern wahrscheinlich. Es wird prognostiziert, dass die Verschiebung der Fischregionen bis Mitte des 21. Jahrhunderts 40 km bis 50 km betragen wird. Eine Untersuchung prognostiziert ein Verschwinden von 50 % der Salmonidenhabitate bei einer durchschnittlichen Erhöhung der Lufttemperatur um 3°C. Im Fischzustandsbericht des LfL 2012 entsprach bereits in 37 % der beprobten Gewässerstrecken der aktuelle Fischbestand nicht mehr der ursprünglichen Fischregion (z.B. Forellenregion, Äschenregion). Die Einteilung nach WRRL scheint, scheint zumindest lokal betrachtet dem jetzigen Zustand eher zu entsprechen.

9 Auswirkungen des Klimawandels auf die nutzbare Wassermenge (Wasserentnahme vs. Gewässerschutz)

9.1 EG-WRRL

Im Jahr 2000 trat die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Kraft. Hauptziel der EG-WRRL ist es, den guten ökologischen Zustand bzw. bei extrem veränderten Gewässern das gute ökologische Potential der Gewässer wieder herzustellen. Hierfür wurde ein Maßnahmenprogramm entwickelt, das zum Erreichen dieses Zieles dienen soll.

Der Klimawandel wird jedoch die Umweltbedingungen und die hydrologischen und ökosystemaren Begebenheiten in den Gewässern stark beeinflussen. Hierbei kann es auch zu einer Verschlechterung der Gewässergüte kommen und einige der Maßnahmen können an Wirksamkeit verlieren. In einzelnen Fällen können die Auswirkungen des Klimawandels zu Schwierigkeiten und hohen Kosten bei der Ausführung der Maßnahmen führen. Die hierbei entstehenden Kosten werden jedoch heute noch kaum berücksichtigt, ebenso wenig ob die gewählten Maßnahmen auch im Rahmen des Klimawandels zukünftig wirksam sein werden. Eine zukünftige stärkere Einbindung wissenschaftlicher Erkenntnisse zum Klimawandel in die Entwicklung von Maßnahmen wäre anzuraten.

Im Rahmen des Netzwerk- und Forschungsprojekts *dynaklim* wurde untersucht, inwieweit die nach EG-WRRL Richtlinie ausgeführten Maßnahmen in Hinblick auf den Klimawandel in Nordrhein-Westfalen erfolgreich waren. Es wurde sowohl der Beitrag der Maßnahmen zur Anpassung der Fließgewässern an die Folgen des Klimawandels als auch die Sensitivität der Maßnahmen gegenüber des Klimawandels untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die meisten untersuchten Maßnahmen einen Beitrag zur Anpassung an direkte oder indirekte Folgen des Klimawandels leisten können. Hingegen hat sich bezüglich der Klimasensitivität ein uneinheitlicheres Bild gezeigt. In diesem Punkt unterscheiden sich die Maßnahmen deutlich und teils wird ihre Wirkung verstärkt, teils jedoch auch gemindert. Grundsätzlich sind jedoch Maßnahmen wie die Herstellung der Durchgängigkeit oder Renaturierungsmaßnahmen, die besonders strukturelle Verbesserungen beinhalten, hervorzuheben. Die Herstellung des möglichst ursprünglichen Abflussregimes wirkt sich ebenso positiv auf die Temperaturverhältnisse im Gewässer aus wie Beschattung durch Aufforstung der Aue oder Einbringung von Totholz, um den Fischen einen Schutz vor übermäßiger UV-Einstrahlung zu bieten. Renaturierungsmaßnahmen dieser Art wirken somit gegenläufig zu den in diesem Bericht besprochenen Eingriffen des Menschen in das Wasserregime, welche höhere Wassertemperaturen zur Folge haben.

9.2 Wasserkraft

In Bayern existieren (Stand 2013) 4141 Wasserkraftwerke von denen 3900 also 94 % der Anlagen Klein- oder Kleinstwasserkraftwerke unter 1MW sind. Diese 94 % der Anlagen sind jedoch für nur 7 % der Stromproduktion verantwortlich.

In einem angestauten Bereich ist der Feinsedimentanteil deutlich höher und die Variabilität bezüglich der Strömung und der Tiefe ist gering. Die Strömung ist insgesamt deutlich geringer als in einem unveränderten Gewässerabschnitt. In Folge der Kolmation kann die Diversität der Makroinvertebratenbiozönose deutlich abnehmen. See- und Bachforelle sowie der Huchen sind Kieslaicher und stark von der Fließgeschwindigkeit und einem geeigneten Untergrund abhängig. Kiesabbau in Flüssen ebenso wie die Wasserkraft zerstört vielerorts geeignete Laichplätze. Für den Huchen den größten in Bayern vorkommenden Salmoniden ist eine ausreichende Wasserführung von größerer Bedeutung als für kleinere Fischarten. Besonders eine ausreichende Restwasserführung an Wasserkraftanlagen stellt einen Minimumsfaktor für die Durchwanderbarkeit eines Gewässerabschnittes dar. Existierende Fischaufstiegsanlagen sind häufig nicht ausreichend funktionsfähig, teils durch ihren schlecht gewarteten Zustand oder einer mangelhaften Planung eines Bauwerks, dass nicht für alle in dem jeweiligen Gewässerabschnitt heimischen Fischarten ausgelegt ist. Laut § 34 WHG muss die Durchgängigkeit bei Stauanlagen gewährleistet bzw. bei fehlender Passierbarkeit die Durchgängigkeit wieder herstellen werden. Jedoch wurde diese Vorgabe vielerorts noch nicht umgesetzt.

Bei der Energieproduktion in Wasserkraftanlagen gab es in dem Trockensommer 2003 deutliche Einschränkungen und die Gefahr besteht, dass dies in Zukunft durch Neubauten oder noch invasivere Methoden auszugleichen versucht wird. Im Rahmen der Energiewende wird Wasserkraft als umweltfreundliche, zukunftsorientierte und grundlastfähige Methode der Energiegewinnung angepriesen. Das Ziel ist, dass bis 2021 die Wasserkraft 17% des Energieverbrauchs in Bayern decken soll. Neben der Modernisierung ältere Anlagen wird auch die Nutzung bestehender Querbauwerke beim Bau neuer Anlagen als ökologische Verbesserung beschrieben, obwohl ein Rückbau dieser durch die WRRL vorgegeben ist. In einer Studie aus Österreich wurde mit verschiedenen Klimamodellen gearbeitet, die für Österreich einen Rückgang der Energieproduktion durch Wasserkraft um 6 % bis 15 % prognostizieren. Es kommt zu einer Verschiebung von den Sommermonaten, in denen die Energieproduktion um 13%-24% abnimmt, in die Wintermonate, in denen der Anstieg 9%-18% beträgt. Neben den veränderten Niederschlagsmengen spielt hierbei auch die erhöhte Verdunstung eine Rolle. Auch in Deutschland wird von einem Rückgang der Energieproduktion durch Wasserkraftanlagen ausgegangen. Es wird eine Abnahme von 1%-4% zwischen 2011 und 2035 und 9%-15% zwischen 2036 und 2060 prognostiziert. Durch die Häufung von Niedrigwasserständen müssten die WKAs neu ausgerichtet werden, um zumindest den Betrieb in Teillast zu gewährleisten. Die deutsche

Wasserwirtschaft schlägt zur Behebung des Rückgangs eine Optimierung der bestehenden Kraftwerke u.a. mit neueren Turbinen vor. Auch eine Erhöhung der Fallhöhe wird diskutiert, jedoch wäre dies mit großen baulichen Maßnahmen und einem weiteren empfindlichen Eingriff in das ökologische Gleichgewicht der ohnehin stark veränderten Fließgewässer verbunden. Die Bundesregierung sieht das größte Potential für eine Steigerung der produzierten Strommenge in der Modernisierung und Leistungssteigerung der großen Wasserkraftanlagen, doch entsprechende Maßnahmen sind Sache der Länder. Neben der Degradation des Ökosystems können künstlich erzeugte, eutrophe Stillgewässer wie Stauseen, die im Rahmen der Wasserkraftnutzung neu geschaffen werden, den Klimawandel sogar begünstigen. Im nährstoffreichen, sauerstofffreien Sediment kann durch bakterielle Zersetzungsprozesse Methan entstehen. Methan ist ein Treibhausgas, das eine ca. 25-mal so starke Wirkung hat wie CO₂. Diese Prozesse wurden besonders bei großen Stauseen in tropischen Regionen beschrieben, jedoch zeigt sich in jüngster Zeit, dass diese Thematik auch in den mittleren Breiten einen höheren Stellenwert einnehmen sollte. So wurde 2010 in einer Studie veröffentlicht, dass der schweizerische Stausee Wohlen eine Emission von >150 mg CH₄ pro Quadratmeter und Tag hat. Die Freisetzung des Methans ist stark abhängig von der Temperatur und somit wird sich diese Problematik im Rahmen des Klimawandels noch verschärfen.

Die Folgen der Wasserkraft können in den Ergebnissen dieser Vorstudie des LFV nachvollzogen werden. Hier zu nennen ist zum einen der extreme Anstieg der Temperaturen zwischen den zwei Messstandorten am Main, die neben anderen Faktoren höchstwahrscheinlich in der Stauhaltung begründet liegen. Während die Durchschnittstemperatur am ersten Mainstandort zwischen 16°C und 17°C liegt, ist sie beim zweiten Standort mit knapp über 20°C deutlich höher.

Den stärksten Einfluss kann man jedoch am Standort Traun erkennen. Die Ausleitung des größten Teils des Wassers in den Kanal sorgt für einen Anstieg der Durchschnittstemperatur in der Restwasserstrecke von über einem 1°C. Die Maximaltemperatur stieg in der Restwasserstrecke auf bis zu 21,2°C im Vergleich zu 18,6°C in der Strecke oberhalb des Wehres.

9.3 Landwirtschaftliche Bewässerung und sonstige Wasserentnahme

Mit wärmeren Sommern wird auch die Konkurrenz zwischen Ökonomie und Ökologie größer und die Nachfrage der Wirtschaft steigt in den Zeiten, in denen ohnehin Niedrigwasser herrscht, an. An Hand des Trockenjahres 2003 wird beschrieben, wie sich niederschlagsarme, heiße Sommer in Zukunft auswirken könnten. Wenn die Temperaturen steigen, nimmt auch die Nachfrage der Landwirtschaft an Grund- und Oberflächenwasser zu. Gleichzeitig sind die Niederschläge gering und die Verdunstung groß und somit hat man neben der Niedrigwasserführung der Fließgewässer auch keine Grundwasserneubildung. Für landwirtschaftliche Bewässerung wurde 2007 dem Wasserhaushalt in Deutschland etwas über 81 Mio. m³ Wasser entnommen. In Bayern stammt beinahe das gesamte

Bewässerungswasser aus Oberflächengewässern. Wenn im Rahmen der Klimaerwärmung die Gewässer weniger Wasser führen, wird eine weitere Entnahme zu Niedrigwasserständen und deren Folgen in den Fließgewässern führen. Eine weitere Möglichkeit wäre auch ein Umschwenken auf Grund- und Quellwasser, was ebenfalls negative Konsequenzen mit sich führt. Verstärkt wird dieses Phänomen noch durch den erhöhten Wasserbedarf der Landwirtschaft bei höheren Temperaturen und der Tatsache, dass der Wasserbedarf während der Vegetationsperiode, also im Sommerhalbjahr naturgemäß am höchsten ist, also dann wenn die Niederschlagsmengen geringer sind.

Der Klimawandel führt zu einer Verschärfung der Abwasserproblematik. Gereinigtes Abwasser, das in eine Vorfluter eingeleitet wird, darf eine Restverunreinigung haben. Die Grenzwerte hierfür werden so festgelegt, dass in den Einleitungsgewässern keine Gefahr für Mensch oder Umwelt besteht. Hierfür ist im Regelfall die Voraussetzung, dass das zugeführte Ablaufvolumen deutlich geringer ist als die Wassermenge im Fließgewässer. D.h. wenn der Vorfluter regelmäßig Niedrigwasserstände hat, sind die festgelegten Grenzwerte von vorneherein strenger. Wenn jedoch nur in Ausnahmefällen das Einleitungsgewässer eine geringe Wasserführung hat, dann wird eine kurzfristig stärkere Belastung toleriert. Kommt es durch den Klimawandel und durch die damit einhergehenden Trockenwetterlagen und gestiegenen Temperaturen im Sommer zu vermehrten Niedrigwasserabflüssen, muss sich die Abwasserwirtschaft dringend anpassen, um eine Eutrophierung der Gewässer und eine Gefahr für Mensch und Umwelt abzuwenden.

Durch geringere Niederschläge und eine geringe Wasserführung im Sommerhalbjahr konzentrieren sich Nährstoffe und Schadstoffe. Durch die fehlende Verdünnung würden auch sporadische Schadstoffeinleitungen (z.B. Spülstöße aus der Kanalisation nach längeren Trockenphasen) drastische Auswirkungen auf die Vitalität der Fische haben. Zudem reagieren Fische, wie unter „**8.1 Allgemeine Folgen**“ ausgeführt, bei hohen Temperaturen sensibler auf Wasserverschmutzung und Sauerstoffzehrung, die bei höheren Temperaturen ebenfalls ansteigt.

Thermische Kraftwerke (Durchlaufkühlung, Ablaufkühlung, Kreislaufkühlung) entnehmen das benötigte Wasser für ihre Kühlprozesse ebenfalls Fließgewässern und leiten es anschließend wieder ein. Bei höheren Wassertemperaturen wird mehr Wasser benötigt, um den Betrieb nicht einstellen zu müssen. Werden größere Mengen entnommen, verschärft dies die Problematik bei Niedrigwassersituationen. Am Beispiel des Kraftwerks Zolling lässt sich der Einfluss thermischer Kraftwerke gut nachvollziehen. Die Durchschnittstemperatur steigt direkt nach der Einleitung um über 1,5°C an und die Maximaltemperatur ist mit 27,9°C um 3,4°C höher als an der Messstelle im Kanal vor der Einleitung. Die fehlende Beschattung im Kanal kann hierbei ebenfalls eine Rolle spielen, wobei hierbei die Erwärmung durch das Kühlwasser den größten Einfluss hat.

10 Mögliche Folgen für die Fischerei

10.1 Teichwirtschaft

Als Teil der Landwirtschaft sind Teichwirtschaften in besonderem Maße auf eine gute Wasserversorgung angewiesen. Im Trockensommer 2003 konnten Fischteiche teils gar nicht gefüllt werden und durch die hohen Wassertemperaturen kam es zu Problemen bei der Sauerstoffversorgung und in der Folge zu Fischverlusten. Da solche Klimasituationen laut den Klimamodellen vermehrt auftreten werden, müssen möglichst frühzeitig Maßnahmen ergriffen werden.

Die Aquakultur der kaltstenothermen Salmoniden gestaltet sich bei höheren Wassertemperaturen besonders schwierig, da eine ausreichende Sauerstoffversorgung kaum mehr gewährleistet werden kann und die Teichwirtschaft auf möglichst niedrige Temperaturen des speisenden Fließgewässers angewiesen ist. Forellenteichwirtschaften sind schon jetzt standardmäßig mit Anlagen zum Eintrag von technischem Sauerstoff ausgestattet und auch automatisierte Fütterungsanlagen nehmen zu. Die Mehrfachnutzung des Wassers durch Teilkreislaufführung mit einer mechanischen und biologischen Reinigungsstufe würde dem geringeren Wasserdargebot entgegen wirken. Dies erfordert jedoch eine hohe fachliche Qualifikation des Personals und finanzielle Mehrleistungen.

10.2 Angelfischerei

Laut Prognosen werden sich die Fischregionen verschieben und die Forellenregion wird schrumpfen. Dies wird Anpassungen bei der Angelpraxis nötig machen. Dem Schutz von gefährdeten Arten wird eine noch größere Bedeutung zukommen, was zu Einschränkungen der Angelfischerei führen kann, z.B. durch strenger Schonmaße und -zeiten. Die Erhaltung der Ökosystemfunktionen und der Ökosystemdienstleistungen der bayerischen Gewässer wird schwieriger und somit tragen auch die Angel- und Fischereivereine eine größere Verantwortung. Der fachgerechte Umgang mit untermaßigen Fischen und deren möglichst unbeschadetes Zurücksetzen sind zu gewährleisten. Ebenfalls ist es von großer Bedeutung, dass die Angelfischer über ausreichendes Wissen verfügen, beispielsweise ob es an dem beangelten Gewässer gesonderte Bestimmungen gibt. Die Angelfischerei ist laut Bundeskabinett ebenso wie die Berufsfischerei abhängig von langfristigen Bewirtschaftungs- und Wiederauffüllplänen, die kontinuierlich wissenschaftlich begleitet und überprüft werden müssen. Auch die rechtzeitige Anpassung der Angelpraxis, an durch Monitoringsysteme ermittelte Veränderungen der Fischfauna, wäre für die zukunftsorientierte gesamtfischereiliche Bewirtschaftung der natürlichen Gewässer von Nöten. Dies tritt besonders in den Vordergrund, da die Angelfischerei mit 3120 t Fisch 2013 bereits fast neunmal so viel Fisch wie die Berufsfischerei (370 t) umgesetzt hat und es vorraussichtlich zu einer weiteren Verschiebung der berufsfischereilichen Nutzung zur

angelfischereilichen Nutzung der Gewässer kommen wird. Hier muss konsequent darauf geachtet werden, keine gebietsfremden Arten zu besetzen. Idealerweise stammt der Besatz aus einer lokalen oder genetisch vergleichbaren Population. Zum einen sind die einzelnen Populationen an lokale Temperaturverhältnisse adaptiert und zum anderen kommt es zum Verlust der genetischen Vielfalt, was wiederum ihre Anpassungsfähigkeit an veränderte Bedingungen herabsetzt. Die heutige Praxis, bei der Fische beispielweise aus Aquakultur aus anderen europäischen Ländern in Bayern besetzt werden, ist im Rahmen der Verschärfung der Gefährdungssituation nicht zielführend. Eine Erhöhung der Temperatur in den Fließgewässern macht eine Verschiebung des Besatzmaterials von kälteliebenden Arten zu wärmeliebenden Arten zudem unabdingbar. Besatz sollte stets dazu dienen, bedrohte Fischarten zu stützen und eine standortgerechte Fischfauna aufzubauen und deren Fortbestand zu sichern. Der Besatz von Fischen, die sich nicht selber reproduzieren können und zudem über mehrere Wochen hinweg kritischen, bis hin zu letalen Temperaturwerten ausgesetzt sind, entspricht nicht der guten fachlichen Praxis. Für die meisten der untersuchten Gewässer wäre beispielsweise von einem Besatz mit Bachforellen oder Äschen abzuraten. Einzig die Messstellen in der Ammer und der Traun wiesen Temperaturen auf, die für einen Bachforellenbesatz noch tolerierbar sind. In der Würm beispielsweise wurden Bachforellen besetzt, obwohl die Temperaturen auf über 28°C ansteigen. Dies ist nicht nur fischökologisch bedenklich, auch aus wirtschaftlicher Sicht, sollte es nicht die Regel sein, dass Fische gezielt in Gewässer besetzt werden, in denen sie Lebensbedingungen im kritischen Bereich ausgesetzt sind. Unangepasster Fischbesatz zeigt sich mittelfristig in den Fangmengen und – zahlen.

11 Glossar

anadrom: Bez. für Fischarten, die zum Ablachen vom Salz- ins Süßwasser wandern

amphidrom: Bez. für Fischarten, die regelmäßig zwischen Meer und Süßwasser oder umgekehrt wandern, ohne dass diese Wanderungen der Fortpflanzung dienen

Biodiversität: die (genetische) Vielfalt der Arten

carnivore: Bez. für fleischfressende Tiere

Cyanobakterien: ugs. **Blualgen**; eine Gruppe von Bakterien, die oxygenen Photosynthese betreiben

Degradation: Verschlechterung

diadrom: Bez. für Fischarten, die zum Ablachen in ein anderes Gewässer wandern

ektotherme: Bez. für Tierarten, die ihre Körpertemperatur fast vollständig aus der Umgebung erhalten

Enzyme: ein Protein, das als biochemischer Katalysator Stoffwechselfvorgänge steuert

Epirithral: obere Forellenregion

eurytherm: Bez. für Arten, die große Temperaturschwankungen ertragen können

euryök: Bez. für Arten, die einen großen Toleranzbereich haben und sich gut an veränderte Umweltbedingungen anpassen können

Gametogenese: Entwicklung der Keimzellen

Hyporheisches Interstitial: der Lebensraum des Hohlraumsystems in abgelagertem Lockergestein in Fließgewässern

Hyporithral: Äschenregion

Insolation: Erwärmung durch Sonneneinstrahlung

katadrom: Bez. für Fischarten, die zum Ablachen vom Süß- ins Salzwasser wandern

Kolmation: Reduktion des Porenvolumens und Verfestigung des Sohlenmaterials durch Ablagerung von Feinmaterial auf dem Gewässergrund

Metabolismus: Stoffwechsel

Metarithral: untere Forellenregion

Neobiont: Bez. für einen Organismus, der vom Menschen ab dem Beginn der Neuzeit (i.d.R. Entdeckung Amerikas im Jahr 1492) in Gebiete bewusst eingeführt oder unbeabsichtigt eingeschleppt wurde, in dem er von Natur aus nicht vorkam.

Neophyt: Bez. für Pflanzenart, die vom Menschen ab dem Beginn der Neuzeit (i.d.R. Entdeckung Amerikas im Jahr 1492) in Gebiete bewusst eingeführt oder unbeabsichtigt eingeschleppt wurde, in dem er von Natur aus nicht vorkam.

Neozoon: Bez. für Tierart, die vom Menschen ab dem Beginn der Neuzeit (i.d.R. Entdeckung Amerikas im Jahr 1492) in Gebiete bewusst eingeführt oder unbeabsichtigt eingeschleppt wurde, in dem er von Natur aus nicht vorkam.

Ökosystemdienstleistung: Oberbegriff für die Nutzen, die das Ökosystem dem Menschen zu Verfügung stellt, z.B. Bereitstellung von Trinkwasser/Nutzwasser oder auch die Reproduktion von Fischpopulationen als Nahrungsmittel

Ökosystemfunktion: Prozesse und Funktionen, die das Ökosystem aufrechterhalten, Überbegriff für die Nutzen, die ein Teil/Organismus des Ökosystems dem Ökosystem zu Verfügung stellt

Pelagial: Freiwasserzone eines Sees

Phytoplankton: Bez. für alle Photosynthese betreibende Organismen, die im Wasser leben und deren Schwimmrichtung von den Wasserströmungen vorgegeben wird

poikilotherm: Bez. für Tierarten, die wechselwarm sind, also nicht in der Lage ein konstante Körpertemperatur aufrecht zu erhalten

Potamal: Lebensraum Fluss / Unterlauf, besteht aus Barbenregion, Brachsenregion und Kaulbarsch-Flunder-Region

potamodrom: Bez. für Fischarten, die nur innerhalb von Süßgewässern wandern

Prädatoren: Beutegreifer, ein Organismus, im vorliegenden Bericht ein Tier, das sich von anderen lebenden Organismen ernährt

Reproduktion: Fortpflanzung

Rhithral: Lebensraum Bach / Oberlauf, besteht aus Obere, Untere Forellenregion und Äschenregion

stenotherm: Bez. für Arten, die obligatorisch an bestimmte Temperaturen angepasst sind

stenök: Bez. für Arten, die einen kleinen Toleranzbereich haben und sich schlecht an veränderte Umweltbedingungen anpassen können

toxin-sezernierende Algenblüten: Algen die in großen Massen auftreten und giftige Substanzen an Umgebung abgeben

thermophil: wärmeliebend

Vulnerabilität: Verwundbarkeit

12 Literaturverzeichnis

- AdaptAlp (2011) Work Package Water Regime (WP4)
- Arnell N, Döll P (2007) IPCC-Fresh Water Resources and their Management
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2012) Fischzustandsbericht 2012 des LfL
- Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2012) Bayerische Strategie zur Wasserkraft
- Bayerische Staatsregierung (2015) Daten und Fakten - Wasser - Energie-Atlas Bayern
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006) Toxinbildende Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Gewässern
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2007) Klimaanpassung Bayern 2020
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2007) Permafrostuntersuchungen an der Zugspitze
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2012) Der Klimawandel in Bayern
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2014) Beeinflussung der Qualität des Kaviars vom Sibirischen Stör (*Acipenser baerii*) durch die Futterqualität in der finalen Aufzuchtssaison
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2014) Junihochwasser 2013 Wasserwirtschaftlicher Bericht
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt (2012) Bayerische Gletscher im Klimawandel – ein Statusbericht
- Bernauer D, Jansen W (2006) Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River, Germany
- Brämick U (2014) Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2013
- Brandner J, Auerswald K, Cerwenka A, Schliwen U, Geist J (2013) Comparative feeding ecology of invasive Ponto-Caspian gobies
- Brunke M. (2008) Klimawandel und Fließgewässer in Schleswig-Holstein
- Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen BLV (2013) Proliferative Nierenkrankheit der Fische
- Bundesregierung (2008) Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel
- Bundesregierung (2014) Auswirkungen von Wasserkraftanlagen mit bis zu 1 MW Leistung
- Delontro T, Mc Ginnis D, Sobek S, Ostrovsky I, Wehrli B (2009) Extreme Methane Emissions from a Swiss Hydropower Reservoir: Contribution from Bubbling Sediments
- Fenske C (2003) Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) im Oderhaff und ihre Bedeutung für das Küstenzonenmanagement
- Geiter O, Homma S, Kinzelbach R (2002) Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland
- Gilad O, Yun S, Adkison MA, Way K, Willits NH, Bercovier H, Hedrick RP (2003) Molecular comparison of isolates of an emerging fish pathogen, koi herpesvirus, and the effect of water temperature on mortality of experimentally infected koi
- Hanfland S, Born O, Holzner M (2006) Der Rückbau einer Kleinwasserkraftanlage
- Hari R, Livigstone D, Rosibier, Burkhardt-Holm P, Güttinger H (2005) Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams
- Hirschnitz-Garbers M, Möller-Gulland J, Stein U, Tröltzsch J, von Toggenburg J (2013) Integration des Klimawandels in die ökonomischen Analysen nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie

- Hunziker S, Wüest A (2011) Anthropogene Temperaturveränderungen in Flüssen und Seen – eine Literaturanalyse
- Hüttl R, Bens O (2012) Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung (in Georessource Wasser)
- Ihringer (2009) Auswirkung des Klimawandels auf Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz
- Jähmig S, Haase P, Hering D (2010) KLIWA - Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung
- Jonsson (2009) A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow
- KLIWA (2005) Langzeitverhalten der Schneedecke in Baden-Württemberg und Bayern
- KLIWA (2011) Klimamonitoring im Rahmen des Kooperations Vorhabens KLIWA
- KLIWA (2012) Die Entwicklung von trockenen Großwetterlagen mit Auswirkungen auf den süddeutschen Raum
- Kolbinger A.(2002) Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayerischer Fließgewässer
- Kupilas B, Buttschardt T, Müller F (2011) Bedeutung der Maßnahmen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie für die Anpassung von Fließgewässern an den Klimawandel
- Küttel S, Peter A, Wüest A (2002) Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer
- Martin Behrens M, Fartmann T, Hölzel N (2009) Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2007) Klimawandel in NRW
- Moosmann L, Schmid M, Wüest A (2005) Einfluss der Beschattung auf das Temperaturregime der Orbe
- Pörtner H (2001) Climate change and temperature-dependent biogeography: oxygen limitation of thermal tolerance in animals
- Pottgiesser T (2008) Anhang der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen – Bewertungsverfahren und Klassengrenzen
- Ratschan C (2014) Aspekte zur Gefährdung und zum Schutz des Huchens in Österreich
- Reinartz R (2007) Auswirkung der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2013) Monitoring Klimawandel und Biodiversität – Grundlagen
- Schmutz S et al. (2004) Beurteilung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf die Fischfauna anhand ausgewählter Fließgewässer
- Schwoerbel (2005) Einführung in die Limnologie
- Stanzel P, Nachtneben HP (2010) Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und die Wasserkraftnutzung in Österreich
- Sternecker K, Denic M, Geist J (2014) Timing matters: species-specific interactions between spawning time, substrate quality, and recruitment success in three salmonid species
- Tittizer T (1997) Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstraßen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals

Tröltzsch J, Görlach B, Lückge H, Peter M, Sartorius C (2012) Kosten und Nutzen von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel

Umweltbundesamt (2011) Daten zur Umwelt - Umwelt und Landwirtschaft

Wolf-Schumann U, Dumont U (2010) Einfluss der Klimaveränderung auf die Wasserkraftnutzung in Deutschland

Wurbs D, Steiniger M (2011) Wirkungen der Klimaänderungen auf die Böden Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser

Onlinequellen

Freisinger Merkur (abgerufen am 10.10.2015)

<http://www.merkur.de/lokales/freising/zolling/kohlekraftwerk-zolling-ruhrpott-amper-1201087.html>

Energie-Atlas Bayern (abgerufen am 10.10.2015)

<http://geoportal.bayern.de/energieatlas-karten/?jsessionid=30C2682F0A85E2B7E579826A4A41A434?wicket-crypt=HRBR7VNf600>

Bayerisches Landesamt für Umwelt (abgerufen am 10.10.2015)-Gewässerkundlicher Dienst Bayern

<http://www.gkd.bayern.de/>

13 Anhang

13.1 Übersicht über die Messstellen

Tabelle 7 Übersicht über die einzelnen Messstellen und Kraftwerke/Wehre; mit Kennzahl, der Beschreibung, der Kennzahl des Flusswasserkörpers (FWK) und den Koordinaten

	Gewässer	Kennzahl	Beschreibung	FWK	R	H
1	Würm	W1	direkt nach dem Starnberger See an der Brücke	1_F451	4452085,83	5317975,60
2	Würm	W2	hinten beim Autohändler	1_F451	4452101,52	5318791,65
3	Würm	W3	unter der Brücke	1_F451	4453196,94	5322418,20
4	Würm	W4	bei Gauting	1_F451	4453186,93	5323775,45
5	Ammer	AM	2 km vor Mündung in den Ammersee	1_F467	4436232,15	5310326,52
6	Amper	AP1	direkt nach dem Ammersee	1_F443	4435221,80	5327146,44
7	Amper	AP2	in Olching vor Ableitung	1_F442	4449042,08	5340398,22
8	Amper	AP3	in Olching in Amper nach Staustufe	1_F442	4449132,91	5340679,09
9	Amper	AP4	nach Amperkraftwerk Olching I	1_F442	4450016,90	5341353,27
10	Amper	AP5	Wasserkraftwerk im Mühlbach	1_F442	4450734,31	5342090,29
11	Amper	AP6	nach Zusammenführung von Amper und Mühlbach	1_F442	4451383,90	5343165,14
12	Amper	AP7	vor Werkkanal in Zolling	1_F441	4480552,87	5368836,82
13	Amper	AP8	am Anfang Werkkanal in Zolling	1_F465	4482123,78	5368036,76
14	Amper	AP9	im Werkkanal in Zolling nach Einleitung des Kraftwerks	1_F465	4486181,97	5368502,49
15	Amper	AP10	am Ende der Restwasserstrecke	1_F441	4489244,67	5368722,63
16	Amper	AP11	nach dem Werkkanal in Zolling	1_F441	4490133,09	5369197,26
17	Main	M1	Vor Ableitung bei Maineck und Rothwind	2_F097	4452306,78	5552730,66
18	Main	M2	nach Ableitung bei Maineck und Rothwind	2_F097	4452156,92	5552898,86
19	Main	M3	im Werkkanal in Maineck	2_F097	4452157,15	5552796,86
20	Main	M4	nach Kraftwerk bei Maineck und Rothwind	2_F097	4451596,75	5552926,17
21	Main	M5	nach Zusammenführung Main bei Maineck und Rothwind	2_F097	4451464,62	5552957,29
22	Main	M6	vor der Staustufe in Dettelbach	2_F119	3587173,63	5518428,85
23	Main	M7	nach der Staustufe in Dettelbach	2_F119	3584615,51	5518726,73
24	Main	M8	nach dem Altwasser in Dettelbach	2_F119	3583122,02	5517145,42
25	Traun	T1	vor dem Wehr	1_F602	4547924,61	5300926,57
26	Traun	T2	Restwasser	1_F602	4548906,27	5303404,83
27	Traun	T3	nach Zusammenfluss Kanal und Restwasser	1_F602	4547982,89	5304733,56
		LA	Ammersee Lichtlogger		4435229,02	5327060,28
		LW	Würm Lichtlogger		4452064,71	5317957,98
		LM	Main Lichtlogger		3584603,45	5518770,04
		WKA 1	Kraftwerk Olching 1		4449940,53	5341052,80
		WKA 2	Kraftwerk Olching 2		4450645,45	5342033,46
		WKA 3	Kraftwerk Maineck		4451737,60	5552909,76
		WKA 4	Kraftwerk Dettelbach		3585130,67	5518186,25
		SKW	Kraftwerk Zolling		4485632,50	5368661,43
		E	Einleitung Zolling		4485842,36	5368491,10

13.2 Fotodokumentation

13.2.1 Messstellen



Abbildung 34 Messstelle AM



Abbildung 35 Messstelle AP1



Abbildung 36 Messstelle AP2



Abbildung 37 Messstelle AP3



Abbildung 38 Messstelle AP4



Abbildung 39 Messstelle AP5



Abbildung 40 Messstelle AP6



Abbildung 41 Messstelle AP7



Abbildung 42 Messstelle AP8



Abbildung 43 Messstelle AP9



Abbildung 44 Messstelle AP10



Abbildung 45 Messstelle AP11



Abbildung 46 Messstelle M1



Abbildung 47 Messstelle M2



Abbildung 48 Messstelle M3



Abbildung 49 Messstelle M4



Abbildung 50 Messstelle M5



Abbildung 51 Messstelle M6



Abbildung 52 Messstelle M7



Abbildung 53 Messstelle M8



Abbildung 54 Messstelle W1



Abbildung 55 Messstelle W2



Abbildung 56 Messstelle W3



Abbildung 57 Messstelle W4



Abbildung 58 Messstelle T1



Abbildung 59 Messstelle T2



Abbildung 60 Messstelle T3

13.2.2 Wehre, Kraftwerke und Besonderheiten



Abbildung 61 WKA1 Wasserkraftwerk In Olching



Abbildung 62 WKA2 Wasserkraftwerk in Olching



Abbildung 63 WKA3 Wasserkraftwerk in Maineck



Abbildung 64 WKA4 Wasserkraftwerk und Schleuse in Dettelbach



Abbildung 65 SKW Steinkohlekraftwerk in Zolling



Abbildung 66 LM Lichtlogger am Main



Abbildung 67 Logger von M1-M3 nach dem Messzeitraum



Abbildung 68 Wehr zwischen AP2 und AP3 in Olching



Abbildung 69 Wehr zwischen M1 und M2 in Maineck



Abbildung 70 Wehr nach T1



Abbildung 71 Unrat und Müll vor dem Wehr zwischen M1 und M2



Abbildung 72 Wanderhilfe des Wehrs zwischen M1 und M2 in Maineck



Abbildung 73 Wanderhilfe des Wehrs zwischen M1 und M2 in Maineck