

# Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns



Literaturstudie  
im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt  
Referat 57 / Gewässerökologie

Projektbearbeitung:

Dr. Ralf Reinartz

Büro für Fischereifragen und Gewässerökologie  
Schöppingenweg 70  
D-48149 Münster

Projektbetreuung LFU Bayern:

Dr. Erik Bohl  
Dipl. ing. agr. Manfred Herrmann

Referat 57 – Gewässerökologie  
LFU-Dienststelle Wielenbach  
Demollstr. 31  
D-82407 Wielenbach

November 2007

# Inhaltsverzeichnis

<b>1 Einleitung</b> .....	<b>4</b>
<b>2 Methoden und Informationsquellen</b> .....	<b>5</b>
<b>3 Ergebnisse</b> .....	<b>7</b>
<b>3.1 Temperatur und Gewässer</b> .....	<b>7</b>
3.1.1 Temperaturentwicklung und –schwankungen im Fließgewässer .....	7
3.1.1.1 Temperaturentwicklung im Längsverlauf.....	7
3.1.1.2 Extremtemperaturen .....	8
3.1.1.3 Temperaturschwankungen.....	9
3.1.2 Natürliche Einflussfaktoren auf die Wassertemperatur und Temperaturentwicklungsprozesse im Fließgewässer.....	10
3.1.3 Differenzierung der Temperatur in Fließgewässerkompartimenten mit Habitatcharakter .....	14
3.1.4 Klassifizierung von Fließgewässersystemen aufgrund des Temperaturregimes .....	17
3.1.5 Temperaturverhältnisse im Stillgewässer .....	17
3.1.5.1 Wärmehaushalt .....	17
3.1.5.2 Gliederung des Sees aufgrund abiotischer Umweltfaktoren.....	19
3.1.6 Temperaturmodelle für Gewässer .....	21
<b>3.2 Temperaturerhöhung und Fische</b> .....	<b>24</b>
3.2.1 Temperaturgilden und längenzonales Auftreten von Biozönosen .....	26
3.2.2 Temperaturpräferenzen und Temperaturgrenzen .....	29
3.2.3 Stoffwechsellaspekte .....	33
3.2.4 Wachstum und Nahrungsaufnahme.....	35
3.2.5 Reproduktion.....	35
3.2.6 Frühe Entwicklungsstadien .....	37
3.2.7 Weitere Aspekte der Temperaturerhöhung.....	41
3.2.7.1 Infektionen, Krankheiten und Parasiten.....	41
3.2.7.2 Gewässerverschmutzung, toxische und xenobiotische Substanzen .....	42
3.2.8 Temperaturgrenzen und -bereiche ausgewählter Fischarten nach Angaben aus der Literatur .....	42
3.2.8.1 Aal ( <i>Anguilla anguilla</i> ).....	45
3.2.8.2 Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> ) .....	45
3.2.8.3 Bachforelle ( <i>Salmo trutta fario</i> ) .....	46
3.2.8.4 Bachsaibling ( <i>Salvelinus fontinalis</i> ) .....	47
3.2.8.5 Barbe ( <i>Barbus barbus</i> ) .....	47
3.2.8.6 Brachse, Brachsen ( <i>Abramis brama</i> ).....	48
3.2.8.7 Döbel, Aitel ( <i>Leuciscus cephalus</i> ).....	49
3.2.8.8 Dreistacheliger Stichling ( <i>Gasterosteus aculeatus</i> ).....	49
3.2.8.9 Elritze ( <i>Phoxinus phoxinus</i> ).....	49
3.2.8.10 Flussbarsch ( <i>Perca fluviatilis</i> ) .....	50
3.2.8.11 Giebel, Goldfisch ( <i>Carassius gibelio</i> ) .....	50
3.2.8.12 Gründling ( <i>Gobio gobio</i> ) .....	51
3.2.8.13 Hasel ( <i>Leuciscus leuciscus</i> ) .....	51
3.2.8.14 Hecht ( <i>Esox lucius</i> ).....	52
3.2.8.15 Huchen ( <i>Hucho hucho</i> ).....	53
3.2.8.16 Karpfen ( <i>Cyprinus carpio</i> ) .....	53
3.2.8.17 Koppe, Mühlkoppe, Groppe ( <i>Cottus gobio</i> ) .....	54
3.2.8.18 Lachs ( <i>Salmo salar</i> ).....	54
3.2.8.19 Laube, Ukelei ( <i>Alburnus alburnus</i> ) .....	55
3.2.8.20 Nase ( <i>Chondrostoma nasus</i> ).....	55
3.2.8.21 Regenbogenforelle ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> ) .....	56
3.2.8.22 Rotauge, Plötze ( <i>Rutilus rutilus</i> ).....	57
3.2.8.23 Rotfeder ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> ) .....	57
3.2.8.24 Rutte, Aalrutte, Trüsche ( <i>Lota lota</i> ).....	58
3.2.8.25 Schlammpeitzger ( <i>Misgurnus fossilis</i> ).....	58
3.2.8.26 Schleie ( <i>Tinca tinca</i> ).....	58
3.2.8.27 Schneider ( <i>Alburnoides bipunctatus</i> ).....	59

3.2.8.28 Schmerle, Bachschmerle, Bartgrundel ( <i>Barbatula barbatula</i> ) .....	59
3.2.8.29 Seeforelle ( <i>Salmo trutta lacustris</i> ) .....	60
3.2.8.30 Strömer ( <i>Leuciscus souffia</i> ) .....	60
3.2.8.31 Zander ( <i>Sander lucioperca</i> ) .....	60
<b>3.3 Anthropogen bedingte Temperaturerhöhungen .....</b>	<b>63</b>
3.3.1 Verlust der natürlichen Beschattung durch Abholzung bzw. Rodung .....	64
3.3.1.1 Erläuterung des Einflussfaktors .....	64
3.3.1.2 Auswirkungen auf die Fischbestände .....	66
3.3.2 Einleitungen höher temperierten Wassers bzw. Kühlwassers .....	66
3.3.2.1 Erläuterung des Einflussfaktors .....	66
3.3.2.2 Auswirkungen auf die Fischbestände .....	70
3.3.3 Stauregulierung von Fließgewässern, Wasserentzug bzw. Abflussverringerungen .....	75
3.3.3.1 Erläuterung des Einflussfaktors .....	75
3.3.3.2 Auswirkungen auf die Fischbestände .....	78
3.3.4 Auswirkungen des globalen Klimawandels .....	79
3.3.4.1 Erläuterung des Einflussfaktors .....	79
3.3.4.2 Auswirkungen auf die Fischbestände .....	83
<b>4 Zusammenfassung der Ergebnisse .....</b>	<b>87</b>
<b>5 Diskussion und Wertung der Ergebnisse in ihrer Bedeutung für Bayern .....</b>	<b>92</b>
<b>6 Vorschläge für weiterführende Untersuchungen und Massnahmen .....</b>	<b>96</b>
<b>7 Abstract .....</b>	<b>98</b>
<b>8 Literaturverzeichnis .....</b>	<b>99</b>
<b>9 Glossar .....</b>	<b>122</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Tagesgänge der Wassertemperatur von 3 österreichischen Fließgewässern unterschiedlicher Grösse.....	9
Abb. 2: Wichtige Einflussfaktoren auf das Temperaturregime in Fließgewässern .....	11
Abb 3: Wärmeaustauschprozesse am Fließgewässer .....	12
Abb. 4: Tagesschwankungen der Temperatur in Fließgewässerhabitaten eines Oberlaufes .....	14
Abb. 5: Beispielhafte Darstellung der sommerlichen Wassertemperaturen verschiedener Gewässerkompartimente im Querschnitt eines schematisierten Fließgewässers.....	15
Abb. 6: Komponenten des Wärmehaushalt eines Sees. ....	18
Abb. 7: Dauer der Embryonalentwicklung und Mortalität der Eier der Herbstlaicher Bachforelle ( <i>Salmo trutta forma fario</i> ) und Seesaibling ( <i>Salvelinus alpinus</i> ) sowie der Frühjahrslaicher Huchen ( <i>Hucho hucho</i> ) und Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> ) in Abhängigkeit von der Wassertemperatur .....	25
Abb. 8: Ablach- bzw. embryonale Entwicklungstemperaturen während der Laichzeit .....	25
Abb. 9: Temperaturbereiche in den biozönotischen Regionen – Darstellung von Absolutwerten.....	28
Abb. 10: Temperaturbereiche (Jahres-Maximaltemperaturen von Nacht / Morgenmessungen) in den biozönotischen Regionen – Darstellung von Medianen, Interquartilbereichen sowie Minimum- und Maximum – Werte.....	28
Abb. 11: Temperatur-Klassengrenzen zwischen den Regionen.....	29

Abb. 12: Relevante Temperaturbereiche des Karpfens ( <i>Cyprinus carpio</i> ). .....	31
Abb. 13: Zusammenstellung verschiedener in der Literatur verwendeter Temperaturen und Temperaturbereiche .....	31
Abb. 14: Vergleich der Temperaturansprüche von Karpfen ( <i>Cyprinus carpio</i> ) und Bachforelle ( <i>Salmo trutta</i> ). .	32
Abb. 15: Anstieg der mittleren jährlichen Wassertemperatur in den letzten 100 Jahren in der Donau bei Wien.	81

## **Tabellenverzeichnis**

Tab. 1: Abiotische Umweltfaktoren im sommerlichen geschichteten See .....	20
Tab. 2: Temperaturobergrenzen der entsprechenden biozönotischen Regionen. ....	29
Tab. 3: Vorzugstemperaturen für den Ausbruch einiger Fischkrankheiten sowie Temperaturgrenzen. ....	41
Tab. 4: Erläuterungen von Fachbegriffen zu Temperaturbereichen und –grenzen aus der Literatur. ....	44
Tab. 5: Laichzeiten der im Text erwähnten Fischarten. ....	62
Tab. 6: Zusammenfassung reproduktiver Reaktionen bei Rotauge und Flussbarsch auf langanhaltenden Kühlwassereinfluss im Biotest-Basin (Forsmark, Schweden). ....	74
Tab. 7: Oligo-stenotherme (Kaltwasser-) Fischarten in mitteleuropäischen Fließgewässern, Gefährdungsgrad in Bayern und längszonaler Verbreitungsschwerpunkt / Vorkommen. ....	94

## **1 Einleitung**

Die Wassertemperatur stellt einen Schlüsselfaktor für die Art und Ausprägung aquatischer Zönosen dar. Sie ist zudem einer der grundlegenden Parameter, der über die Zusammensetzung und somit auch über den Gesundheitszustand der aquatischen Zönose im freien Gewässer entscheidet. So kommt die Temperatur hinsichtlich ihrer Bedeutung als lebensraumbestimmender Faktor in Flüssen und Bächen für viele Experten gleich nach der Strömung.

Die meisten aquatischen Organismen haben eine genetisch festgelegte Temperaturspanne innerhalb der ein Leben bzw. ein Überleben möglich ist. Die auftretenden Maximal- und Minimaltemperaturen und deren Dauer sowie örtlich und zeitlich auftretende natürliche Schwankungen der Temperatur im Gewässer sind bestimmende Faktoren für das Vorkommen und die Bestandsbildung bestimmter Arten aber auch für die Ausbildung der typischen Gewässerzönosen.

Da die Mehrzahl der aquatischen Organismen wechselwarm, d. h. ohne eigene Temperaturregelung ist, beeinflusst die Wassertemperatur den gesamten Lebenszyklus aquatischer Organismen, deren Verteilung im Gewässersystem und somit auch die Produktivität und Funktion der Gewässer im Naturhaushalt.

Die Frage nach den Auswirkungen von anthropogen bedingten Temperaturerhöhungen auf die Fische der freien Gewässer ist nicht trivial. Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Nutzung von Gewässern als Vorfluter für thermische Belastungen z.B. aus industriellen Prozessen und der Energieerzeugung sowie vor dem Hintergrund der Diskussion zur globalen Klimaveränderung ist diese Frage als grundlegend für die Formulierung von Prognoseszenarien, die Abschätzung von Einflüssen und Eingriffen in das natürliche Temperaturgefüge sowie für die damit zusammenhängenden Entscheidungsprozesse in bezug auf das Gewässer- und Fischereimanagement anzusehen.

Die Fragestellung nach den tatsächlichen und potentiellen Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Fische und Fischzönosen in freien Gewässern berührt dabei ein fachübergreifendes Spektrum an Themenkomplexen, das von klimatischen und meteorologischen Fragestellungen über die verschiedenen biologisch-ökologischen Wissenschaften bis hin zu ingenieurwissenschaftlich-technischen Thematiken reicht.

Die Hauptaufgabe der vorliegenden Literaturstudie stellt somit, neben dem Sammeln relevanter Informationen, die Eingrenzung und Darstellung von Informationen der

unterschiedlichsten Quellen aus dem Blickwinkel der Fischökologie dar, was sich in der Gliederung dieser Studie widerspiegelt.

Grundlegende Zusammenhänge der Temperaturentstehung und -entwicklung im freien Gewässer, die für das Verständnis temperaturverändernder Einflüsse von Bedeutung sind, werden in „3.1 Temperatur und Gewässer“ behandelt. In „3.2 Temperaturerhöhung und Fische“ wird der Frage nach der Bedeutung der Temperatur für die Fische in den verschiedenen Lebensstadien und Habitaten nachgegangen. Temperaturerhöhungen durch den Menschen, deren Art und Auswirkungen werden in „3.3 Anthropogen bedingte Temperaturerhöhungen“ thematisiert.

Auswirkungen von Temperaturerhöhungen auf bayerische Gewässer und deren Fischbestände werden aufgrund der Ergebnisse der Literaturstudie (Punkt 4 „Zusammenfassung der Ergebnisse“) unter Punkt 5 „Diskussion und Wertung der Ergebnisse in ihrer Bedeutung für Bayern“ diskutiert.

## **2 Methoden und Informationsquellen**

Zur Durchführung der vorliegenden Studie standen rund 4 Monate zur Verfügung (offizieller Beginn der Arbeiten mit Vertrag vom 1. Juli 2007 und Abschluss der Arbeiten Ende September 2007 mit Nacharbeiten nach Abstimmung mit dem LFU bis Mitte Oktober 2007). Die Literatur und Informationen zur vorliegenden Studie wurden dabei über Recherchen im eigenen Literaturbestand, im Internet, bei Bibliotheken, elektronischen Datenbanken aber auch direkt bei wissenschaftlichen Verlagshäusern und Buchhändlern recherchiert. Bedingt durch das zeitlich eng begrenzte Zeitfenster für diese Studie lag dabei ein besonderes Augenmerk auf zusammenfassender Buchliteratur und Reviews.

Die Recherche über das Internet und bei Bibliotheken erfolgte zumeist über Schlüsselwörter aus der Fischbiologie/Fischökologie, triviale und wissenschaftliche Fischartennamen, relevante technische Begriffe aber z.B. auch Fließgewässernamen (z.B. „Pisces“, „Rotauge“, „Rutilus“, „Kühlwassereinleitung“, „Donau“) bzw. über deren Kombinationen in Deutsch, Englisch und Französisch (z.B. „fish“ and „thermal effluent“ and „Danube“). Nach Sichtung der ersten relevanten Literatur erfolgte auch die gezielte Recherche nach Autoren bzw. wissenschaftlichen Aufsätzen.

Im günstigsten Fall konnte direkt auf eigene Literatur oder aber auf Volltexte über das Internet oder das Online-Angebot von Bibliotheken zugegriffen werden. War dies nicht möglich, wurde die gewünschte Literatur über Fernleihe bestellt oder über Online-Anbieter bezogen.

Fernleihen wurden teilweise noch am Tag der Bestellung als elektronische Texte zum Herunterladen durch die Bibliothek bzw. den Bibliothekenverbund bereitgestellt. Einige der bestellten Aufsätze wurden jedoch erst nach Wochen oder aber überhaupt nicht geliefert, bzw. waren Gegenstand einer Auslandsfernleihe, da sie in Deutschland nicht verfügbar war.

Wurde ein Zitat als besonders wichtig für die Referenzliste der Literatur gewertet und die betreffende Literatur stand zum Zeitpunkt der Studienerstellung nicht als Volltext zur Verfügung, wurden auch Informationen aus Abstracts verwendet bzw. der Sekundärliteratur entnommen.

Das gesammelte Material wird von englischsprachiger Literatur dominiert. Oftmals werden rein limnologische Aspekte einer Temperaturerhöhung untersucht und es stehen die Auswirkungen auf die Makroinvertebratenfauna im Vordergrund. Bei den Fischen sind es vor allem wirtschaftlich oder angelfischereilich interessante Arten wie die Salmoniden, die Gegenstand von Untersuchungen und auch Veröffentlichungen sind. Aufgrund internationaler Unterschiede in den Schwerpunkten wissenschaftlicher Arbeit beziehen sich eine Vielzahl von Veröffentlichungen auf aussereuropäische bzw. ausländische Verhältnisse und Ichthyozönosen. Aktuelle Literatur, die sich mit Untersuchungen zum Thema speziell an und in bayerischen Gewässern befasst, wurde im Rahmen der Recherchen nicht gefunden.



## **3 Ergebnisse**

### **3.1 Temperatur und Gewässer**

Das Ziel der vorliegenden Studie ist die Darstellung der Auswirkungen verschiedenster Temperaturerhöhungen auf den Fisch bzw. die Fischbestände. Zum Verständnis der Tragweite und Wirkung einzelner temperaturerhöhender Einflüsse ist jedoch die Darstellung der natürlichen Temperaturverhältnisse im Gewässer notwendig. Nachfolgend werden deshalb die grundlegenden Zusammenhänge der Temperaturentwicklung und –änderung im freien Gewässer anhand von Angaben aus der Literatur dargestellt.

#### **3.1.1 Temperaturentwicklung und –schwankungen im Fließgewässer**

Eine allgemeine Zusammenfassung der Temperaturverhältnisse in Fließgewässern der gemäßigten Zonen findet sich bei SCHÖNBORN (1992). Einen Überblick der verschiedenen Einflüsse auf die Wassertemperatur in Fließgewässern und die damit verbundenen Prozesse gibt eine Review von CAISSIE (2006).

##### **3.1.1.1 Temperaturentwicklung im Längsverlauf**

In einem dynamischen System wie einem Fließgewässer haben fortlaufende Prozesse, wie in diesem Fall die Entstehung und Veränderung der Wassertemperatur, einen vergleichsweise komplexen Charakter. Einige allgemeine Gesetzmässigkeiten lassen sich aber dennoch formulieren.

Generell kann von einer Zunahme der mittleren Tagestemperaturen mit zunehmender Lauflänge eines Fließgewässers von der Quelle bis zur Mündung ausgegangen werden. Die quellnahe Wassertemperatur ist gleich oder ähnlich der Temperatur des Grundwassers und liegt etwa bei der mittleren Jahreslufttemperatur des jeweiligen Ortes. Sie schwankt im Jahresverlauf nur wenig. Daher sind Quellen im Vergleich zur jeweilig saisonal vorherrschenden Lufttemperatur sommerkalt bzw. winterwarm. Kleine Bäche erwärmen sich im Verlauf unterhalb der Quelle sehr schnell und erreichen einen Temperaturzustand, in dem sich die durchschnittlichen Wassertemperaturen den durchschnittlichen Lufttemperaturen stark annähern. Ein Gleichgewicht mit der Lufttemperatur wird jedoch nie ganz erreicht.

Die Zunahme der Wassertemperatur verläuft dabei nicht linear zur Lauflänge und die Zunahmerate ist für kleine Fließgewässer höher als für grosse. Für kleine Bäche ist nach Untersuchungen von ZWIENIECKI & NEWTON (1999) von einer Zunahmerate von ca.  $0,6 \text{ } ^\circ\text{C km}^{-1}$  auszugehen. Für grössere Flüsse wurden hingegen Werte um  $0,09 \text{ } ^\circ\text{C km}^{-1}$  festgestellt (TORGERSEN et al. 2001).

Mit zunehmender Entfernung von der Quelle vergrössert sich die Wasseroberfläche und somit auch der Wärmeaustausch mit der Gewässerumgebung und es besteht zwischen der durchschnittlichen Luft- und der Fliessgewässertemperatur, mit Ausnahme von Lufttemperaturen unter dem Gefrierpunkt, ein linearer Zusammenhang (CRISP & HOWSON 1982).

Die Lufttemperaturen ändern sich, bedingt durch die höhere spezifische Wärmekapazität des Wassers, viel schneller als die Wassertemperatur. Dies bedeutet, dass sich das Gewässer im Vergleich zur Luft langsamer erwärmt und abkühlt, wodurch auch die Temperaturextreme im Gewässer geringer als in der umgebenden Luft sind und zeitlich verzögert auftreten.

Die Temperaturveränderungen im Längsverlauf betreffen das gesamte Gewässersystem. Es können im Gewässerverlauf natürlicherweise jedoch auch kleinräumige Temperaturveränderungen z.B. bei Zusammenflüssen mit Nebengewässern bzw. -gerinnen, in Versickerungsarealen, bei Grundwassereinfluss und auf kleinräumigen Habitatebenen auftreten. Der Fliessgewässertyp ist dabei ebenfalls von Bedeutung. So können sich verzweigte Fliessgewässer, bedingt durch den grösseren Einfluss meteorologischer Bedingungen auf die kleineren und flacheren Gewässeranteile, stärker aufheizen als gerade verlaufende Gerinne mit grossen Volumina (MOSLEY 1983).

### 3.1.1.2 Extremtemperaturen

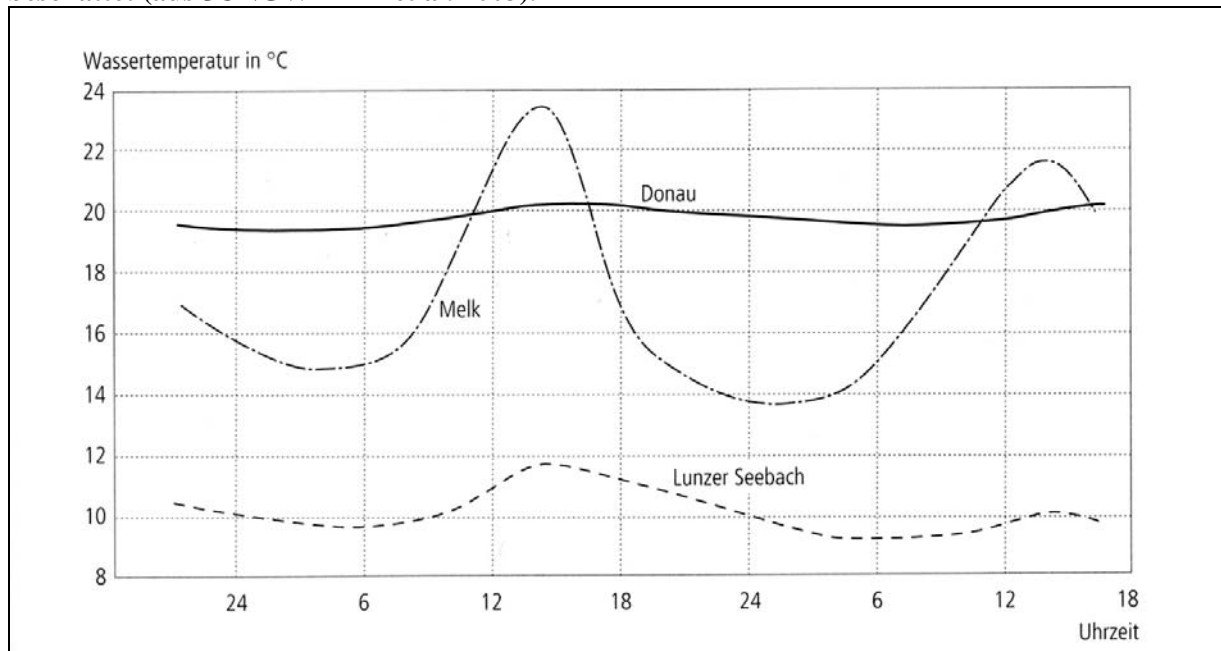
Die tiefsten Temperaturen werden in den Fliessgewässern der nördlichen gemässigten Zone im Januar, die höchsten in Juli und August erreicht. Die maximal erreichten Wassertemperaturen hängen dabei entscheidend von der Höhenlage und dem Beschattungsgrad ab (WARD 1985). HYNES (1960) konnte zeigen, dass die Temperatur eines Fliessgewässers ebenfalls von den Variablen der Höhe über NN und der Ausrichtung nach Himmelsrichtung abhängt.

Die Höhenbeziehung der Fliessgewässertemperatur ( $T$ , °C) lässt sich durch die mathematische Formel:  $T = 14,978 - 0,014 H$  beschreiben, wobei  $H$  die Höhe über NN in m ist (WALKER & LAWSON 1977). In Richtung der Pole nehmen die beobachteten Temperaturamplituden sowie die Maximaltemperaturen ab.

Sommerkalte Gewässer, die entweder stark beschattet, quellnah oder grundwasserbeeinflusst sind, sind im Winter wärmer als exponierte oder grundwasserarme Gewässer.

Die nachfolgende Abbildung verdeutlicht die Unterschiede im Tagesgang der Wassertemperatur bei unterschiedlicher Gewässergrosse und Beschattung.

**Abb. 1: Tagesgänge der Wassertemperatur von 3 österreichischen Fließgewässern unterschiedlicher Grösse (Wärmekapazität) und Beschattung an jeweils 2 heißen Sommertagen: 1 = Donau bei Altenwörth; 2 = Melk bei St. Leonhard (Hyporhithral/Epipotamal), wenig beschattet; 3 = Oberer Lunzer Seebach (Epirhithral), stark beschattet (aus JUNGWIRTH et al. 2003).**



### 3.1.1.3 Temperaturschwankungen

Temperaturschwankungen im Gewässer sind abhängig von der Jahres- und Tageszeit. Die Tagesschwankungen der Temperaturen nehmen mit der Entfernung von der Quelle zu und werden aber, mit nachlassendem Quelleinfluss, geringer und konstanter. Der Minimalwert wird in den frühen Morgenstunden, der höchste Wert am Nachmittag erreicht.

Flussabwärts verschieben sich die Zeiten der beobachteten täglichen Maximaltemperaturen im Uhrzeigersinn (SCHMITZ 1957, PROFT & KREY 1980). Die Spanne der täglichen Temperaturschwankungen ist dabei typischerweise für kleinere Gewässer der Oberläufe geringer als für weiter unterhalb liegende und grössere Gewässerabschnitte, da diese weniger von der Grundwassertemperatur abhängig und deutlicher durch die meteorologischen Umweltbedingungen beeinflusst werden. Die grössten täglichen Temperaturschwankungen werden demzufolge in besonders breiten und flachen Fließgewässern beobachtet (Breite > 50 m / Tiefe < 1,5 m). Im Vergleich zu den jährlichen Schwankungen der Extremwerte sind die täglichen Schwankungen gering. Sie sind um so grösser, je geringer die Gewässertiefe und je niedriger die Ausgangstemperatur ist (ECKEL & REUTER 1950).

HOPKINS (1971) konnte zeigen, dass Tagesschwankungen in der Wassertemperatur nicht nur eine Funktion der Gewässergrösse sind, sondern auch jahreszeitliche Aspekte/Komponenten enthalten, so werden die täglichen Schwankungen von einem jährlichen Zyklus überlagert und

sind in Frühjahr und Sommer am ausgeprägtesten (WARD 1963, KOTHANDARAMAN 1971, TASKER & BURNS 1974, WEBB & WALLING 1993a).

In den kälteren Regionen der Erde erstreckt sich dieser Zyklus nur vom Frühjahr bis in den Herbst während in den Wintermonaten Wassertemperaturen knapp über dem Gefrierpunkt vorherrschen (CLUIS 1972, CAISSIE et al. 1998).

Im Sommer liegen die Wassertemperaturen in den grösseren sommerwarmen Flüssen meist über dem Wert der mittleren Lufttemperaturen, in sommerkaltten Bächen meist darunter. Kleine und unbeschattete Tieflandbäche haben die höchsten täglichen Temperaturschwankungen in allen geographischen Breiten. Stark beschattete Fliessgewässer weisen, unabhängig von der geografischen Lage, selten höhere Schwankungen als 2 – 3 °C auf (WARD 1985). Ein ausgeprägter Grundwassereinfluss kann ebenfalls die Schwankungen der Wassertemperatur dämpfen.

Das Ausmass der Jahrestemperaturschwankungen nimmt mit zunehmender Entfernung von der Quelle zu, kann aber bei besonders grossen Flüssen, besonders in Mündungsnähe, wieder etwas zurückgehen. In den gemässigten Breiten liegt die Jahresamplitude der mittleren Monatstemperaturen im Oberlauf immer unter 20 °C, im Mittel- und Unterlauf darüber.

SMITH (1975) stellt den Einfluss von Hochwasserereignissen und Schneeschmelze auf die Gesamtvariabilität der Wassertemperatur in einem Gewässersystem dar. Dies dokumentiert den Einfluss, den Niederschläge auf die Gewässertemperatur haben können.

In Fliessgewässern kommt es erst bei sehr niedrigen Aussentemperaturen zur Eisbildung. Sobald der Erdboden gefroren ist, bildet sich das Eis zuerst am Ufer (Randeis). Bei langsam strömenden Fliessgewässern kann es sich beiderseits bis zur Flussmitte ausdehnen und hier zusammenfrieren (Tafeleis). Auch auf dem Gewässergrund kann sich Eis bilden (Grundeis). Ein vollständig zugefrorener Fluss, der zudem mit einer Schneedecke bedeckt ist, ist thermisch isoliert. Trotz starker Schwankungen der Aussentemperatur bleibt das fliessende Wasser unter dem Eis fast temperaturkonstant.

### **3.1.2 Natürliche Einflussfaktoren auf die Wassertemperatur und Temperaturaustauschprozesse im Fliessgewässer**

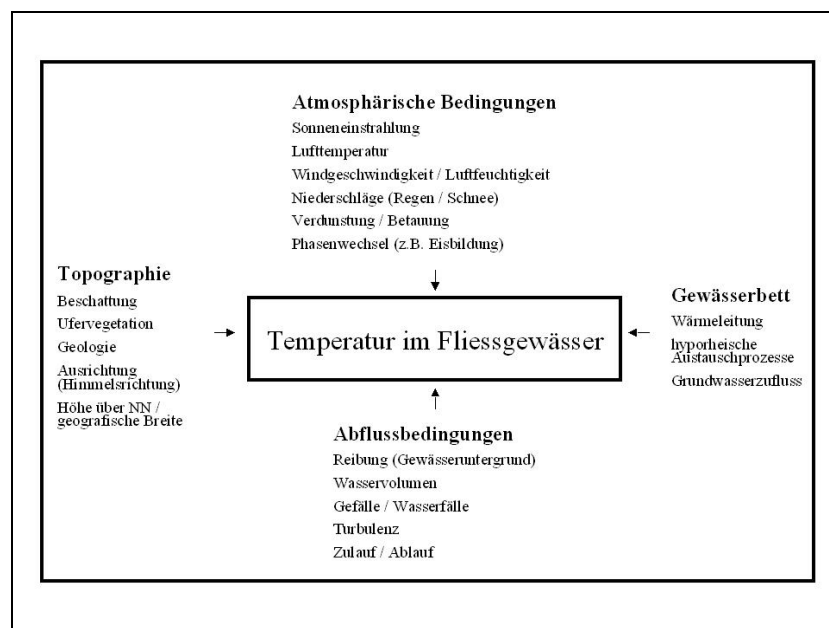
Die verschiedenen Einflussfaktoren auf die Temperatur eines Fliessgewässers können den vier folgenden Gruppen zugeordnet werden:

1. Atmosphärische Bedingungen,
2. Topographie,
3. Abflussbedingungen,

#### 4. Gewässerbett.

Punkt 1 enthält einige der wichtigsten Einflussfaktoren (wie z.B. die Lufttemperatur), die vor allem für Temperatúraustauschprozesse an der Wasseroberfläche verantwortlich sind. Punkt 2 ist eng mit Punkt 1 verknüpft. Punkt 3 ist hauptsächlich eine Funktion der hydraulischen Verhältnisse im betrachteten Flusssystem und beeinflusst die Wassertemperatur über die Temperaturkapazität bzw. das Volumen / den Volumenstrom eines Gewässers, aber auch über die Vermischung von Wasser verschiedener Herkunft und Temperatur im Gewässersystem. Punkt 4 beinhaltet Faktoren, die für Temperatúraustauschprozesse am Gewässeruntergrund verantwortlich sind.

**Abb. 2: Wichtige Einflussfaktoren auf das Temperaturregime in Fließgewässern (aus CAISSIE 2006, verändert)**



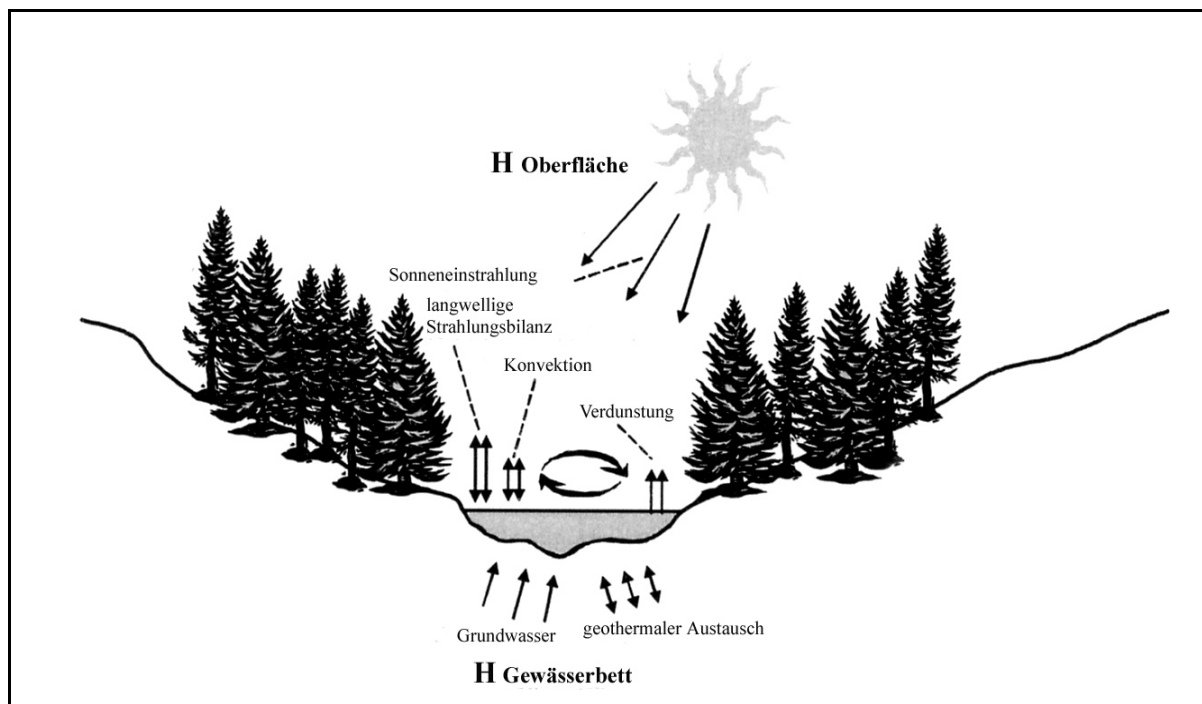
Energieaustauschprozesse am Fließgewässer finden vor allem an den jeweiligen Grenzflächen zwischen Luft bzw. Gewässerbett und Wasser statt, zumindest in Abschnitten in denen Temperaturveränderungseinflüsse durch Zu- und Abflüsse, einmündende Nebengewässer, thermische Belastungen / Einleitungen oder Wasserentnahme zu vernachlässigen sind.

Der Temperaturtransport zwischen Luft und Wasser findet hauptsächlich über die folgenden Prozesse statt:

1. Sonneneinstrahlung bzw. kurzweilige Strahlungsbilanz,

2. Wärmestrahlung bzw. langwellige Strahlungsbilanz,
3. Verdunstungsbedingter Energie-/Temperaturfluss,
4. Konvektion (aufgrund von Temperaturdifferenzen zwischen Fließgewässer und Atmosphäre).

**Abb 3: Wärmeaustauschprozesse am Fließgewässer (aus CAISSIE (2006), verändert; H Oberfläche / Gewässerbett: Wärmeaustausch zwischen Gewässer und Atmosphäre bzw. Untergrund)**



Weitere Faktoren wie z.B. Niederschläge und Reibung spielen im Vergleich zu den oben genannten nur eine untergeordnete Rolle.

Von den genannten verschiedenen Austauschprozessen hat die Sonneneinstrahlung nach Untersuchungen den grössten Anteil am gesamten Energieaustausch zwischen Atmosphäre und Wasser. Langwellige Strahlungsbilanz und Verdunstung kommen an zweiter Stelle und sind vom Anteil am Gesamtgeschehen und in ihrer Bedeutung vergleichbar (MORIN & COUILLARD 1990). Die kleinste, aber nicht zu vernachlässigende, Komponente stellt die Konvektion dar. Einige Untersuchungen konnten die verschiedenen Austauschprozesse in ihrer Auswirkung auf die Wassertemperaturen in Fließgewässern quantifizieren. WEBB & ZHANG (1997) identifizierten bei ihren Untersuchungen am Fluss Exe in Grossbritannien die Strahlungsbilanz (Sonneneinstrahlung in Kombination mit der langwelligen Strahlungsbilanz) als massgeblichen Faktor für Temperaturveränderungen im Gewässer. Die

Strahlungsbilanz war nach diesen Untersuchungen zu 56 % bzw. 49 % für die gesamte Temperaturzu- bzw. -abnahme verantwortlich. Dieselben Autoren berichten von ähnlichen Ergebnissen an zwei weiteren Flüssen, bei denen die untersuchte Strahlungsbilanz für fast 85 % der Energiezunahme bzw. für 27 % der Energieverluste verantwortlich war. Mit 40 % hatte die Verdunstung in diesen Untersuchungen den grössten Anteil am Energieverlust. Diese Ergebnisse belegen die Rolle der verschiedenen Strahlungen für das Temperaturgeschehen im Gewässer, aber auch die Schutzfunktion der gewässerbegleitenden Vegetation über die Abschirmung gegenüber eintreffender Strahlung.

Dem Temperaturexaustausch zwischen Gewässerbett und Wasser schenkte man bisher in Untersuchungen und auch bei der Erstellung von Temperaturmodellen weniger Beachtung. Er findet vorwiegend in Form geothermaler Erwärmung durch Konvektion, durch advektiven Wärmeaustausch mit dem Grundwasser und hyporheische Austauschprozesse statt.

COMER & GRENNY (1977), SINOKROT & STEFAN (1993) und HONDZO & STEFAN (1994) führten Temperaturmessungen im Kiesbett durch. ALEXANDER & CAISSIE (2003) setzten gemessene Temperaturen des Gewässerbettes in Relation zu Grundwassereintritten. Diese Messungen der Wassertemperaturen im Kiesbett des Gewässeruntergrundes belegten, dass Flüsse im Sommer durch die Energieaustauschprozesse am Gewässeruntergrund im allgemeinen gekühlt werden, während sie im Winter zu einer relativen Erwärmung des Gewässers beitragen (SHEPHERD, HARTMAN & WILSON 1986, CAISSIE & GIBERSON 2003). Diese Temperaturflüsse am Gewässeruntergrund können in nördlichen Gebieten vor allem im Herbst vor dem Zufrieren der Gewässer von Bedeutung sein (ALEXANDER et al. 2003).

EVANS, MCGREGOR & PETTS (1998) berechneten und verglichen die Energieaustauschprozesse an den beiden verschiedenen Grenzflächen des Gewässers zu Atmosphäre und Gewässeruntergrund. Nach diesen Untersuchungen finden 82 % des Energieaustausches zwischen Wasser und Luft, 15 % zwischen Wasser und Gewässerbett und die restlichen 3 % durch andere Prozesse statt.

SINOKROT & STEFAN (1994) kommen diesbezüglich zu ähnlichen Ergebnissen. In ihren Untersuchungen trug der Energiefluss am Gewässeruntergrund weniger als  $-0,12$  bis  $0,15$  °C zur Gesamtvariabilität der Wassertemperatur bei. Obwohl diese Erkenntnisse die grosse Bedeutung des Energieflusses zwischen Gewässeroberfläche und Atmosphäre beim Temperaturgeschehen dokumentieren, bleibt nach CAISSIE (2006) dennoch eine gewisse

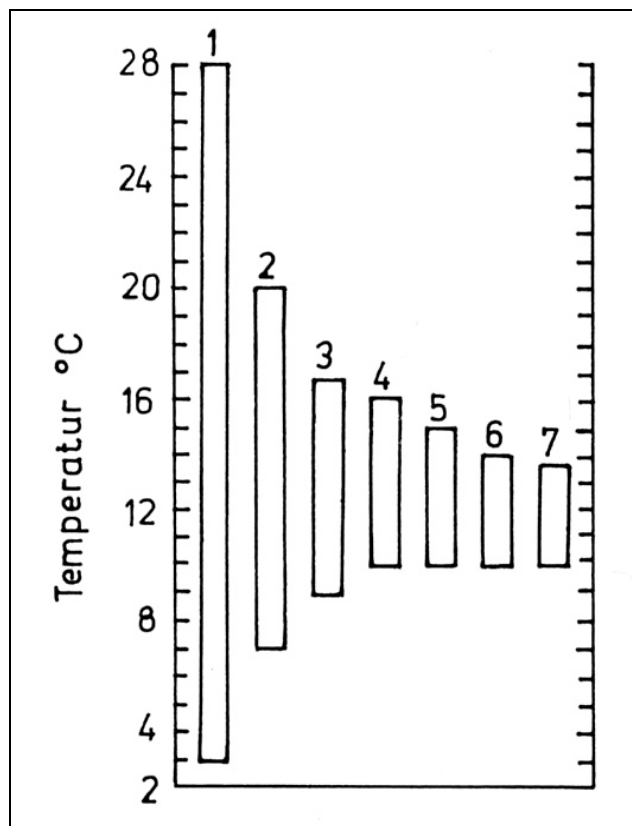
Unsicherheit bezüglich kleiner gut beschatteter Bäche (< 3 m Breite) und der Bedeutung des Energieaustausches am Gewässerbett in diesen Gewässern.

### 3.1.3 Differenzierung der Temperatur in Fließgewässerkompartimenten mit Habitatcharakter für die Fische

In Fließgewässern bewirkt die Turbulenz, und die damit verbundene Vermischung des Wasserkörpers, dass hier im allgemeinen die gleiche Temperatur herrscht. Vor allem, wenn der gesamte Abfluss auf ein einziges Gerinne konzentriert ist, liegt hier als Folge der ständigen Umwälzung durch turbulentes Fließen ein zumeist homogen temperierter Wasserkörper vor. Nur in gestauten Flussabschnitten oder strömungsberuhigten (lenitischen) Bereichen kann es zu einer Ausbildung eines vertikalen Temperaturgradienten kommen.

Die unterschiedliche Ausprägung belebter und unbelebter Strukturen innerhalb des Gewässerbettes kann jedoch ebenfalls Temperaturdifferenzen erzeugen (siehe nachfolgende Abbildung).

**Abb. 4: Tagesschwankungen der Temperatur in Fließgewässerhabitaten eines Oberlaufes (aus SCHÖNBORN 1992) (1 = Luft, 2 = Pflanzenbestände im Flachwasser, 3 = Schnellen, 4 = Sediment im Flachwasser, 5 – 7 Wasser in den Tiefen von 30, 61 und 122 cm).**

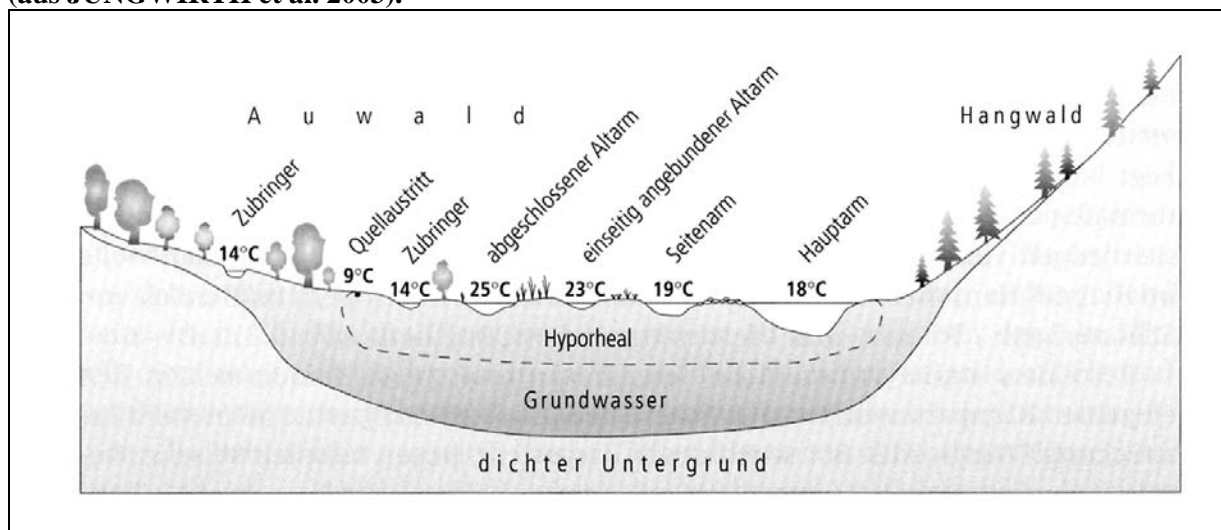




Bei der lateralen und vertikalen Temperaturverteilung können sich auch in Abhängigkeit vom Flusstyp, der Vernetzung des Flusses mit seiner Aue, dem Gewässerbett und dem Grundwasserkörper grosse Unterschiede ergeben. In strukturierten Gerinnen ergeben sich vielfach starke Temperaturunterschiede zwischen der Hauptströmung der fließenden Welle und strömungsberuhigten Gewässerkompartimenten im Bereich von Kiesbank-, Totholz- und verschiedenen Ufersituationen.

Besonders starke sommerliche Temperaturunterschiede finden sich in den einzelnen Kompartimenten lateraler Ausdehnung von natürlichen Fluss-Aue-Situationen (siehe nachfolgende Abbildung).

**Abb. 5: Beispielhafte Darstellung der sommerlichen Wassertemperaturen verschiedener Gewässerkompartimente im Querschnitt eines schematisierten Fließgewässers mit seiner Aue (aus JUNGWIRTH et al. 2003).**



Die Komplexität der Temperaturverteilung im Gesamtsystem ist dabei unter mitteleuropäischen Verhältnissen bei Niedrigwasserführung im Sommer am grössten. Plötzliche Hochwasserereignisse bedeuten für dieses Temperaturgefüge eine Vereinheitlichung des komplexen Temperaturmusters bzw. eine Störung der Individualität der Einzelkompartimente. Bei winterlicher Abkühlung findet tendenziell eine Vereinheitlichung der Wassertemperaturen statt, wobei die an das Grundwasser angebotenen Kompartimente nunmehr die vergleichsweise wärmsten sind (JUNGWIRTH et al. 2003).

Das Temperaturregime einzelner Gewässerabschnitte bzw. Gewässerkompartimente zählt aber auch zu den wesentlichsten Faktoren für die Ausbildung, Zusammensetzung und Verteilung der verschiedenen aquatischen Lebensgemeinschaften. Die täglich und im Jahresverlauf vorherrschenden Temperaturverhältnisse im Gewässerlängsverlauf, aber auch die lateral und vertikal auftretenden zeitlichen und örtlichen Schwankungen in den

verschiedenen Gewässerkompartimenten natürlicher Fluss-Auen-Systeme zählen zu den wichtigsten Milieufaktoren und Steuergrößen der aquatischen Fauna und Flora (JUNGWIRTH et al. 2003).

Die meisten in Binnengewässern lebenden Tiere, wie z.B. Evertebraten und Fische, sowie alle Pflanzen sind poikilotherm (wechselwarm) und hängen somit in allen Bereichen ihres Lebenszyklus wie z.B. der Atmung, Verdauung, Wachstum, Aktivität und Reproduktion von der Temperatur des sie umgebenden Wassers ab.

Die Wassertemperatur beeinflusst auch Fischhabitate im Gewässeruntergrund (SHEPHERD et al. 1986, CRISP 1990). Deshalb sind Temperaturgradienten in der Vertikalen bzw. in grundnahe Wasser und dem hyporheischen Interstitial ökologisch von Bedeutung. Die Wassertemperaturen im Kiesbett sind, verglichen mit der Oberflächentemperatur des Gewässers, im allgemeinen niedriger im Sommer und höher im Winter (CAISSIE & GIBERSON 2003). Diese Temperaturen beeinflussen z.B. die Entwicklung von Eiern vieler rheophiler Fischarten wie der Salmoniden (COMBS 1965, ALDERDICE & VELSEN 1978, BEER & ANDERSON 2001). In Abhängigkeit von der Geologie, der Korngröße, der Porosität und dem Gehalt an Feinteilen können geringe bis starke zeitliche Verzögerungen der täglichen Temperaturschwankungen im Vergleich zum Oberflächenwasser auftreten. Bei Annäherung an den eigentlichen Grundwasserkörper oder zunehmendem Grundwassereintrag werden vergleichsweise konstante Temperaturverhältnisse kennzeichnend für diesen Teillebensraum (JUNGWIRTH et al. 2003).

Untersuchungen im Freiland ergaben zudem, dass sich das Verhalten vieler aquatischer Arten und auch der Fische unter dem Einfluss erhöhter Temperaturen ändert und die Tiere aktiv kühlere Ausweichhabitate aufsuchen (KAYA, KAEDING & BURKHALTER 1977, TORGERSEN et al. 1999, ELLIOTT 2000).

Dieses Verhalten wurde z.B. von EBERSOLE et al. (2001) bei Salmoniden beobachtet. CUNJAK et al. (1993) beschrieben die Einwanderung von Salmoniden in kühlere Nebengewässer während Hochtemperaturphasen. KAYA (1977) konnte dies anhand von Regenbogen- und Bachforellen in einem Gewässer nachweisen, das aufgrund einer natürlichen geothermalen Erwärmung Temperaturen von bis zu 28,8 °C erreichte, die unter normalen Bedingungen letal für die Tiere gewesen wären. EBERSOLE et al. (2001) dokumentierten grössere Fischansammlungen in der Nähe solcher „thermalen“ Refugialräume zur Mittagszeit. Tiefere und kühlere Pools sind ebenfalls als wichtige Refugialräume während Hochtemperaturereignissen für Forellen anzusehen und werden sogar bei vergleichsweise niedrigeren Sauerstoffgehalten aufgesucht (BILBY 1984, MATTHEWS et al. 1994,

MATTHEWS & BERG 1997). Regionen oder Abschnitte mit kühleren Temperaturen sind somit wichtige Funktionsräume in Fließgewässern. Folgende verschiedene Typen potentiell kühlerer Refugialräume wurden in der Literatur beschrieben (EBERSOLE et al. 2003):

1. einmündende kühlere Nebengewässer,
2. laterale Einsickerungen von Grundwasser,
3. tiefe Pools bzw. Gumpen, Buchten und Altwassersituationen (je nach Ausprägung und Beschattung).

### **3.1.4 Klassifizierung von Fließgewässersystemen aufgrund des Temperaturregimes**

In den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts versuchte SMITH (1972) eine Klassifizierung der Temperaturregime verschiedener Flüsse auf der Grundlage der jeweiligen Höhe über NN und der geografischen Breite. Dieser Ansatz war aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge jedoch zum Scheitern verurteilt (CAISSIE 2006). Seitdem wurde eine solche Klassifizierung nicht wieder versucht. Durch verschiedene Autoren konnte jedoch eine gewisse Strukturierung des Temperaturregimes innerhalb von Flusssystemen nachgewiesen werden (ARSCOTT, TOCKNER & WARD 2001, GARDNER, SULLIVAN & LEMBO 2003), während für andere Untersucher die Komplexität thermaler Prozesse und die damit verbundenen Schwierigkeiten der Klassifizierung im Vordergrund standen (SMITH & LAVIS 1975, JEPPESEN & IVERSEN 1987).

Nach Meinung von WARD (1985), der vor allem Flusssysteme auf der Südhalbkugel untersuchte, beruht die Temperatur eines Fließgewässers auf zu vielen verschiedenen Faktoren um eine eindeutige Klassifizierung zuzulassen. Aufgrund seiner Untersuchungen konnte er jedoch Ähnlichkeitsmuster nachweisen, wenn er aufgrund der jährlichen Maximaltemperatur und Temperaturspanne eine grobe Klassifizierung der Flusssysteme in „äquatorial“, „tropisch“ und „gemäßigt“ vornahm.

### **3.1.5 Temperaturverhältnisse im Stillgewässer**

#### **3.1.5.1 Wärmehaushalt**

In einem Stillgewässer laufen zahlreiche physikalische, biologische und chemische Prozesse ab, für die neben dem Wasserhaushalt auch der Wärmehaushalt sehr wichtig ist. (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996).

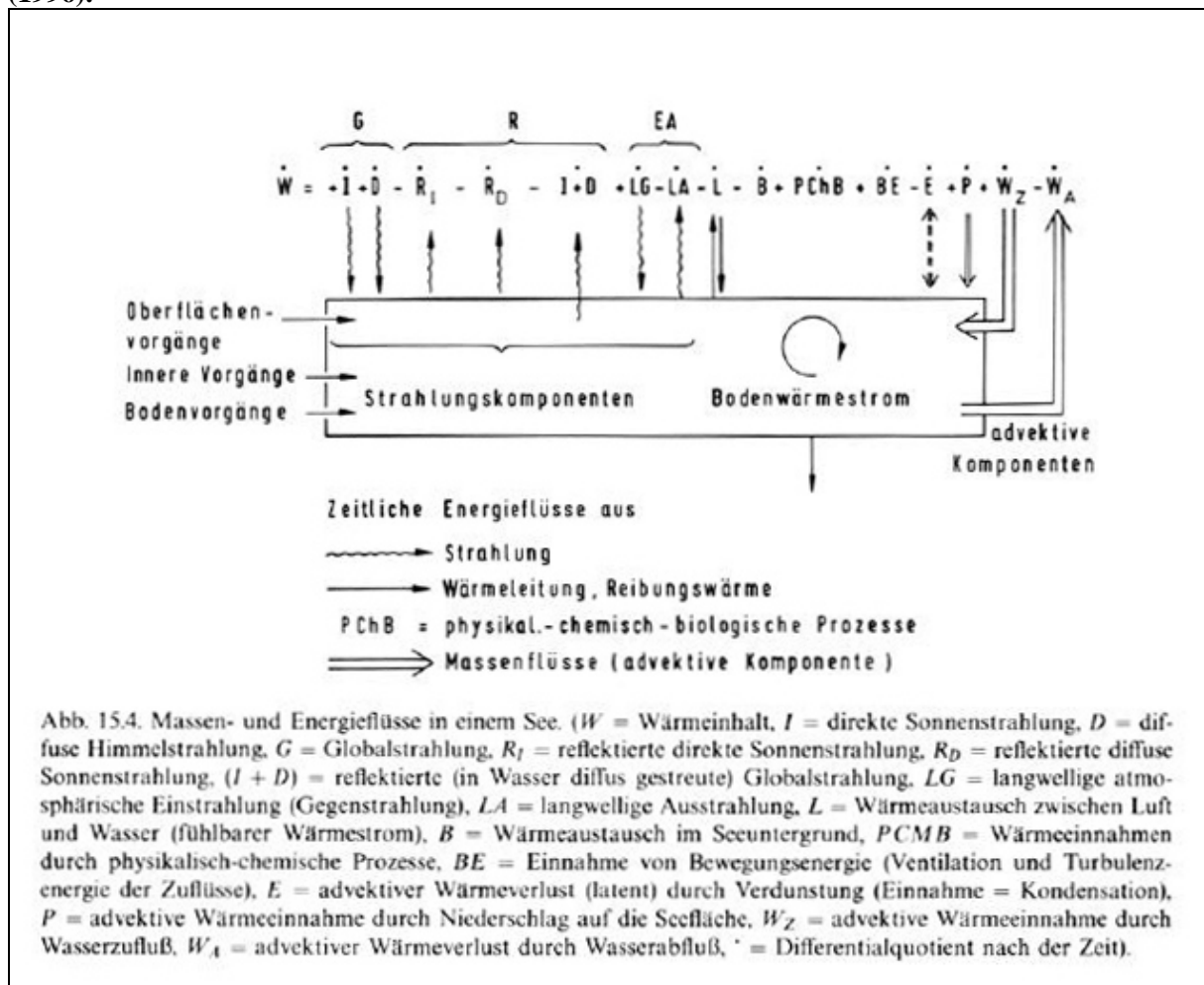
Die Wärmemenge, die notwendig ist, um 1 kg Wasser um 1° K zu erwärmen (bei einer Ausgangstemperatur von 15° C) beträgt 1 kcal (= 4,186 kJ). Dieser vergleichsweise hohe Wert bedeutet, dass Wasser eine hohe Wärmemenge speichern kann (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER 1999).

Der Wärmehaushalt eines Sees wird von drei Hauptenergieflüssen bestimmt:

1. dem Energiefluss an der Oberfläche (Strahlungs- und Wärmeaustausch)
2. dem Wärmeumsatz im See (Energieflüsse zwischen einzelnen Volumenbereichen)
3. den advektiven Energieflüssen, die an einen Wasser-Massentransport gebunden sind (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996).

Die einzelnen Faktoren des Wärmehaushaltes eines Sees stellt die nachfolgende Abbildung dar.

**Abb. 6: Komponenten des Wärmehaushalt eines Sees, aus BAUMGARTNER & LIEBSCHER (1996).**



Der Wärmehaushalt von Seen ist dabei von zonalen und azonalen Faktoren abhängig, wie z. B. der Strahlung und der Verdunstung, dem Wasservolumen, der Oberfläche oder auch der Tiefe. Die Erwärmung des Seewassers ist nach oben begrenzt und die kritische Temperatur,

bei der die zugeführte Energiemenge gleich der abgegebenen Energiemenge ist, liegt schon zwischen 35° C und 40° C. Eine wichtige Grösse stellt hier der Wind dar, durch den Wellen entstehen und nur dadurch findet eine oberflächennahe Durchmischung und damit ein Energieaustausch statt. Dieses liegt daran, dass im Wasser schon in 1 cm Tiefe bereits 27 % des eingedrungenen Lichtes durch die Extinktion aufgezehrt sind. In 10 cm beträgt die so genannte Extinktion 45 % und in 1m Tiefe bereits 64 %. Dadurch kann nicht viel Energie durch Strahlung in die Tiefe dringen. Seen in den Mittleren Breiten und Subtropen speichern die grössten Wärmemengen, da hier der Jahresgang von Temperatur und Strahlung die grössten Schwankungen im Jahr aufweist. Zwar ist der Wärmeinhalt in tropischen Seen am höchsten, aber wegen der geringen Jahresschwankungen der Lufttemperatur wird dieser nicht entnommen, also ist die Jahreswärmemenge geringer (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996).

#### 3.1.5.2 Gliederung des Sees aufgrund abiotischer Umweltfaktoren

Tiefe stehende Gewässer weisen in der Regel eine Temperaturschichtung des Wasserkörpers auf. Diese geht auf die temperaturabhängigen Dichteunterschiede im Wasserkörper zurück.

Eine besondere Rolle spielt hierbei die Dichteanomalie des Wassers, wonach dieses bei ca. 4 °C (genau 3,98 °C) seine maximale Dichte von 1,0 g/ml aufweist. Sowohl kälteres als auch wärmeres Wasser hat eine umso geringere Dichte, je weiter seine Temperatur von diesem Wert abweicht.

Damit entstehen Auftriebskräfte, die dazu führen, dass im Ruhezustand das jeweils spezifisch leichtere Wasser über dem dichteren zu liegen kommt. Es bildet sich also eine temperaturbedingte Dichteschichtung aus, die sich jedoch auch als "Temperaturschichtung" erkennen lässt. Diese Schichtung kann modifiziert sein durch andere Faktoren, welche die Wasserdichte in einem realen Gewässer beeinflussen. Dies sind insbesondere die im Wasser gelösten und feinsuspendierten Feststoffe und Gase.

Die Temperaturen des Wassers unterliegen einem ständigen Wechsel durch die Aufnahme und Abgabe von Wärme durch das Gewässer. Dieser Wärmeaustausch unterliegt sowohl täglichen als auch jahreszeitlichen Zyklen. Eben so zyklisch kommt es daher auch zu Veränderungen in der Temperaturschichtung. Diese ergeben sich sowohl aus einer mit der Tiefe abnehmenden Aufnahme von Wärme aus eingedrunenem Licht, als auch aus einer mechanischen Vermischung von Wasserschichten, die einerseits durch den Wind und andererseits durch die Konvektionsströme von sich abkühlendem Oberflächenwasser angetrieben werden.

In den gemässigten Breiten weisen hinreichend tiefe Stillgewässer zum Beispiel eine "dimiktische" Wasserzirkulation auf. Dabei erwärmen sich im Frühjahr die oberflächennahen Wasserschichten und durch Wind und Konvektionsströmungen wird der Wasserkörper vollständig und gleichmässig durchmischt (Frühjahrszirkulation). Die Durchmischung sorgt für einen ausreichend hohen Sauerstoffgehalt auch am Grund des Gewässers.

Im Anschluss an die Frühjahrszirkulation bildet sich eine Temperaturschichtung aus. Sonnenlicht wird absorbiert und erwärmt das Wasser entsprechend seiner mit der Tiefe abnehmenden Intensität. Winde und nächtliche Konvektionen verteilen die Wärme weiter in die Tiefe. Die Zirkulation findet nur noch innerhalb des sich ausbildenden Epilimnions statt (Teilzirkulation), dessen Dicke im Frühsommer stetig abnimmt und im Spätsommer und Herbst bei negativer Wärmebilanz des Sees wieder zunimmt, bis sie schliesslich in der Herbstzirkulation die gesamte Seetiefe umfasst.

Das bedeutet, dass sich diese Gewässer zweimal im Jahr vollständig durchmischen. Flachere Gewässer hingegen können mehrmals, Teiche sogar jede Nacht, bis zum Grund durchmischt werden (polymiktische Zirkulation).

Die folgende Gliederung des geschichteten Sees in verschiedene Tiefenzonen bildet sich während der sog. Sommerstagnation aus. Während der Zirkulationsphasen im Frühjahr und Herbst wird diese Schichtung wieder beseitigt.

**Tab. 1: Abiotische Umweltfaktoren im sommerlichen geschichteten See**

Wasserschicht	Temperatur	Sauerstoff	Licht
Epilimnion (Deckschicht, Oberflächenwasser)	relative grosse tages- oder jahreszeitliche Schwankungen zwischen 0 °C und über 30 °C, abhängig von Lufttemperatur und Windverhältnissen.	hoher Sauerstoffgehalt, abhängig von Wassertemperatur, von der Durchmischung mit der Luft durch Wind und Wellen und von den Organismen	lichtdurchflutet; die Eindringtiefe des Lichtes hängt von der Wellenlänge des Lichtes, dem Sonnenstand und vom Trübungsgrad des Wassers ab.
Metalimnion (Sprungschicht)	rasche Temperaturabnahme mit der Tiefe auf 4 °C (Thermokline, Temperatursprungschicht)	rasche Abnahme des Sauerstoffgehalts, abhängig von der Zahl der aeroben Lebewesen	rasche Abnahme der Strahlungsintensität
Hypolimnion (Tiefenschicht)	von Tages- und Jahreszeit unabhängige, konstante Temperatur von 4 °C	relativ niedrige Sauerstoffkonzentration	Dunkelheit

In Seen mit geringerer Tiefe kann das Metalimnion bis zum Grund des Sees reichen und die Ausbildung eines Hypolimnions unterbleiben. In flachen Seen und Teichen entfällt selbst das

Metalimnion, so dass das Gewässer nur aus Epilimnion besteht und täglich bis zum Grund durchmischt wird. Dennoch bildet sich auch hier tageszyklisch eine Temperaturschichtung aus, die meist durch nächtliche Konvektion zusammenbricht. Flachere und ungeschichtete Seen und Teiche können Temperaturschwankungen im Tagesverlauf von bis zu 10 °C aufweisen (VAAS & SACHLAN 1955).

Das Metalimnion weist in der Regel eine Feinstruktur auf, in der sich die Spuren grösserer Windeinwirkungen und stärkerer Abkühlungsperioden als gelegentlich zentimeterscharfe Stufungen aus abwechselnd homogenen und abfallenden Temperaturen abzeichnen können. Interne Homogenisierungen zwischen den Schichten kommen auch durch Ausgleichsströmungen zustande, die während der häufigen internen Wellen (Seiche) auftreten.

Im Winter stagniert die Zirkulation und es bildet sich eine Winter-Temperaturschichtung aus, wenn sich eine Eisschicht auf der Seeoberfläche ausbildet und somit den Antrieb für eine Zirkulation durch den Wind ausschaltet und/oder wenn das Epilimnion auf Grund der Lufttemperatur oder durch Vereisung Temperaturen zwischen 0 °C und 3,98 °C hat und das kältere und weniger dichte Oberflächenwasser auf dem Hypolimnion mit dem wärmeren und bei 3,98 °C dichteren Wasser liegt.

Das Temperaturregime in einem Stauraum ist normalerweise komplexer als das eines natürlichen Stillgewässers. Dies trifft in besonderem Mass auf Stauraumssysteme zu (LANGFORD 1990).

### **3.1.6 Temperaturmodelle für Gewässer**

Für viele ökologische und ökonomische Fragestellungen rund um das Thema der Gewässertemperatur ist die Formulierung von Prognosezuständen unter veränderten Einflüssen bzw. die Vorhersage zukünftiger Gewässertemperaturen bei veränderten Einflusszenarien von Bedeutung. Zu diesem Zweck wurden Modelle entwickelt, die unter Berücksichtigung verschiedener Datengrundlagen die Extrapolation von Wassertemperaturen zulassen. Funktionierende Temperaturmodelle spielten eine wichtige Rolle bei der Vorhersage zu erwartender Wachstumsraten bei Bachforellen (*Salmo trutta*) (JENSEN, FORSETH & JOHNSEN 2000) und Atlantischen Lachsen (*Salmo salar*) (JONSSON et al. 2001) sowie bei Voraussagen zur Entwicklung von Salmonideneiern und Brut (ELLIOTT & HURLEY 1998a,b). Sie wurden auch verwendet, um z.B. die Auswirkungen von Wetterveränderungen auf die Habitate und Bestände von Maränen (*Coregonus albula*)

(GEORGE et al. 2006) und den Einfluss wärmerer Frühjahrstemperaturen auf den Frassdruck von 0+ Fischen auf das Zooplankton in einem Flusstau vorherzusagen (MEHNER 2000).

In einigen anderen Studien wurden jedoch grössere Unterschiede zwischen den vorhergesagten und den beobachteten Verhältnissen ermittelt, die darauf schliessen lassen, dass die Temperatur nicht allein für die beobachtete räumliche und zeitliche Variation von komplexen Merkmalen oder Eigenschaften verantwortlich ist (NICOLA & ALMODÓVAR 2004). Zudem bestätigten Untersuchungen die wichtige Rolle weiterer Umweltfaktoren (z.B. durchschnittliche Jahrestemperatur, Fischdichten und geographische Gegebenheiten wie Breite) für das z.B. jährliche Wachstum, durch deren Verwendung die Genauigkeit von Wachstumsmodellen entscheidend verbessert werden kann (JENSEN et al. 2000).

Temperaturmodelle für Gewässer können drei verschiedenen Gruppen zugeordnet werden:

1. Regressionsmodelle,
2. stochastische Modelle und
3. deterministische Modelle.

Regressionsmodelle wurden als lineare, multiple oder auch logistische Modelle in vielen Studien angewendet. Einfache lineare Regressionsmodelle wurden für die Voraussage von Wassertemperaturen auf der Grundlage wöchentlich oder monatlich erfasster Lufttemperaturdaten verwendet (JOHNSON 1971, SMITH 1981, CRISP & HOWSON 1982, MACKEY & BERRIE 1991, WEBB & NOBILIS 1997).

Für diese zeitlichen Muster (wöchentlich/monatlich) erwiesen sich diese Modelle als sehr effektiv. So konnten CRISP & HOWSON (1982) ein Wassertemperaturmodell entwickeln, das in der Lage war 86 – 96 % der beobachteten Temperaturvariabilität zu erklären. Dieses Modell wurde sogar mit einigem Erfolg dazu verwendet, temperaturbedingte Wachstumsraten von Bachforellen vorherzusagen.

Multiple Regressionsmodelle wurden ebenfalls für die Vorhersage von Wassertemperaturen verwendet (JEPPESEN & IVERSEN 1987, JOURDONNAIS et al. 1992). Neben den Lufttemperaturen können hier weitere Faktoren wie z.B. Daten zu verschiedenen Abflüssen, minimale, maximale und durchschnittliche Lufttemperaturen, Sonneneinstrahlung und Wassertiefen in die Berechnungen mit einfließen.

Veränderungen der Luft-Wassertemperatur-Verhältnisse verlaufen jedoch nicht unbedingt linear. Dies kann z.B. durch Grundwassereinfluss bei niedrigeren Lufttemperaturen aber auch durch Kühleffekte durch Verdunstung bei höheren Lufttemperaturen bedingt sein. Deswegen wurden in einigen Studien auch logistische Modelle verwendet, die die nicht-linearen Verhältnisse besser wiedergeben können (MOHSENI et al. 1998). Das Zeitraster der



zugrunde liegenden Lufttemperaturdaten kann hier für das Ergebnis einer Modellierung jedoch entscheidend sein. So wurden an einigen nordamerikanischen Flüssen gute Ergebnisse mit wöchentlichen Temperaturdaten erzielt (MOHSENI et al. 1998, MOHSENI & STEFAN 1999, MOHSENI), während die logistische, nicht-lineare Regression bei der Verwendung täglich erfasster Lufttemperaturdaten keine verlässlichen Ergebnisse lieferte (CAISSIE, EL-JABI & SATISH 2001).

Bei der Modellerstellung auf der Grundlage täglich erfasster Lufttemperaturdaten wurden häufig sowohl stochastische als auch deterministische Modelle verwendet. Von diesen beiden Modelltypen ist das stochastische Modell einfacher zu verwenden, da nur Lufttemperaturdaten in die Berechnungen einfließen, während für deterministische Modelle alle relevanten meteorologischen Daten zur Berechnung der Energieverhältnisse verwendet werden. Mit stochastischen Modellen auf Basis einer täglichen Zeitskala wurden gute Resultate mit weniger als 2 °C Fehler erzielt. Diese Modelle erwiesen sich als sehr effizient zur Berechnung täglicher Wassertemperaturen, vor allem in Fällen, in denen nur Lufttemperaturen als meteorologische Daten vorliegen. Unter der Voraussetzung, dass ausreichende Lufttemperaturdaten vorliegen, können Regressions- (s.o.) und stochastische Wassertemperaturmodelle auf relativ grosse geographische Einheiten angewendet werden (CAISSIE 2006).

Das Ziel deterministischen Modellierens ist die Quantifizierung des gesamten Energieflusses im Gewässer und dessen Zuordnung zu tatsächlich beobachteten Änderungen der Wassertemperatur. Deterministische Modelle wurden vor allem für Umweltverträglichkeitsstudien zu verschiedensten Einflüssen auf den Temperaturhaushalt (z.B. Kühlwassereinleitungen, kaltes Tiefenwasser aus Grundablässen grösserer Stauhaltungen) angewendet. Der Modelltyp ist für diese Art der Fragestellung besser geeignet, da die verschiedenen Energie- bzw. Temperaturflüsse und auch Vermischungszonen im Gewässer berücksichtigt werden (VUGTS 1974, SINOKROT & STEFAN 1993, KIM & CHAPRA 1997, CAISSIE 2006).

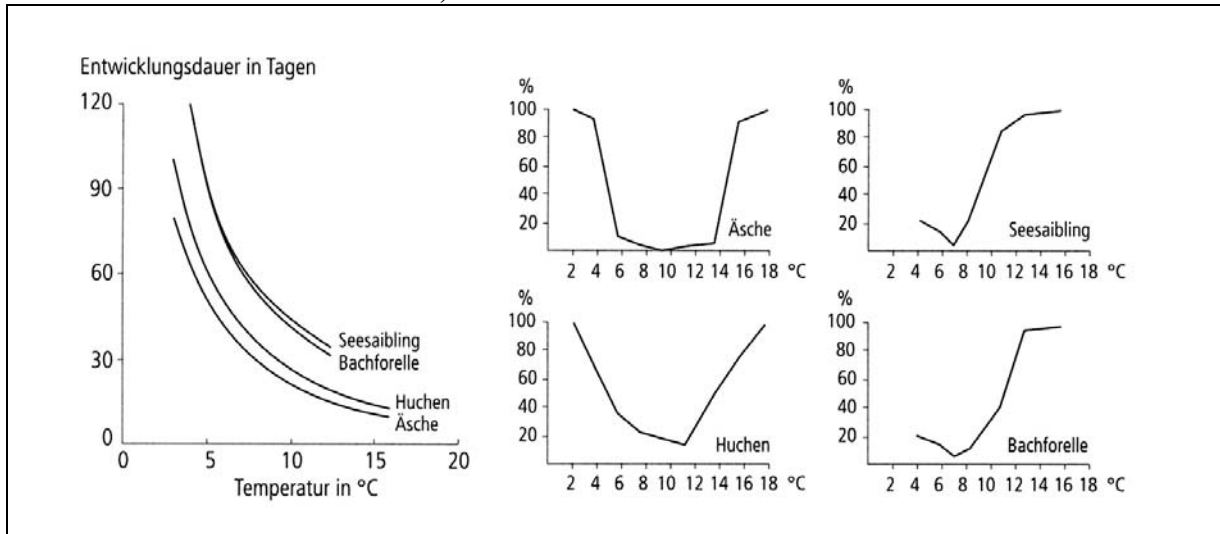
Weitere Vorteile deterministischer Modelle gegenüber den anderen Modellierungstypen sind deren Anwendbarkeit auf verschiedene räumliche Massstabebenen (bei gleichzeitig möglicher Anwendung auf definierte Standorte bzw. Abschnitte), die Beschreibung der verschiedenen Temperaturflüsse und deren Bedeutung im und auf das Gewässer sowie die Fähigkeit zur Beschreibung potentieller Szenarien bei Veränderungen im Gesamtsystem (z.B. bei Veränderungen der Abflusssituation oder der gewässerbegleitenden Vegetation).

### **3.2 Temperaturerhöhung und Fische**

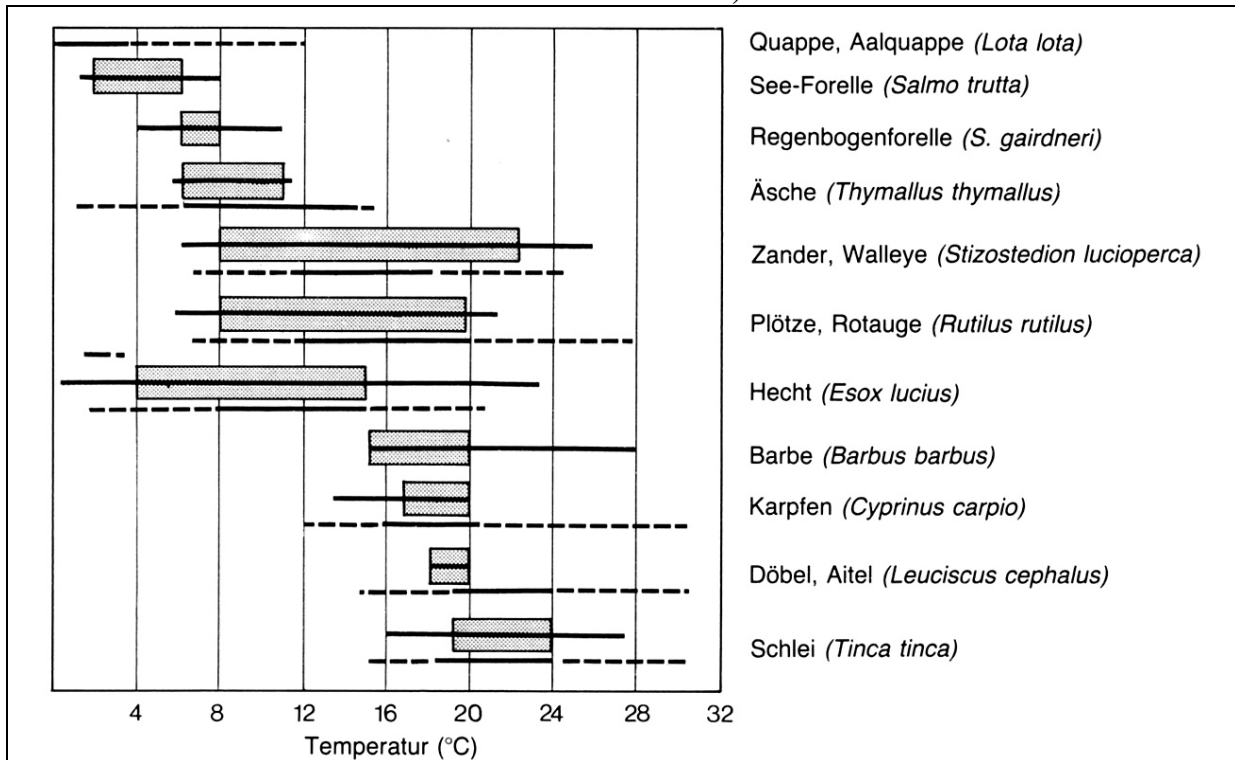
Die Temperatur der Gewässer beeinflusst alle in ihnen lebenden Organismen. Dies betrifft alle Aspekte des Lebenszyklus der heimischen mitteleuropäischen Fischarten, die sich im Laufe ihrer Entwicklung den natürlicherweise auftretenden Temperaturen bzw. deren Schwankungen im Gewässer angepasst haben. Dabei haben diese Organismen spezielle Temperaturpräferenzen, die letztendlich auch über das Vorkommen und die Verteilung von Fischen und allen weiteren aquatischen Lebewesen im Gewässersystem entscheiden (COUTANT 1977, WICHERT & LIN 1996). Einige der Autoren in der vorliegenden Literatur gehen davon aus, dass es, analog zu den ökologischen Nischen, auch eine „thermische Nische“ für die jeweilige Art gibt (COUTANT 1987, MAGNUSON & DE STASIO 1997). Die Wassertemperatur hat z.B. einen entscheidenden Einfluss auf das Wachstum von Fischen (EDWARDS et al. 1979, JENSEN 1990, ELLIOTT & HURLEY 1997), Fischbewegungen bzw. das Wanderverhalten (JENSEN et al. 1998) sowie z.B. den Ablauf des Schlupfes und das Aufschwimmen von Salmonidenlarven (JOHNSTON 1997, ELLIOTT et al. 2000). Sie dient aber auch als Zeitgeber bzw. Auslöser für das Verhalten von Fischen wie z.B. die Abwanderung von Lachssmolts (HEMBRE et al. 2001) oder die Laichwanderung anadromer Meerforellen (SVENDSEN et al. 2004).

Die Entwicklung und das Überleben früher Entwicklungsstadien der Fische sowie der Zeitpunkt und Ablauf der Fortpflanzung bei Fischen ist ebenfalls sehr stark von den jeweils vorherrschenden Wassertemperaturen beeinflusst, wie die beiden nachfolgenden Abbildungen beispielhaft verdeutlichen.

**Abb. 7: Dauer der Embryonalentwicklung und Mortalität der Eier (vom Zeitpunkt der Befruchtung bis zum Schlüpfen der Larven) der Herbstlaicher Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*) und Seesaibling (*Salvelinus alpinus*) sowie der Frühjahrslaicher Huchen (*Hucho hucho*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) in Abhängigkeit von der Wassertemperatur (aus JUNGWIRTH & WINKLER 1984).**



**Abb. 8: Ablai- bzw. embryonale Entwicklungstemperaturen während der Laichzeit. Balken: die am häufigsten beobachteten Ablai- bzw. embryonale Entwicklungstemperaturen; durchgezogene Linien: Extremwerte; durchgezogene Linien unter den Balken: optimale Temperaturbereiche für die embryonale Entwicklung; unterbrochene Linien: extreme Temperaturen, unter denen die Mortalitäts- und Missbildungsrate während der Ei- und Larvenentwicklung deutlich zunehmen (nach ROSENTHAL & MUNRO 1985 aus BAUR & RAPP 1988).**



Weitere wichtige Aspekte zum Thema Temperaturerhöhung und ihre Auswirkungen auf Fische werden nachfolgend in Einzelpunkten erläutert.

### **3.2.1 Temperaturgilden und längenzonales Auftreten von Biozönosen**

In den Gewässern Bayerns kommen entsprechend der gemässigten Klimazone und der topographischen Verhältnisse Fischarten vor, die an den unteren (oligotherm, coldwater species) und mittleren (mesotherm, coolwater species) Temperaturbereich angepasst sind (HOKANSON 1977, MAGNUSON et al. 1979, BOHL et al. 2003, Jungwirth et al. 2003).

Detaillierte und umfassende Informationen liegen hierbei nur für Salmoniden vor. Bei anderen Arten ist der Wissensstand nach JUNGWIRTH et al. (2003) äusserst lückenhaft. Daher ist für die gemässigten Breiten Europas derzeit nur eine vergleichsweise grobe Einteilung in obligatorische Kaltwasserfischarten (oligo-stenotherm), die an enge Optimal- bzw. Toleranzbereiche der Temperatur in kalten Gewässern angepasst sind, und Arten, die über ein vergleichsweise breites Temperaturspektrum vorkommen und an wärmere Temperaturen angepasst sind (meso-eurytherm), möglich (MÜLLER 1991). Während bei den oligo-stenothermen Arten der gesamte Lebenszyklus auf einen vergleichsweise niedrigen Temperaturbereich beschränkt ist, variieren die Temperaturansprüche und Toleranzbereiche bei den meso-eurythermen Arten in Abhängigkeit vom Lebensstadium und Jahreszeit beträchtlich. So sind z.B. für eine erfolgreiche Reproduktion der meso-eurythermen im Frühjahr bzw. Sommer bestimmte Minimaltemperaturen erforderlich. Im Sommer werden wesentlich höhere Temperaturen toleriert und präferiert als von Kaltwasserfischarten. Im Winter hingegen unterscheidet sich das Temperaturmilieu der oligo-stenothermen kaum von jenem der eury-mesothermen.

Fliessgewässer weisen eine deutliche längszonale Gliederung auf, wodurch es zur Ausbildung von Fischregionen kommt. Die Fischzönosen der einzelnen Regionen setzen sich dabei aus Artengruppen mit charakteristischen ökologischen Eigenschaften, den sogenannten ökologischen Gilden, zusammen. Diese Biozönosen sind nicht nur als räumlich gemeinsam vorkommende Artengruppen anzusehen, sondern stellen komplexe vernetzte Gefüge von Arten dar, die aufgrund ihrer jeweiligen Ansprüche die vorhandenen Ressourcen optimal nutzen und deren Verhalten und Lebensweise bestmöglich aufeinander abgestimmt sind.

Die temperaturabhängige Längszonierung von Fliessgewässern nach ihren dominierenden Lebensgemeinschaften (und auch Fischregionen) hängt sowohl von der geografischen Breite als auch von der Höhe über dem Meeresspiegel ab (JUNGWIRTH et al. 2003).

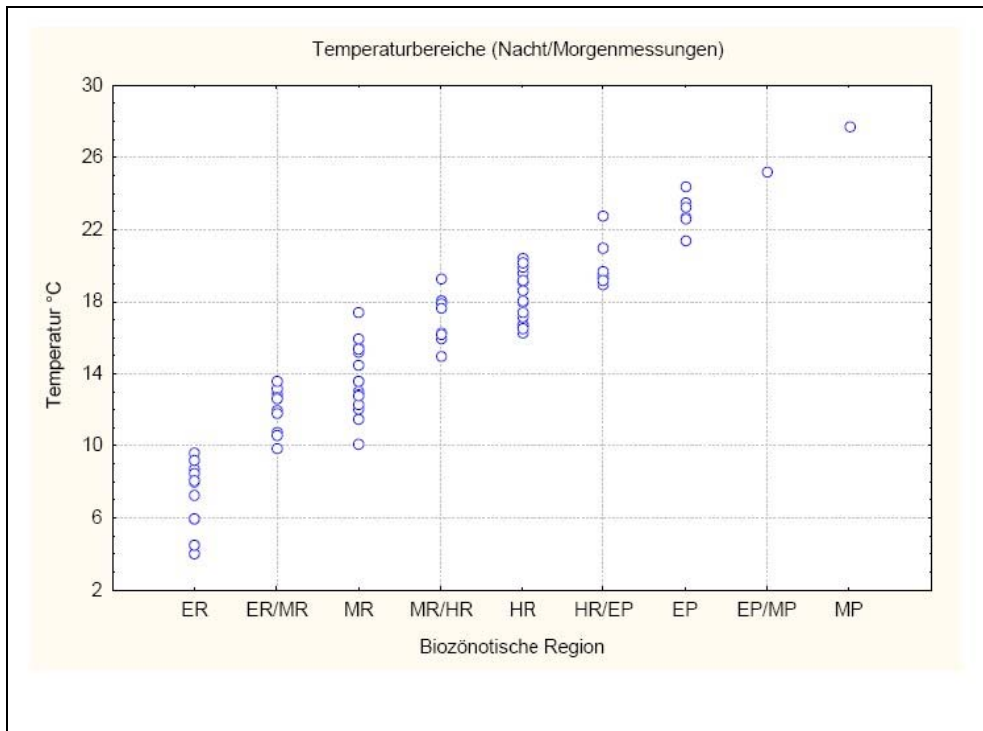
Das Phänomen, dass im Längsverlauf einer Fliessstrecke - in Reaktion auf gesetzmässig auftretende physiographische und physikalisch/chemische Kontinuumsänderungen – jeweils typische Zönosen einander ablösen, zählt zum limnologischen Allgemeingut und die analoge Gliederung von Fliessgewässern in Fischregionen wird seit etwa 140 Jahren vorgenommen.

Aus der Erkenntnis, dass die Fischfauna durch Bewirtschaftungsmassnahmen oftmals verändert wird und typische Leitfische aus verbreitungsgeographischen, biologischen und anderen Gründen (z.B. Verschmutzung, Regulierung) die entsprechenden Fliessgewässerzonen nicht besiedeln können, wurde zur Mitte des vorigen Jahrhunderts der Fischregionen-Ansatz durch das Konzept der biozönotischen Regionen erweitert (LEBENSMINISTERIUM 2003).

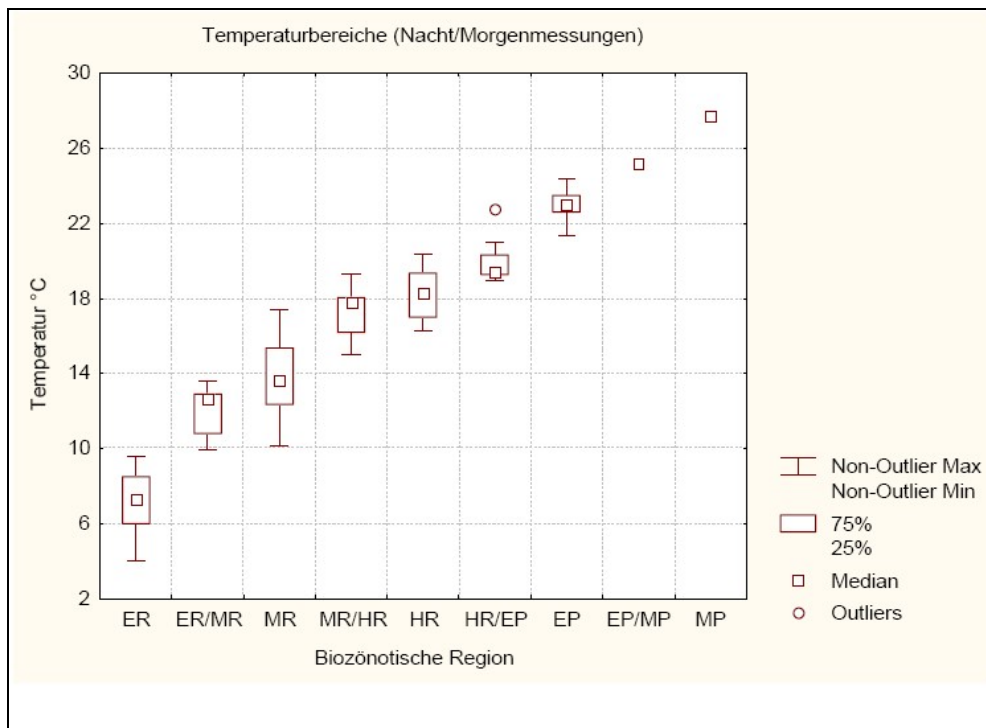
Dieses System bezieht neben Fischen auch das Benthos und Umweltfaktoren mit ein und unterteilt die längenzonalen Verbreitungsschwerpunkte von Fliessgewässer-Arten nach biozönotischen Regionen (ILLIES & BOTOSANEANU 1963). Die klassischen Regionen umfassen die Quelle (Eukrenal), den Quellbach (Krenal), die obere und untere Forellenregion (Epi- und Metarhithral), die Äschenregion (Hyporhithral), die Barbenregion (Epipotamal), die Brachsenregion (Metapotamal) und die Kaulbarsch-Flunder-Region bzw. Brackwasserregion (Hypopotamal). Üblich ist auch die Verwendung der Begriffe „Salmoniden-“ bzw. „Cyprinidenregion“, die den sogenannten sommerkalten bzw. sommerwarmen Gewässern entsprechen.

Die Ergebnisse einer empirischen Studie aus Österreich mit Temperatur-Obergrenzen zur Kennzeichnung der „biozönotischen Regionen“ in Form einer Auswertung von Untersuchungsstellen mit biozönotischen Kenndaten und Temperaturmessungen sind in den nachfolgenden Abbildungen und in einer Tabelle dargestellt (Legende X-Achse: ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal mit den jeweiligen Übergangsregionen).

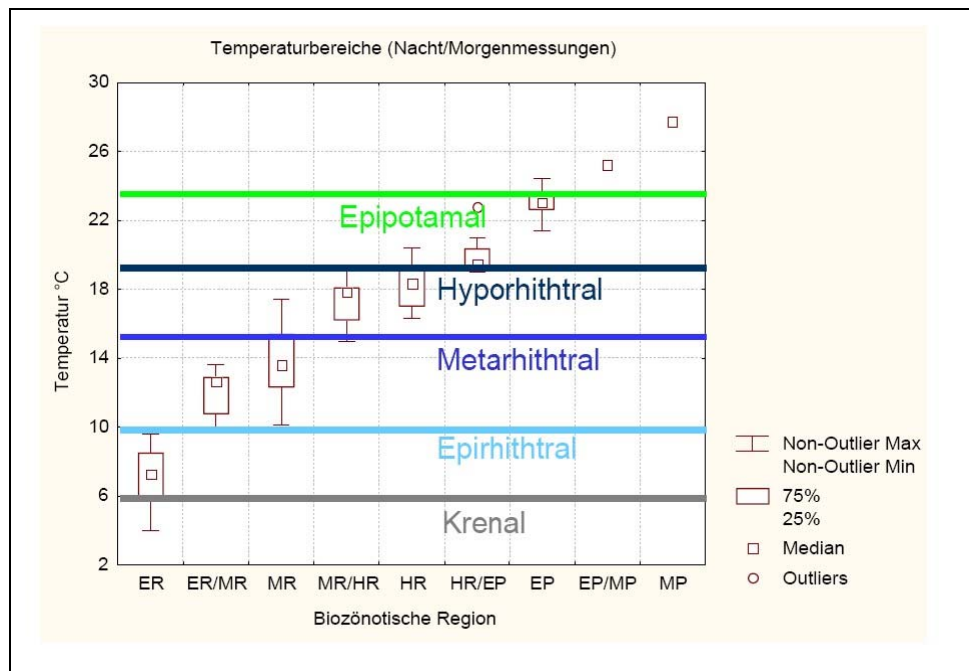
**Abb. 9: Temperaturbereiche (Jahres-Maximaltemperaturen von Nacht / Morgenmessungen) in den biozönotischen Regionen – Darstellung von Absolutwerten (aus LEBENSMINISTERIUM 2003).**



**Abb. 10: Temperaturbereiche (Jahres-Maximaltemperaturen von Nacht / Morgenmessungen) in den biozönotischen Regionen – Darstellung von Medianen, Interquartilbereichen sowie Minimum- und Maximum – Werte; n=65 (aus LEBENSMINISTERIUM 2003).**



**Abb. 11: Temperatur-Klassengrenzen zwischen den Regionen (aus LEBENSMINISTERIUM 2003).**



**Tab. 2: Temperaturobergrenzen der entsprechenden biozönotischen Regionen (aus LEBENSMINISTERIUM 2003, verändert).**

Biozönotische Region	Temperaturobergrenze [°C]
Krenal	6
Epirhithral	9
Metarhithral	15
Hyporhithral	19
Epipotamal	22
Metapotamal	25

Mit im längenzonalen Verlauf zunehmender biozönotischer Region steigen die Maximaltemperaturen signifikant an. Die in den einzelnen biozönotischen Regionen gemessenen Temperaturspannen überlappen sich kaum.

In Gewässern mit epirhithralen Biozönosen betragen die höchsten Morgentemperaturen des Beobachtungsjahres zwischen 4 und 10 °C. In metarhithralen Gewässerstrecken werden zwischen 10 und etwa 16 °C, in hyporhithralen 16 - 20 °C festgestellt. Die maximale Morgentemperatur epipotamal ausgewiesener Gewässer beginnt ab etwa 21 °C, die höchsten Temperaturen werden im Metapotamal gemessen (LEBENSMINISTERIUM 2003).

### 3.2.2 Temperaturpräferenzen und Temperaturgrenzen

Die heimischen mitteleuropäischen Fischarten haben sich im Laufe ihrer Entwicklung den natürlicherweise auftretenden Temperaturen bzw. deren Schwankungen angepasst.

Die Wassertemperatur beeinflusst dabei alle biochemischen und physiologischen Aktivitäten bei Fischen (BEITINGER et al. 2000). Der Tod des Fisches stellt nur die äusserste Grenze des „nutzbaren“ Temperaturbereichs dar. Die ökologischen Randbedingungen schränken diesen Bereich jedoch weiter ein, da der Fisch zum langfristigen Überleben in der Lage sein muss:

1. Nahrung aufzunehmen,
2. resistent gegenüber Krankheiten und Parasiten zu sein,
3. erfolgreich mit andern Lebewesen zu konkurrieren,
4. Prädatoren zu vermeiden und
5. sich fortzupflanzen (BRETT 1956).

Alle diese Aktivitäten sind direkt von der Körpertemperatur und somit bei den Fischen von der Temperatur des umgebenden Wassers abhängig.

Die Temperatur hat dabei nach FRY (1971) einen 5-fachen Effekt auf die Lebewesen:

1. Als Faktor der zum Tode führt (Zerstörung der Integrität des Organismus),
2. als kontrollierender Faktor (Regelung der Stoffwechselrate durch Wirkung auf die Aktivität der Enzyme),
3. als limitierender Faktor (Limitierung der Nachlieferung und des Abtransportes von Stoffen im Stoffwechsel),
4. als maskierender Faktor (Beeinflussung der Wirkung anderer Faktoren auf den Organismus, z.B. Gifte),
5. Als leitender Faktor (Stimulation der Ausrichtung des Lebewesens in eine bestimmte Richtung, z.B. weg von Bereichen mit hoher Temperatur).

In der wissenschaftlichen Literatur wird dabei mit einer Vielzahl von Begriffen gearbeitet, die verschiedene relevante Temperaturbereiche und Grenzen für die Fische bezeichnen. Zwei zentrale Begriffe sind hier z.B. die „Vorzugstemperatur“ (Temperaturbereich, in dem sich die Fische einer bestimmten Art normalerweise bevorzugt aufhalten) und die „Letaltemperatur“ (Temperatur, bei der entweder 50 oder 100 % einer Population gleichartiger Fische innerhalb von 96 Stunden sterben).

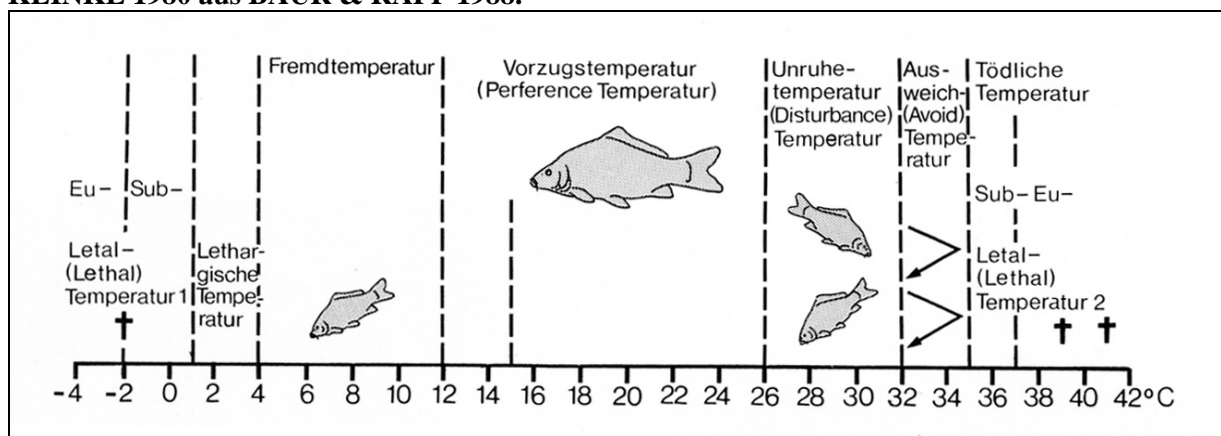
ROSENTHAL & MUNRO (1985) arbeiten in Abweichung davon mit den Begriffen der „Optimumtemperatur“ und der „Präferenztemperatur“. „Optimumtemperatur“ ist als optimale Wachstumstemperatur zu interpretieren, während „Präferenztemperatur“ den Bereich meint, den die Fische von sich aus bevorzugen, wenn Ihnen eine Wahlmöglichkeit geboten wird. Sie



ist nicht als feste Grösse zu ermitteln und kann schwanken, da sie von der Temperatur bestimmt wird, an die sich die Fische zuvor gewöhnt haben (Akklimationstemperatur, CURRIE et al. 1998).

Daher ist es schwierig, für die heimischen Fischarten feste Letaltemperaturen anzugeben und eine ganze Reihe wissenschaftlicher Untersuchungen erbrachten widersprüchliche Ergebnisse. Letaltemperaturen hängen nicht nur von der Akklimationstemperatur sondern z.B. auch vom Sauerstoffgehalt ab. So hatten an 18 °C akklimatisierte Rotaugen (*Rutilus rutilus*) in Experimenten ihre  $LT_{50}$  bei einem Sauerstoffgehalt von 7,4 mg/l bei 29,9 °C. Bei einem Sauerstoffgehalt von nur 3,8 mg/l sank er auf 29,0 °C. Auch Grad und Art der Verunreinigung des Wassers wirken sich auf den Letalpunkt aus. Mit steigenden Temperaturen wirken sehr viele fischtoxische Substanzen ungünstiger, beispielhaft kann die unterschiedliche Dissoziation von Ammoniak bei niedrigeren bzw. höheren Temperaturen dafür genügen (BAUR & RAPP 1988). Die nachfolgenden Abbildungen zeigen einige für Fische wichtige Temperaturbereiche bzw. das Verhältnis verschiedener in der wissenschaftlichen Literatur verwendeter Begriffe zueinander.

**Abb. 12: Relevante Temperaturbereiche des Karpfens (*Cyprinus carpio*) nach REICHENBACH-KLINKE 1980 aus BAUR & RAPP 1988.**



**Abb. 13: Zusammenstellung verschiedener in der Literatur verwendeter Temperaturen und Temperaturbereiche (aus KÜTTEL et al. 2002)**

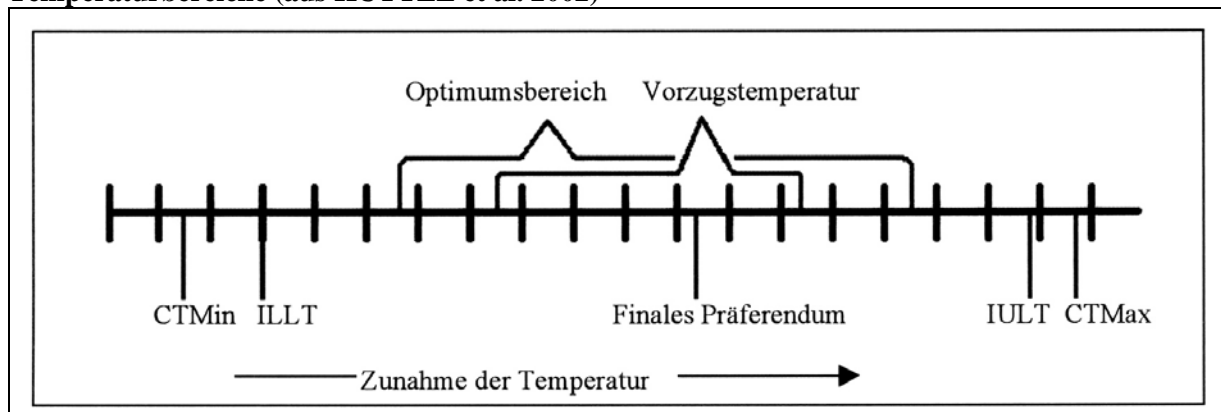
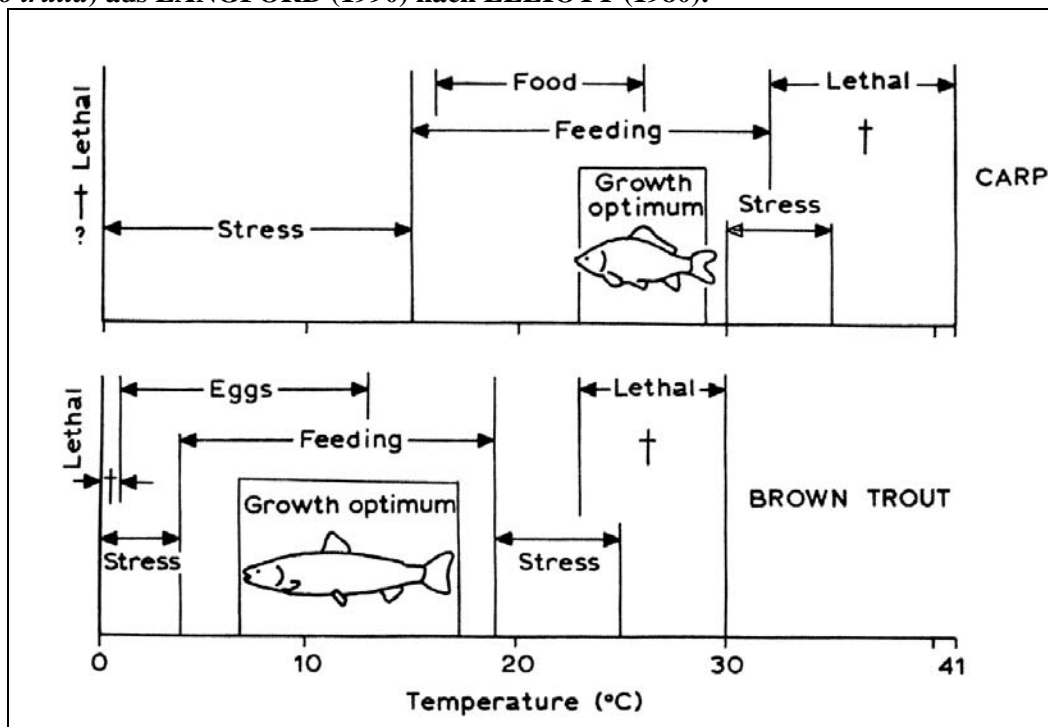


Abb. 14: Vergleich der Temperaturansprüche von Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Bachforelle (*Salmo trutta*) aus LANGFORD (1990) nach ELLIOTT (1980).



Selbst bei gleichen Adaptationstemperaturen wurden in verschiedenen Untersuchungen unterschiedliche Letaltemperaturen (als  $LT_{50}$  bzw.  $LT_{100}$ ) ermittelt. BAUR & RAPP (1988) vermuten unterschiedliche Raten der Temperaturzunahme, da schnelle Temperaturänderungen von Fischen nur schlecht vertragen werden, was zu einem Sinken der Letalpunkte führen kann. Langsame Steigerungen dagegen können zu einer beträchtlichen Erhöhung des Letalpunktes führen. An 19,2 °C adaptierte Rotaugen hatten bei einer Temperatursteigerung von 1 °C/h ihren Letalpunkt bei 35,8 °C, bei Temperatursteigerungen von 5 bis 10 °C/h aber schon bei 33,0 °C. Angaben über Letaltemperaturen sind nach Meinung der beiden o.g. Autoren somit nur dann vollständig, wenn sie neben der Akklimatisationstemperatur auch die Geschwindigkeit der Temperatursteigerung angeben.

Letalwerte der Temperatur sind hierbei nicht unbedingt entscheidend für das Vorkommen und die Verteilung der verschiedenen Fischarten. Hier wurden sogenannte subletale Effekte, wie z.B. auftretende Verluste im Energiestoffwechsel bei höheren Temperaturen, als massgebliche Faktoren erkannt, die bei den Adulten über das Vorkommen entscheiden (BRETT et al. 1982).

Die Toleranz gegenüber höheren Wassertemperaturen ist aber nicht nur von der Art sondern auch von der Grösse und dem jeweiligen Entwicklungsstadium abhängig (HUNTSMAN 1942). Auch wenn erhöhte Wassertemperaturen nicht tödlich sind, können sie Einfluss auf die Entwicklung von Fischen haben. So untersuchten LUND et al. (2002) Biomarker für

Temperaturstress in juvenilen Salmoniden, die entweder im Labor oder dem Freiland erhöhten Temperaturen ausgesetzt waren. Das Ergebnis waren Proteinschädigungen bei andauernder Temperaturbelastung. Das tägliche Temperaturmuster bzw. die Variabilität kann ebenfalls Stress auslösen und die Mortalität und Energiereserven von Salmoniden beeinflussen (THOMAS et al. 1986).

### **3.2.3 Stoffwechselaspekte**

Fische sind wechselwarm (poikilotherm), d.h. sie können keine konstante Körpertemperatur aufrechterhalten, sodass ihre Temperatur eine direkte Funktion der Wassertemperatur ist. Nach der thermischen Anpassung liegt die Temperatur der Fische zirka 0.1 - 1 °C über der umgebenden Wassertemperatur. Der Austausch von Wärme geschieht vorwiegend über die äussere Körperoberfläche und zu einem geringeren Teil auch über die Kiemen (VARLEY 1967, BEITINGER et al. 2000). Deswegen sind Fische darauf angewiesen, ihre Temperatur auch über ihr Verhalten zu regulieren, also Habitate mit günstigen Temperaturverhältnissen aktiv aufzusuchen.

Stoffwechselforgänge aquatischer Organismen in Fließgewässern werden von der Wassertemperatur beeinflusst und folgen dem sogenannten „Van't Hoff'schen-Gesetz“ welches besagt, dass sich mit jeder Zunahme der Temperatur um 10 °C die biologische Aktivität verdoppelt. Diese erhöhte Stoffwechselaktivität und der damit verbundene erhöhte Sauerstoffbedarf kann bei besonders hohen Wassertemperaturen durch den geringen Gehalt an gelöstem Sauerstoff problematisch werden und zu erhöhter Mortalität und Verlust von Lebensraum führen (LEE & RINNE 1980, BJORNIN & REISER 1991). Nach Untersuchungen dieser beiden Autorentams können bereits Temperaturen zwischen 23 und 25 °C einen Einfluss auf die Mortalität von Forellen haben, während atlantische Lachse noch etwas höhere Temperaturen zwischen 27 und 28 °C tolerieren (GARSIDE 1973).

Viele Stoffwechselreaktionen sind durch Enzyme (Proteine) gesteuert, von denen viele nicht besonders temperaturresistent sind und Enzyme typischerweise ab Temperaturen von ca. 60 °C denaturieren. Die Temperaturabhängigkeit der Proteinsynthese aber auch die Funktion biologischer Membranen stellen unter Wärmeeinfluss begrenzende Faktoren für das Überleben des Individuums dar (MC CARTHY & HOULIHAN 1997, ROBERTSON & HAZEL 1997, SOMERO & HOFMANN 1997). Das untere Limit des Überlebens wird durch die Bildung von Kristallen im Körper begrenzt. Da Körperflüssigkeiten nicht aus reinem Wasser bestehen, liegt deren Gefrierpunkt unter 0 °C (VARLEY 1967). Bei Knochenfischen wurden hier Temperaturen von -0.5 bis -0.9 °C gemessen. (BRETT 1956). Temperaturen nahe der unteren Letaltemperatur bewirken bei Fischen Lethargie (BEITINGER et al. 2000).

Die Verdauung dauert länger und die Individuen reagieren auch langsamer auf Reize und fangen in der Folge weniger Nahrung (VARLEY 1967). Viele einheimische Fische stellen im Winter auf Grund der tiefen Temperaturen die Nahrungsaufnahme ein. Solche Temperaturen können deshalb nur für eine beschränkte Zeit überlebt werden. Bei noch tieferen Temperaturen verliert das Lebewesen die Fähigkeit der Osmoregulation und das zentrale Nervensystem bricht zusammen (BRETT 1956). Hohe Wassertemperaturen bewirken allgemein eine erhöhte Aktivität der Fische (BEITINGER et al. 2000) und in der Folge wird die Nahrung rascher verdaut. Über einer gewissen Temperatur, welche abhängig ist von der Fischart, arbeitet der Stoffwechsel (Metabolismus) so schnell, dass die Fische nicht mehr genügend Nahrung finden können und daher beginnen ihre Fettreserven aufzuzehren, um den Körper mit Energie zu versorgen. Auch wird durch die erhöhte Aktivität zusätzlich Energie verbraucht, weshalb die Tiere diese Temperatur ebenfalls nur eine begrenzte Zeitdauer überleben (KÜTTEL et al. 2002).

Wird die Temperatur weiter erhöht, verändert der Fisch sowohl seine Farbe und als auch sein Verhalten in charakteristischer Weise: Ausbrüche von Aktivität wechseln ab mit Phasen, während derer der Fisch regungslos auf der Seite oder dem Rücken liegt. Als erstes versagt die Schwimmmuskulatur, deren Funktion ebenfalls stark von der Temperatur abhängig ist (KAUFMANN & WIESER 1990, JOHNSTON & BALL 1997, TAYLOR et al. 1997) gefolgt vom Atmungsapparat und dem Herzen, wobei die Funktion des kardiovaskulären Systems bei Fischen unter Erwärmung als besonders limitierend angesehen wird (VARLEY 1967, FARRELL 1997, WANG & OVERGAARD 2007). Das Versagen ist auf den Zusammenbruch des Nervensystems zurückzuführen, welches am sensibelsten auf hohe Temperaturen reagiert (BRETT 1956). Bei anadromen Fischen kann die Temperatur auch Einfluss auf die Physiologie der Osmoregulation haben (Mc CORMICK et al. 1997)

Die Anpassung an steigende Temperaturen geschieht bei Fischen schneller als an fallende, da hier unterschiedliche Mechanismen bei der Adaptation wirken (FRY 1971). Der Kältetod von Fischen in der Natur ist deshalb oft auf die langsamere Akklimatisierung an die tiefen Temperaturen zurückzuführen (BRETT 1956).

Der Anteil am Stoffwechsel, der für Aktivitäten genutzt werden kann, steigt mit zunehmender Temperatur an, bis ein Optimum erreicht ist. Danach nimmt der Bereich wieder ab. Bei gewissen Arten (z.B. Bachforelle) liegt dieses Optimum aber oberhalb der Temperatur, welche die Fischart effektiv überleben kann, sodass die Aktivität bei steigender Temperatur stetig zunimmt. Ganz anders z.B. beim Bachsaibling, der bei 19 °C ein Optimum erreicht (BRETT 1956).

Nach MORGAN et al. (2001) existiert eine immense Literatur zur Physiologie der Süßwasserfische unter Temperatureinfluss, von der jedoch nur ein geringer Anteil geeignet ist, die Effekte der globalen Klimaveränderung vorauszusagen.

#### **3.2.4 Wachstum und Nahrungsaufnahme**

Fische sind darauf angewiesen, ihre Körpertemperatur durch ihr Verhalten zu regulieren (BEITINGER & FITZPATRICK 1979, MAGNUSON, CROWDER & MEDVICK 1979, COUTANT 1987). Laboruntersuchungen bestätigen ausserdem, dass die von den Fischen bevorzugten Temperaturen ebenfalls ein gutes Wachstum und den normalen Ablauf aller weiteren Körperfunktionen erlauben (BRETT 1971, 1979, 1995; BEITINGER & FITZPATRICK 1979, MAGNUSON et al. 1979, KELLOG & GIFT 1983).

Nach JOBLING (1997) treten in freien Gewässern jedoch nur selten Temperaturen auf, die eine maximale Wachstumsrate zulassen. Innerhalb der Temperaturspanne, die ein Wachstum zulässt, nimmt die Stoffwechselrate (Sauerstoffaufnahme) mit steigender Temperatur exponentiell zu. Dies betrifft jedoch nur Fische nach der Nahrungsaufnahme. Die Beziehung zwischen Stoffwechsel, Wachstum und Temperatur ist bei Fischen jedoch von komplexer Natur und zeigt keinen linearen Verlauf mit steigenden Temperaturen (JOBLING 1997).

#### **3.2.5 Reproduktion**

Die Temperatur hat einen grossen Einfluss auf das Reproduktionsgeschehen bei Fischen obwohl manche Autoren photoperiodische Effekte in den Vordergrund stellen (BRETT 1970, CRAGG-HINE 1971, VAN DER KRAAK & PANKHURST 1997). Viele Untersuchungen haben gezeigt, dass die hormonelle Regulation der Reproduktion bei Fischen von Temperaturveränderungen beeinflusst werden kann. Dies beinhaltet auch die Ausschüttung und Aktivität von Hormonen, die entlang der Hypothalamus-Hypophysen-Gonaden-Schiene wirken. In-vitro Untersuchungen an Gonadengewebe verschiedener Geschlechter und Arten ergaben zudem, dass es auch für die Hormonproduktion optimale Temperaturen gibt, oberhalb derer eine verstärkte Umwandlung freier Steroide in die glucuronisierten, und damit unwirksamen Formen stattfindet (VAN DER KRAAK & PANKHURST 1997).

Die Entwicklung der Gonaden während der Gametogenese kann auch durch Temperaturen beeinflusst werden. Die physiologischen Mechanismen hierfür sind nicht immer klar zu identifizieren. Bei Salmoniden gehen einige Autoren davon aus, dass der Effekt der Temperatur auf die Gonadenentwicklung zweitrangig ist und photoperiodische Einflüsse eine grössere Rolle spielen. Dies gilt jedoch nur für Temperaturen innerhalb der jeweiligen physiologischen Grenzen (BYE 1984, BILLARD 1985, KAYA 1977). Im Gegensatz dazu

haben Temperaturen einen vergleichsweise grossen Einfluss auf die Gametogenese der Cypriniden. Hier sind in den frühen Phasen kühlere Temperaturen nötig. Ansteigende Temperaturen haben dagegen in späteren Phasen einen stimulierenden Effekt (BYE 1984). Die meisten Frühjahrslaicher, wie z.B. viele Cypriniden sind an eine gleichzeitige Abnahme der Tageslichtlänge und der Wassertemperatur während der ersten Phase der Vitellogenese adaptiert. Die Entwicklung der Oocyten wird bei steigenden Tageslichtlängen im Frühjahr abgeschlossen und das Ablachen wird durch einen Temperaturanstieg ausgelöst. Sommerlaicher hingegen zeigen eine oft asynchrone Oocytenentwicklung mit Ablachen in mehreren Intervallen während Hochtemperaturphasen und langer Photoperiode (RINCHARD & KESTEMONT 1996).

HOKANSON et al. (1977) konnten für einige in Nordamerika vorkommende Perciden und darunter auch den eingebürgerten Zander (*Sander lucioperca*) feststellen, dass sich erhöhte Wintertemperaturen negativ auf die Gonadenentwicklung und somit auf das Ablachen auswirkte.

Die meisten detaillierteren Informationen zum Einfluss der Temperatur bei der Ovulation bzw. Spermiation wurden an Salmoniden gewonnen (VAN DER KRAAK & PANKHURST 1997). Regenbogenforellen können bei natürlichen photoperiodischen Verhältnissen zwischen 9 und 15 °C erfolgreich zur Ovulation kommen (SCOTT et al. 1984). Dies geschieht nicht bei Temperaturen unter 9 °C. Bei Temperaturen über 15 °C können die Tiere zwar noch ovulieren, die Eier sind dann jedoch von schlechter Qualität (BILLARD 1985). Meistens kommt es bei diesen erhöhten Temperaturen jedoch nicht mehr zu einer Ovulation (PANKHURST et al. 1996). Ähnliche Verhältnisse wurden für den Atlantischen Lachs beschrieben (TARANGER & HANSEN 1993).

Milchner der Salmoniden können ebenfalls von einer Temperaturerhöhung betroffen sein. Regenbogenforellenmilchner, die über drei Monate bei einer Temperatur von 18 °C gehalten wurden, verfügten über ein geringeres Milchvolumen als eine bei 10 °C gehaltene Gruppe, was für das Befruchtungsergebnis beim Ablachvorgang in der Strömung von entscheidender Bedeutung sein kann (BILLARD & BRETON 1977).

Das Zeitfenster der postovulatorischen Entwicklungsfähigkeit von Fischeiern kann durch erhöhte Temperaturen verkürzt werden (SUZUKI 1975, BILLARD & BRETON 1977, HAY 1986). Die Prozesse, die bei einer „Überreifung“ von Fischeiern beteiligt sind, wie z.B. abnehmende Level intrazellulären ATPs, proteolytischer Abbau von Dotterproteinen und der Verlust kleiner Moleküle bzw. Molekülfragmente durch die Eimembranen, werden ebenfalls durch höhere Temperaturen beschleunigt (BOULEKBACHE et al. 1989, CRAIK &

HARVEY 1984). TARANGER & HANSEN (1993) konnten feststellen, dass befruchtete Eier von zuvor wärmer gehaltenen Rognern (Regenbogenforelle und Atlantischer Lachs), nur geringe Überlebensraten bis zum Schlupf aufwiesen obwohl die Erbrütungstemperaturen normalerweise einen guten Schlupferfolg garantiert hätten. VAN DER KRAAK & PANKHURST (1997) geben zu bedenken, dass suboptimale oder gar schädliche Temperaturen bzw. schnelle Temperaturveränderungen Stress bei Fischen verursachen können. Die primären Effekte von Stress bestehen in der Aktivierung endokriner Gewebe und nachfolgend der Ausschüttung von Katecholaminen und Kortikosteroiden. Diese Hormone können kurzfristig den Stoffwechsel eines Tieres dahingehend beeinflussen, dass das Tier angemessen auf den Stress bzw. einen Stressor reagieren kann. Bei langanhaltendem Stress hingegen wirkt sich die Stressantwort des Individuums negativ auf verschiedene Fortpflanzungsfunktionen aus. So können die Plasmalevel von Fortpflanzungshormonen verringert sein, die Ovulation kann eingestellt werden und es kann zum Verschluss der Ovarien kommen.

Nach Aussage der Autoren beeinflusst die Temperatur alle Phasen der Reproduktion bis hin zur frühen Entwicklung des Individuums, wobei die endokrinen Ereignisse, die die einzelnen Reproduktionsprozesse miteinander verbinden, vergleichsweise gut bekannt sind. Die Auswirkungen eines langfristig veränderten endokrinen Gleichgewichts und somit auch einer veränderten Reproduktion auf der Bestands- bzw. Populationsebene sind dagegen nur schwer vorhersagbar. Für weitere reproduktionsrelevante Aspekte einer Temperaturerhöhung siehe auch den nachfolgenden Punkt.

### **3.2.6 Frühe Entwicklungsstadien**

Eine besonders temperatursensible Phase im Lebenszyklus der verschiedenen Fischarten stellt die Frühentwicklung dar. Eine besondere Bedeutung hat hier die Embryonal- und Larvalphase im Entwicklungszyklus, da diese frühen Entwicklungsstadien im allgemeinen empfindlicher auf Temperaturveränderungen reagieren als ältere Tiere (BRETT 1970, HOUDE 1989, PEPIN 1991, BLAXTER 1992).

Die Temperaturtoleranzzone ist für die meisten Fischarten der gemässigten Zonen geringer während der Embryonalentwicklung als in späteren Entwicklungsstadien (ROMBOUGH 1997). Die Ausdehnung dieser Toleranzzone (Obere Letaltemperatur – (minus) Untere Letaltemperatur) reicht bei Larven und Jungfischen bei vielen dieser Arten über einen Bereich von 20 bis 25 °C, während dieser Wert bei Embryos mit durchschnittlich 11,6 °C vergleichsweise gering ist.

Fischembryos von Arten der gemässigten Zonen reagieren zu Beginn ihrer Entwicklung und vor allem während der Aktivierung, Furchung und Gastrulation, besonders empfindlich auf Temperaturveränderungen (HOKANSON, McCORMICK & JONES 1973, HOKANSON & KLEINER 1974, IRVIN 1974, HASSLER 1982, BEACHAM & MURRAY 1990, CLOUD, ERDAHL & GRAHAM 1988, RANA 1990, BUDDINGTON et al. 1993).

Die Fähigkeit Temperaturextreme zu überstehen entwickelt sich erst im Verlauf der weiteren Entwicklung, wobei sich einzelne Arten hier in pcto. auf den Zeitpunkt bzw. die Geschwindigkeit, mit der diese Temperaturtoleranz erworben wird, voneinander unterscheiden. So erlangen Embryos von Salmoniden zum Zeitpunkt der Schliessung der Blastopore bereits eine grössere Temperaturtoleranz, sodass sie zum Zeitpunkt des Augenpunktstadiums bereits fast über die Toleranz der Jungfische verfügen (COMBS 1965, PETERSON, SPINNEY & SREEDHARAN 1977, BEACHAM & MURRAY 1990, MURRAY & BEACHAM 1986, TANG, BRYANT & BRANNON 1987, MARTEN 1992). Embryos des Hechtes (*Esox lucius*) erreichen die Temperaturtoleranz der Jungfische dagegen erst wesentlich später in ihrer Entwicklung während der Larvalphase (HOKANSON et al. 1973, HASSLER 1982)

Viele Fischarten der gemässigten Breiten zeigen zudem eine Verschiebung der Temperaturtoleranzzone mit fortschreitender Ontogenese. Normalerweise verschiebt sich dabei der Zentralwert in Richtung höherer Temperaturen. Dies dokumentiert vermutlich die Anpassung an die natürlichen Verhältnisse im Gewässer und Habitatwechsel der jeweiligen Entwicklungsstadien mit zunehmender Gewässererwärmung im Frühjahr und dem Aufsuchen flacher und stärker erwärmter Uferbereiche als Larval- und Jungfischentwicklungszonen (ROMBOUGH 1997). Tropische Fischarten zeigen im Gegensatz hierzu keine Verschiebungen der Temperaturtoleranzzone während ihrer Ontogenese (ALLANSON & NOBLE 1964, SUBASINGHE & SOMMERVILLE 1992).

Im freien Gewässer laichen die Fische typischerweise in einem Temperaturbereich, der sich nur um wenige Grad vom Zentralwert der embryonalen Temperaturtoleranzzone der jeweiligen Art unterscheidet (HERZIG & WINKLER 1986). In Abhängigkeit von der Art wurden hier Werte zwischen  $< 0\text{ °C}$  und  $30\text{ °C}$  beobachtet. Nach dem Abläichen ist das absolute Ausmass einer Temperaturänderung, die von Embryos tropischer und gemässiger Arten noch toleriert wird, ungefähr gleich und liegt bei  $\pm 5,8\text{ °C}$  (ROMBOUGH 1997). Einer der wichtigsten Faktoren, die diese sehr eingeschränkte Temperaturtoleranz des Fischembryos bedingen ist die Unfähigkeit zur Kompensation der Temperaturänderung. So sind Fischembryos nicht in der Lage die Durchlässigkeit ihrer Zellmembranen und somit auch ihre



Stoffwechselraten der jeweiligen Umgebungstemperatur anzupassen (BUDDINGTON et al. 1993, ROMBOUGH 1988). Hinzu kommt, dass diese Intoleranz gegenüber Temperaturveränderungen und speziell die obere letale Grenze der Temperatur für den Embryo, im Gegensatz zu Jungfischen und Adulten, in keinem Zusammenhang mit der thermalen Vorgeschichte, soll heissen dem Ausmass und der Änderungsrate einer Temperaturveränderung steht (McCORMICK, HOKANSON & JONES 1972, McCORMICK, JONES & HOKANSON 1977). Nach Erkenntnissen von HUBBS & BRYAN (1974), KOKUREWICZ (1981) und BUCKLEY et al. (1990) könnte hier jedoch das Temperaturregime, dem die Elterntiere vor dem Ablaichen ausgesetzt waren, eine gewisse Rolle dabei spielen, die Temperaturtoleranz der Embryos in Richtung höherer Werte zu erweitern (bei den Arten *Menidia audens* bzw. *Tinca tinca* und *Pseudopleuronectes americanus*).

Diesem Adaptationsmechanismus über das Temperaturregime der Eltern sind jedoch natürliche Grenzen gesetzt, da bei manchen Arten die Temperaturtoleranz für die Gametogenese bei den Adulten enger eingegrenzt ist als die jeweilige embryonale Temperaturtoleranz (ROMBOUGH 1997). So entwickeln sich z.B. Embryos des Bachsaiblings (*Salvelinus fontinalis*) durchaus normal bei Temperaturen bis zu 13,8 °C (HUMPESCH 1985), während Rogner dieser Art bereits bei Temperaturen ab 11,7 °C keine entwicklungsfähigen Eier mehr liefern (HOKANSON et al. 1973).

Die Fähigkeit zur Kompensation von Temperaturänderungen erhalten Fische erst nach dem Schlupf. Sie entwickelt sich erst allmählich und die jeweiligen Phasen und die Geschwindigkeit, mit der sich z.B. die oberen letalen Grenzen verschieben, sind von der jeweiligen Art abhängig (ROMBOUGH 1997).

Im Freiland ist die effektive Zone der Temperaturtoleranz zumeist durch weitere Umweltfaktoren eingeschränkt. Von den abiotischen Faktoren sind hier für Süßwasserfische vor allem der Gehalt an gelöstem Sauerstoff sowie die Anwesenheit und Konzentration von Schadstoffen von Bedeutung. Aquatische wechselwarme Tiere und vor allem die Fische, die einer Temperaturerhöhung ausgesetzt sind, befinden sich in einer „Temperatur-Sauerstoff-Schere“. Der Bedarf an Sauerstoff für Stoffwechselforgänge steigt mit der Temperatur an, während der zur Verfügung stehende Sauerstoff, bedingt durch die abnehmende Löslichkeit mit steigenden Wassertemperaturen, abnimmt. Fische in frühen Entwicklungsstadien sind hier besonders betroffen, da die Diffusion beim Gasaustausch eine weitaus grössere Rolle spielt als bei den Adulten und frühe Entwicklungsstadien ungünstigen Bedingungen im Gewässer, bedingt durch die fehlende Mobilität, nicht ausweichen können (ROMBOUGH 1988,

ROMBOUGH 1989, ROMBOUGH & URE 1991). Während die Diffusionsrate sich bei Temperaturerhöhungen vergleichsweise wenig ändert, verdoppelt oder verdreifacht sich der Stoffwechselbedarf für Sauerstoff bei einer Erhöhung von 10 °C. Die Bilanz dieser Zusammenhänge manifestiert sich in einer Verschiebung der optimalen und letalen Temperatur nach unten, wenn der Gehalt an gelöstem Sauerstoff abnimmt (BROOKE & COLBY 1980, ROMBOUGH 1997).

Die Toxizität mancher Schadstoffe hängt ebenfalls stark von der jeweiligen Temperatur ab (KENNEDY & WALSH 1997, REID, McDONALD & WOOD 1997). Wegen der vergleichsweise geringen Mobilität sind Fische in frühen Entwicklungsstadien hier auch beim Eintrag über Punktquellen besonders betroffen. Weit verbreitete fettlösliche Stoffe wie PCBs und DDT sind wegen ihrer Eigenschaft der Bioakkumulation für die frühen Stadien der Fische ebenfalls von Bedeutung, da sie sich im Dotter anreichern und so den sich entwickelnden Fisch Schadstoffkonzentrationen aussetzen, die weit über denen des umgebenden Mediums liegen (VON WESTERNHAGEN 1988).

Die embryonale Entwicklungsrate hängt bei Fischen stark von der Temperatur ab. Nach ROMBOUGH (1997) kann hier im Durchschnitt von einer Verdreifachung der Rate mit einer Temperaturzunahme von 10 °C ausgegangen werden. Ausserdem ist die Geschwindigkeit der Entwicklung von weiteren Faktoren wie der Eigrösse abhängig. Entwicklungsdauern von grossen Eiern können bei gleicher Temperatur bis zu zehnmal länger sein als die von kleinen (WARE 1975, PAULY & PULLIN 1988, PEPIN 1991). Die Geschwindigkeit der Larvalentwicklung ist im allgemeinen weniger von der Temperatur beeinflusst als die der Embryonalentwicklung (ROMBOUGH 1997).

HOUDE & ZASTROW (1993) postulieren, dass die Länge der Zeitspanne bis zur Metamorphose bei Larven von Süswasserfischen sogar unabhängig von der Temperatur ist. Nach CRISP (1988) sind Salmonidenlarven jedoch genau so empfindlich in ihrer Entwicklung gegenüber Temperaturänderungen und nach ROMBOUGH (1985) und BRANNAS (1988) sogar noch empfindlicher als Salmonidenembryos. Diese Ergebnisse werden jedoch von ROMBOUGH (1997) aufgrund der vergleichsweise geringen Stichprobenanzahlen in Frage gestellt.

Die Temperatur hat bei frühen Entwicklungsstadien (Embryo, Larve) also einen deutlicheren Einfluss auf den sauerstoffbasierten Stoffwechsel als zu späteren Zeitpunkten im Lebenszyklus von Fischen (ROMBOUGH 1988, ROMBOUGH 1997). Wie zuvor bereits erwähnt, fehlt Fischen im Embryonalstadium die Fähigkeit zur Anpassung des Stoffwechsels bei steigenden Temperaturen. Diese Fähigkeit wird erst allmählich im Verlauf des

Larvenstadiums erworben. WALSH et al. (1989) konnten dies anhand von Versuchen zum Sauerstoffverbrauch auch für Meeräschen (*Mugil cephalus*) nachvollziehen, die sie in unterschiedlichen Larvenstadien erhöhten Temperaturen aussetzten. Ähnliche Ergebnisse erbrachten Untersuchungen von WALSH, SWANSON & LEE (1991) am Milchfisch (*Chanos chanos*), bei dem die Temperatur nur einen geringen Einfluss auf den Gesamtumfang des möglichen oxidativen Metabolismus hatte. WIESER & FORSTNER (1986) konnten bei Untersuchungen an Cyprinidenlarven (*Leuciscus cephalus*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*) nur geringe Unterschiede der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffverbrauches bei verschiedenen Aktivitätszuständen bzw. Stoffwechsellagen in einem Temperaturbereich zwischen 12 und 24 °C feststellen.

### 3.2.7 Weitere Aspekte der Temperaturerhöhung

#### 3.2.7.1 Infektionen, Krankheiten und Parasiten

Oftmals wird der Ausbruch von Krankheiten oder Parasitosen auch mit Temperaturänderungen in Verbindung gebracht (KENNEDY 2007). BAUR & RAPP (1988) geben Beispiele für temperaturabhängige Krankheiten.

**Tab. 3: Vorzugstemperaturen für den Ausbruch einiger Fischkrankheiten sowie Temperaturgrenzen ober- bzw. unterhalb derer nicht mit einer Infektion zu rechnen ist (nach BAUR & RAPP 1988).**

Krankheit / Erreger	Vorzugstemperatur für Ausbruch [°C]	Keine Infektion / Krankheitsausbrüche	
		unter °C	über °C
VHS	2 – 12	2	15
IPN	4 – 15	4	20
SVC	10 - 18	2	20
CE	k.A.	10 (?)	30

HARI et al. (2006) schliessen aus dem ihnen zur Verfügung stehenden Datenmaterial, dass der beobachtete Rückgang der Bachforellenbestände in der Schweiz auch durch die temperatur- bzw. erwärmungsabhängige PKD (Proliferative Kidney Disease = Proliferative Nierenkrankheit) verursacht wurde.

LANGFORD (1990) kommt zu dem Schluss, dass gerade in erwärmten Gewässern eine Vielzahl potentiell pathogener Keime vorkommen, weitere Faktoren beim Infektionsgeschehen im Umfeld von Gewässererwärmungen aber auch von Bedeutung sind und nicht immer die Erwärmung für den Ausbruch von Krankheiten und Parasitosen primär bzw. alleine verantwortlich ist. Von großer Bedeutung sind nach seiner Meinung auch

Faktoren wie Massenansammlungen von Fischen in bestimmten Bereichen und somit eine Verkürzung von Infektionsketten, aber auch sekundäre Effekte wie eine erhöhte Infektionsanfälligkeit durch höhere Stoffwechselraten, direkten „Wärmestress“, eine schlechtere Nahrungsgrundlage sowie die Anwesenheit potentieller Zwischenwirte für Parasitenstadien (z.B. Mollusken und Wasservögel) im Bereich thermischer Einleitungen und dies vor allem im Winter.

#### 3.2.7.2 Gewässerverschmutzung, toxische und xenobiotische Substanzen

Die Frage nach der Temperaturabhängigkeit der Toxizität eines Umweltstressors ist nach REID et al. (1997) nicht neu. Als klassisches Beispiel wird hier die temperaturabhängige Toxizität des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht angeführt. Die Entgiftung hängt in diesem Fall vor allem von der Proteinsynthese in der Leber ab. Ein Vorgang, der bei Fischen stark temperaturabhängig abläuft und bei erhöhten Umgebungstemperaturen gestört sein kann. Für viele Erwärmungsszenarien, Gewässer, Fischarten und Umweltgifte sind nach dem Autor derzeit keine definitiven Aussagen zur Temperaturabhängigkeit möglich und es bedarf weiterer Forschung. Zu einer ähnlichen Erkenntnis kommen KENNEDY & WALSH (1997), die sich mit der Frage des Einflusses der sogenannten xenobiotischen Substanzen oder Fremdstoffe natürlicher und anthropogener Herkunft, denen die Fische in ihrem Lebensraum in besonderem Maße ausgesetzt sind, beschäftigen. Nach den beiden Autoren steckt die Forschung auf diesem Gebiet noch in den Kinderschuhen und es lassen sich gerade bei der Vielzahl der beteiligten Stoffe und Stoffgruppen keine einfachen Aussagen zur Temperaturabhängigkeit der Bedeutung im Stoffwechsel, der Toxizität und zu den jeweilig beteiligten Entgiftungsmechanismen treffen. LANGFORD (1990) gibt an, daß die Toxizität vieler Umweltgifte bei steigenden Temperaturen erhöht wird. Einige Substanzen, wie z.B. die Phenole folgen jedoch nicht diesem Trend und die Giftigkeit von Schwermetallen kann bei verschiedenen Temperaturen und Spezies sehr unterschiedlich ausfallen, sodass keine einheitlichen Aussagen zum Thema möglich sind.

#### **3.2.8 Temperaturgrenzen und -bereiche ausgewählter Fischarten nach Angaben aus der Literatur**

Bei der nachfolgenden Zusammenfassung von Temperaturdaten für einzelne Fischarten ist grundsätzlich zu beachten, dass unterschiedliche Lebensstadien auch verschiedene Temperaturpräferenzen und –grenzen haben (siehe hierzu auch Punkt 4.5 “Frühe Entwicklungsstadien der Fische“). Meist weist das Eistadium, im Vergleich zu den adulten Fischen, einen engeren Temperaturbereich auf (EIFAC 1969). Die Fortpflanzung findet

deshalb in einem vergleichsweise engeren Rahmen statt. Es existieren zudem grosse Unterschiede zwischen den einzelnen Arten. Die nachfolgende Aufstellung von Temperaturbereichen und –grenzen aus der Literatur für ausgewählte heimische Fischarten wurde in alphabetischer Reihenfolge nach Trivialnamen auf der Grundlage einer Zusammenstellung von KÜTTEL et al. (2002) vorgenommen, die durch Angaben aus der vorliegenden Literatur ergänzt wurde.

Dabei wird, je nach Vorhandensein einer Datengrundlage, nach wichtigen Stadien im Entwicklungsszyklus unterschieden. Die Lebensstadien sind in der nachfolgenden Aufstellung wie folgt definiert: Das Stadium „Eier“ entspricht der Entwicklungsphase der Eier bis zum Schlüpfen, z.T. bis zur ersten Nahrungsaufnahme (Angabe als Embryonalentwicklung z.B. bei HERZIG & WINKLER 1985). Als „Juvenile“ wird die Phase vor dem ersten Abbläichen definiert. Danach sind die Fische in der Phase „Adulte“. Alle Daten, bei denen Altersangaben fehlen, werden ebenfalls hier aufgeführt. Unter „Fortpflanzung“ sind die bei der Eiablage (Abbläichen) gemessenen Temperaturen aufgeführt.

Die allochthonen Arten Bachsaibling, Giebel und Regenbogenforelle wurden in die Zusammenstellung aufgenommen, da sie entweder in einigen bayerischen Gewässerabschnitten etabliert sind bzw. eine gewisse wirtschaftliche Bedeutung haben. Im Anschluss an die Einzelbeschreibungen der Fischarten sind in Tabelle 5 die Laichzeiten der aufgeführten Arten nach Angaben aus der Literatur zusammengestellt.

Die nachfolgende Tabelle erläutert einzelne Fachbegriffe aus der Literatur, die in der vorliegenden Zusammenstellung verwendet werden (nach KÜTTEL et al. 2002).

**Tab. 4: Erläuterungen von Fachbegriffen zu Temperaturbereichen und –grenzen aus der Literatur (nach KÜTTEL et al. 2002).**

Akklimatisierungstemperatur	Die Temperatur, bei welcher die Fische im Labor vor Versuchsbeginn (z.B. über mehrere Tage) gehältert werden und sich an die Temperatur angepasst bzw. akklimatisiert haben. Laut VARLEY (1967) sind mindestens 24 Stunden nötig, bis sich ein Fisch vollständig an eine Temperaturänderung von 1 °C angepasst hat.
Chronisches tödliches Maximum/Minimum (Chronical Lethal Maximum/Minimum, CLMax/CLMin)	Verschiedene in der Literatur verwendete Temperaturgrenzen für das Überleben der Fische. Beim Bestimmen dieser Grenzwerte werden Fische an verschiedene Temperaturen akklimatisiert. Danach wird die Temperatur mit einer konstanten Rate erhöht oder abgekühlt. Die Temperaturänderung geschieht dabei so langsam, dass sich die Fische immer wieder an die neue Umgebungstemperatur akklimatisieren können. Die jeweilige Temperatur kann auf diese Weise ihre (negative) Wirkung über längere Zeit auf das Lebewesen entfalten. Der Testendpunkt wird erst beim Tod des Tieres erreicht (BEITINGER et al. 2000). Diese Methode taucht in der Literatur selten auf.
Kritisches Temperaturmaximum/minimum (Critical Thermal Maximum/Minimum, CTMax/CTMin)	Temperaturgrenzen für das Überleben von Fischen. Das Vorgehen ist ähnlich wie beim Bestimmen der CLMax/CLMin (s.o.). Die Temperatur ändert sich jedoch schneller. Das CTMax oder CTMin ist erreicht, wenn der Fisch die Fähigkeit verliert, aus der für ihn tödlichen Temperaturumgebung zu entfliehen. Je nach Erhöhungsrate oder Abkühlungsrate der Temperatur und der Akklimatisierungstemperatur werden unterschiedliche Grenzen (CTMax bzw. CTMin) erreicht (ELLIOTT 1981). Die Temperatur ist dabei das arithmetische Mittel von Versuchen mit mehreren Individuen (BEITINGER et al. 2000 nach LOWE & VANCE 1955).
Finales Präferendum	Fische werden an unterschiedliche Temperaturen akklimatisiert und danach einem Temperaturgradienten ausgesetzt. Ist die im Temperaturgradienten ausgewählte Temperatur dieselbe, an die der Fisch akklimatisiert wurde, spricht man vom finalen Präferendum (FRY 1947 in BRETT 1956). Ist die Akklimatisierungstemperatur zu hoch, so wählt der Fisch im Temperaturgradienten zu tiefe Temperaturen (unterhalb des finalen Präferendums) und umgekehrt ist bei zu tiefer Akklimatisierungstemperatur die gewählte Temperatur im Gradienten zu hoch (ALABASTER & LLOYD 1980). Siehe auch ganz unten „Vorzugstemperatur“.
Anfängliche obere/untere Temperatur, die zum Tod führt (Incipient Upper/Lower Lethal Temperature (IULT/ILLT))	Temperatur, bei welcher Fische eine vordefinierte Zeit überleben können. Zur Ermittlung des Wertes werden sie an eine bestimmte Temperatur akklimatisiert und dann abrupt in eine konstante, höhere Temperatur gebracht. Anschliessend wird beobachtet, ob die Fische eine bestimmte Zeit (z.B. 100 min, 1000 min) bei dieser Temperatur überleben können oder wie lange es dauert bis 50 % der Fische gestorben sind (BEITINGER et al. 2000 nach FRY 1947).
Unterer/oberer kritischer Bereich	Bereich, in dem eine klare Veränderung des Verhaltens auf Grund der Temperatur beobachtet wird. Die untere Grenze beim oberen kritischen Bereich, respektive die obere Grenze beim unteren kritischen Bereich sind nahe der Vermeidungs-, Umherirr- oder Störtemperatur (avoidance, restless bzw. disturbing temperature) von anderen Autoren. (ELLIOTT 1981).
Kritische Temperatur (nur bei MÜLLER 1997)	Temperatur, bei der das Überleben für das Lebewesen kurzfristig möglich ist.
Optimumsbereich	Temperaturbereich, in dem die Individuen einer Fischart fressen und innerhalb welchem keine Anzeichen eines temperaturbedingten, abnormalen Verhaltens auftreten. Der Optimumsbereich entspricht dem Bereich der normalen physiologischen Aktivität (d.h. im Ruhezustand). Entsprechend ist der Optimumsbereich grösser, als der Bereich für das Wachstum und die Reifung der Eier. Die Vorzugstemperatur bzw. das finale Präferendum liegt normalerweise innerhalb des Optimumsbereichs (ELLIOTT 1981).
Stör- oder Umherirrttemperatur (disturbing, restless temperature)	Temperatur, oberhalb welcher Fische erste Anzeichen erhöhter Aktivität oder eines veränderten Verhaltens zeigen (ALABASTER & LLOYD 1980).
Vorzugstemperatur	Temperaturbereich, in dem sich das Tier in einem Temperaturgradienten bevorzugt aufhält (SCHMEING-ENGBERDING 1953). Siehe auch Finales Präferendum.

### 3.2.8.1 Aal (*Anguilla anguilla*)

Juvenile: PENAZ et al. (1988) merken an, dass Glasaale bei Temperaturen unter 15 °C kein Wachstum aufweisen.

Adulte: Der Optimumsbereich liegt bei adulten Aalen zwischen 8 und 29 °C. Es wird von den beiden kritischen Bereichen (0 bis 8 °C und 30 bis 39 °C) eingegrenzt (ELLIOTT 1981). Nach einer Recherche von SADLER (1979) liegt das Temperaturoptimum zwischen 16 und 30 °C und die obere Maximaltemperatur (IULT) bei 32 bis 34 °C. SADLER (1979) misst bei seinen eigenen Untersuchungen eine maximale Wachstumsrate bei 22 bis 23 °C. Bei 38 °C ist die IULT erreicht, wobei der kritische Bereich schon bei 33 °C beginnt. Bei Temperaturen von 1 bis 3 °C (je nach Akklimatisierungstemperatur) erstarren die Aale, wobei sie jedoch noch nicht sterben. BARAS et al. (1998) beobachten bei Tagesmittelwerten der Wassertemperatur unter 13 °C keine oder nur sehr wenig Aktivität.

Fortpflanzung: MÜLLER (1997) findet in der Literatur eine Meerestemperatur von 8 °C die zum Ablaichen in der Sargassosee bevorzugt wird.

### 3.2.8.2 Äsche (*Thymallus thymallus*)

Eier: Die Entwicklung der Eier benötigt Temperaturen zwischen 6 und 13 °C, wobei 9 °C nach ARRIGNON (1998) eine optimale Entwicklung garantiert. Nach ELLIOTT (1981) sind Temperaturen von unter 0 °C und über 14 °C tödlich. ALABASTER & LLOYD (1980) finden Literaturangaben für die Temperatur der Embryonalentwicklung von 1 bis 15 °C, wobei nur der Bereich von 7 bis 14 °C durch geringe Mortalitäts- und Missbildungsraten gekennzeichnet ist. HUMPECH (1985) gibt eine untere Temperaturgrenze von 3 °C und das Temperaturoptimum für das Schlüpfen zwischen 8 und 11 °C an. Nach JUNGWIRTH & WINKLER (1984) kommt es bei Temperaturen über 16 °C zum totalen Verlust der Eier. Die höchste Überlebensrate wird zwischen 6 und 14 °C erreicht. Es kommt zu einer Zunahme der Wachstumsrate bis 17 °C, darüber nimmt sie wieder ab (NORTHCOTE 1995).

Adulte: Die Vorzugstemperatur bezeichnet MÜLLER (1997) mit 15-17 °C. ELLIOTT (1981) gibt als Optimumsbereich 4 bis 18 °C an, wobei der obere kritische Bereich zwischen 18 und 24 °C liegt. NORTHCOTE (1995) zitiert die Vorzugstemperatur mit 18 °C und die oberste noch tolerierbare Temperatur mit 25 °C. KRAIEM & PATTEE (1980) geben eine Letaltemperatur (IULT für die Testzeitspanne von 24 h) von 26 °C an. VARLEY (1967) nennt bei einer Akklimatisierungstemperatur von 20 °C einen Wert von 24 °C für die IULT. Die Äsche wächst bei 17 °C am schnellsten (NORTHCOTE 1995). Bei Untersuchungen in mitteleuropäischen Gewässern beobachten SCHMITZ & SCHUMAN (1982) Äschen nur in

Gewässern, deren mittlere Sommertemperatur 17 °C nicht übersteigt. Adulte fressen auch noch bei Temperaturen um den Gefrierpunkt (MÜLLER 1961).

Fortpflanzung: Die Äsche laicht bei Temperaturen zwischen 6 und 10 °C (ELLIOTT 1981 und ALABASTER & LLOYD 1980). NORTHCOTE (1995) findet in der Literatur Temperaturen von 4 - 7 °C, zum Teil sogar bis 15 °C. MÜLLER (1961) beobachtet in Schweden laichende Äschen bei 11 °C.

### **3.2.8.3 Bachforelle (*Salmo trutta fario*)**

Eier: Damit die Eier überleben, sind Temperaturen zwischen 0 und 13 °C notwendig (ELLIOTT 1981). Die Mortalitätsrate nimmt über 12 °C und unter 7 °C stark zu (VARLEY 1967). Nach HUMPECH (1985) schlüpfen die Larven auch bei Temperaturen unter 1 °C, die optimale Temperatur für die Entwicklung liegt bei 5 °C. Im Bereich von 1 - 9 °C ergibt sich eine nur geringe Mortalität der Eier. Ab 10 °C mehren sich die Verluste und ab 15 °C sterben alle Eier ab. JUNGWIRTH & WINKLER (1984) bezeichnen schon Temperaturen von 12 - 13 °C als letal. Sie nennen ein Optimum von 7 °C. 4 - 6 °C sind laut MÜLLER (1997) die optimale Temperatur für die Entwicklung.

Juvenile: Brütlinge ertragen Temperaturen bis 23 °C (VARLEY 1967). Das CTMax liegt für 0+ - Fische bei 28 °C (GRANDE & ANDERSEN 1991). BREMSET (2000) hat beobachtet, dass Juvenile bei Temperaturen unter 0 °C noch Nahrung zu sich nehmen. Die Vorzugstemperatur für Setzlinge (in der Regel Vorsömmerlinge oder Sömmerlinge) liegt zwischen 6 und 14 °C, jene für Brütlinge zwischen 8 und 13 °C (SCHMEING-ENGBERDING 1953).

Adulte: Es werden Temperaturen zwischen 14 und 17 °C bevorzugt, die obere kritische Temperatur liegt bei 25 °C (MÜLLER 1997). ELLIOTT (1981) bezeichnet den Bereich von 4 bis 19 °C als Optimumsbereich. Daran schliesst sich der untere (0 - 4 °C) und obere kritische Bereich (19 - 30 °C) an. ALABASTER & LLOYD (1980) finden in der Literatur eine mittlere Maximaltemperatur von 23 bis 27 °C (IULT je nach Akklimatisierungstemperatur). BJORNN & REISER (1991) geben die Werte von 27 (IULT) und 30 °C (CTMax) als oberste Grenze an, VARLEY (1967) nennt auch den Wert von 27 °C (IULT). CARLINE & MACHUNG (2001) finden Unterschiede beim CTMax zwischen Wild- und Kulturfischen (29 bzw. 27 - 28 °C). BEITINGER et al. (2000) recherchieren Maximaltemperaturen von 30 °C (CTMax). Die CLMax liegt bei 28 °C.

Fortpflanzung: ELLIOTT (1981) findet in der Literatur Werte zwischen 1 und 10 °C. ALABASTER & LLOYD (1980) geben einen Wert von 6 °C an. BJORNN & REISER (1991) nennen als empfohlenen Temperaturbereich für das Ablachen 7 bis 13 °C.



#### **3.2.8.4 Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*)**

Eier: Eier überleben im Bereich zwischen 0 und 12 °C (ELLIOTT 1981). Die maximale Überlebensrate bis zum Augenpunktstadium liegt bei 7 °C (MARTEN 1992). HUMPESCH (1985) beobachtet noch bei Temperaturen von unter 1 °C eine Eientwicklung. Das Temperaturoptimum gibt er mit 5 °C an. Ab 12 °C schlüpfen keine Larven mehr aus den Eiern.

Juvenile: Die IULT der frisch geschlüpften Larven beträgt 20 °C, jene von freischwimmenden Stadien 25 °C. Den grössten Wachstumszuwachs verzeichnen beide bei Temperaturen zwischen 12 und 15 °C (McCORMICK et al. 1972). Das CTMax der 0+ - Fische liegt bei 26 - 27 °C (je nach Alter, GRANDE & ANDERSEN 1991). Larven weisen ein Temperaturoptimum bei 16 und die Letaltemperatur bei 20 °C auf. Die Letaltemperatur bei Juvenilen ist dagegen erst bei 25 °C erreicht (IULT, HOKANSON 1977).

Adulte: Laut ELLIOTT (1981) umfasst der Optimumsbereich des Bachsaiblings Temperaturen zwischen 8 und 20 °C. Bei Temperaturen zwischen 0 und 7 °C bzw. 20 und 29 °C werden die kritischen Bereiche erreicht. VARLEY (1967) nennt einen Wert von 25 °C als oberste Grenze (IULT). In der Zusammenstellung der Temperaturpräferenzen und -grenzen verschiedener Salmoniden geben BJORNN & REISER (1991) die obere Letaltemperatur bei 26 (IULT) bzw. 30 °C (CTMax) an. Die Vorzugstemperatur der Art liegt dabei zwischen 14 und 16 °C. CARLINE & MACHUNG (2001) messen Werte von 28 und 29 °C, je nachdem, ob die Fische aus der Zucht stammen oder aus Wildfängen. BEITINGER et al. (2000) nennen in ihrem Übersichtsartikel Werte von 29 bis 30 °C. Das CLMax ist bei 26 bis 27 °C. HOKANSON (1977) findet die optimale Wachstumstemperatur bei 16 °C. BRETT (1956) zitiert aus der Literatur Werte von 24-25 ° für das obere Limit (IULT) und unter 0-1 °C (ILLT) für das untere Limit (je nach Akklimatisierungstemperatur). BJORNN & REISER (1991) finden Vorzugstemperaturen zwischen 14 und 16 °C.

Fortpflanzung: Die Fortpflanzung findet bei Temperaturen zwischen 2 und 16 °C statt (ELLIOTT 1981). HOKANSON (1977) nennt Werte, die von 2 bis 13 °C reichen.

#### **3.2.8.5 Barbe (*Barbus barbus*)**

Eier: Temperaturen über 20 °C töten die Eier ab (ELLIOTT 1981). Auch Temperaturen unter 16 °C ertragen sie nicht (ALABASTER & LLOYD 1980). Für Embryonen geben HERZIG & WINKLER (1985) eine Optimumstemperatur von 16 bis 21°C an. Nach ABSIL (1989a und 1989b) sind Temperaturen  $\geq 14$  °C als optimal für die Embryonalentwicklung anzusehen.

Eine kurzfristige Absenkung (8 h) auf 12 °C hat keinen negativen Einfluss wenn die Temperaturen danach wieder ansteigen.

Juvenile: Unter 14 °C wachsen 0+ - Fische nicht (BARAS & PHILIPPART1999).

Adulte: Die obere Maximaltemperatur der Barbe beträgt 30 °C (IULT, Testdauer 24h, KRAIEM & PATTEE 1980).

Fortpflanzung: Zum Ablachen sind Temperaturen zwischen 14 und 20 °C notwendig (ELLIOTT 1981). MANN (1996) findet eine höhere Minimaltemperatur (16 °C). Es wurden auch schon Barben beobachtet, welche sogar bei 29 °C noch gelaicht haben (ALABASTER & LLOYD 1980). Das Tagesminimum der Temperatur muss 14 °C übersteigen, damit die Barbe ablaicht. (BARAS & PHILIPPART1999). Dem widersprechen HERZIG & WINKLER (1985), die allgemein Temperaturen von 8-16 °C für laichende Barben angeben.

### **3.2.8.6 Brachse, Brachsen (*Abramis brama*)**

Eier: Die Eier der Brachse entwickeln sich nur bei Temperaturen, die 8 °C übersteigen und unter 28 °C liegen (ELLIOTT 1981). Erst im Bereich von 18 bis 23 °C halten sich die Verluste in einem normalen Rahmen (ALABASTER & LLOYD 1980). Für das Ausschlüpfen von mehr als 50 % der Embryonen aus den Eiern sind Temperaturen zwischen 6 und 26 °C notwendig. Die Maximaltemperaturen für das Überleben liegen bei 29 bis 31 °C. Für eine rasche Entwicklung sind Temperaturen zwischen 12 und 22 °C ideal (HERZIG & WINKLER 1986). Optimal für die Embryonalentwicklung sind Temperaturen zwischen 12 und 20 °C. Die unterste Temperaturgrenze wird bei 5 °C erreicht, die oberste bei 32 °C (HERZIG & WINKLER 1985).

Juvenile: KUCHARCZYK et al. (1998) finden bei jungen Stadien von Brachsen für Temperaturen zwischen 14 und 34 °C weder Abnormitäten noch eine erhöhte Mortalität.

Adulte: Es werden Temperaturen zwischen 23 und 26 °C bevorzugt, die kritische Temperatur liegt bei 35 °C (MÜLLER 1997). Die EIFAC findet obere Letaltemperaturen von bis zu 36 °C (CTMax), die Störtemperatur liegt aber bereits bei 29 °C (ausgenommen sind Fische, welche an höhere Temperaturen akklimatisiert sind, z.B. in stark erwärmten Seen bis 33 °C, EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) gibt als Optimumsbereich 8 bis 28 °C an. Darüber beginnt der kritische Bereich (28 - 36 °C). VARLEY (1967) zitiert aus der Literatur eine Maximaltemperatur von 32 °C (bei Akklimatisierung an 20 °C, IULT).

Fortpflanzung: Temperaturen, bei denen die Brachse laicht, werden im EIFAC-Bericht (1969) mit 8 bis 23 °C angegeben. Auch ELLIOTT (1981) gibt diesen Bereich an. Die am häufigsten beobachteten Werte liegen zwischen 12 und 20 °C (ALABASTER & LLOYD 1980, MANN 1996). LÖFFLER (1982) findet für Tiere aus dem Bodensee einen Temperaturbereich von 12

- 14 °C, HERZIG & WINKLER (1986) geben für den Mondsee einen Bereich von 15 - 18 °C an. Als Abläichtemperatur geben HERZIG & WINKLER (1985) 15 - 20 °C an, selten 10 °C.

### **3.2.8.7 Döbel, Aitel (*Leuciscus cephalus*)**

Eier: Nach ELLIOTT (1981) sind Temperaturen unter 16 °C und über 30 °C letal für die Eier. Die Mortalitätsrate und der Anteil an Missbildungen bei den Embryonen sind aber oberhalb von 24 °C hoch (ALABASTER & LLOYD 1980).

Adulte: Der Optimumsbereich dieser Fischart liegt zwischen 8 und 25 °C. Ab 27 °C beginnt der kritische Bereich (ELLIOTT 1981). Bei Versuchen in stark erwärmten Seen wurde eine Störtemperatur von 34 °C gemessen, die Fische verendeten bei CTMax von 38 bis 39 °C (ALABASTER & LLOYD 1980).

Fortpflanzung: Der Döbel laicht bei Temperaturen um 18 °C (ALABASTER & LLOYD 1980, ELLIOTT 1981). MANN (1996) findet in der Literatur Beobachtungen für das Abläichen ab 13 °C.

### **3.2.8.8 Dreistacheliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*)**

Eier: Sie sterben bei Temperaturen über 27 °C (ELLIOTT 1981).

Juvenile: 0 + - und 1+ - Fische meiden Temperaturen über 11 °C und bevorzugen jene zwischen 4 und 8° C (ROED 1979).

Adulte: Temperaturen zwischen 4 und 20 °C sind optimal. Der obere kritische Bereich liegt bei 22 - 37 °C (ELLIOTT 1981).

Fortpflanzung: Die Minimaltemperatur für die Reproduktion liegt bei 20 °C (LAM 1983). Dem widerspricht ELLIOTT (1981), der Temperaturen zwischen 12 und 18 °C angibt.

### **3.2.8.9 Elritze (*Phoxinus phoxinus*)**

Eier: Die Embryonen entwickeln sich bei Temperaturen zwischen 6 - 16 °C problemlos (HERZIG & WINKLER 1985).

Juvenile: Ab 23 °C weisen Larven eine erhöhte Mortalität auf (BLESS 1992a).

Adulte: Der Optimumsbereich dieser Fischart liegt zwischen 13 und 25 °C. Der obere kritische Temperaturbereich (23 - 31 °C) überschneidet sich mit dem Optimumsbereich. Der tiefste gefundene Wert liegt bei 0 °C (ELLIOTT 1981).

Fortpflanzung: Die Fortpflanzung geschieht bei Temperaturen zwischen 17 und 20 °C (ELLIOTT 1981). Die tiefste beobachtete Temperatur beim Abläichen liegt bei 11 °C (BLESS 1992a). HERZIG & WINKLER (1985) nennen Minimalwerte von 7 °C. MANN (1996) bezeichnet den Bereich von 11 - 22 °C als günstig zum Abläichen für diese Art.

### **3.2.8.10 Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)**

Eier: Bei Temperaturen unter 6 und über 16 °C sterben die Eier ab (ELLIOTT 1981). Die Embryonalentwicklung läuft normalerweise zwischen 12 und 18 °C ab, es sind aber auch Temperaturen bis 8 und 26 °C möglich, wobei der Anteil der Missbildungen und die Mortalitätsrate bei diesen Temperaturen markant ansteigen (ALABASTER & LLOYD 1980). Auch SWIFT (1965) findet Werte bis 22 °C, allerdings steigt die Mortalitätsrate bei Temperaturen über 16 °C stark an (mit mehr als 50 % Verlusten). SAAT & VEERSALU (1996 in SANDSTRÖM et al. 1997) geben eine Optimumstemperatur von 13 °C an, die Embryonalentwicklung verläuft im Bereich von 8 bis 18 °C erfolgreich. Nach WANG & ECKMANN (1994) schlüpfen Eier zwischen 6 und 22 °C, wobei die höchsten Überlebensraten jedoch in einem engeren Bereich (12 bis 20 °C) gefunden werden. Ein idealer Bereich für die Embryonalentwicklung bis zu freischwimmenden Stadien sind Temperaturen von 16 - 18 °C.

Juvenile: Das Wachstumsoptimum für Larven liegt bei 25 - 30 °C. Juvenile haben eine CTMax von 36 °C, die IULT ist 34 °C (HOKANSON 1977).

Adulte: Die Vorzugstemperatur des Flussbarsches liegt bei 20 - 25 °C, die obere kritische Temperatur bei 30 °C (MÜLLER 1997). Die EIFAC (1969) meldet für das CTMax Temperaturen bis 34 °C. ARRIGNON (1998) gibt Maximalwerte von 21 - 32 °C und Minimalwerte von 9 °C bzw. unter 0 °C an, je nach Akklimatisierungstemperatur. VARLEY (1967) findet in der Literatur den Wert 33 °C als oberste Grenze (IULT). Die Vorzugstemperatur liegt bei 18 - 27 °C (HOKANSON 1977). MÜLLER (1997) gibt dafür einen weiteren Bereich (8 - 27 °C) an.

Fortpflanzung: Die tiefsten Temperaturen für die Fortpflanzung beim Flussbarsch geben ARRIGNON (1998) und LAM (1983) mit 12 °C an. Laut dem EIFAC-Bericht liegt der Temperaturbereich des Flussbarsches für das Laichen zwischen 12 und 18 °C (EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) und HOKANSON (1977) finden in der Literatur Werte zwischen 5 und 19 °C. Die meisten gefundenen Werte liegen aber zwischen 6 und 15 °C (ALABASTER & LLOYD 1980, MANN 1996). So beobachten SANDSTRÖM et al. (1997) Flussbarsche beim Ablachen bei Temperaturen von 8 °C. Sinkt die Temperatur auf 5 - 6 °C wird das Laichgeschäft unterbrochen.

### **3.2.8.11 Giebel, Goldfisch (*Carassius gibelio*)**

Eier: Goldfischeier sterben bei Temperaturen über 28 °C (ELLIOTT 1981).

Adulte: Der Optimumsbereich liegt zwischen 16 und 30 °C. Der untere kritische Bereich fängt bei 17 °C an, der obere bei 27 °C (ELLIOTT 1981). Das CTMax befindet sich bei 36 °C (BEITINGER et al. 2000).

Fortpflanzung: Diese Art pflanzt sich bei Temperaturen zwischen 17 und 24 °C fort (ELLIOTT 1981). ALABASTER & LLOYD (1980) geben Werte zwischen 15 und 19 °C als häufig an.

### **3.2.8.12 Gründling (*Gobio gobio*)**

BANARESCU & COAD (1991) nennen als ausschlaggebend für die Verbreitung dieser Art den Bereich zwischen 15 und 27 °C, die sogenannte Juliisotherme (geogr. Gebiete, wo die mittlere Temperatur im Juli zwischen 15 und 27 °C liegt). Nach Auffassung der Autoren kann nur innerhalb dieses Temperaturbereichs genügend Nahrung für die Fortpflanzung aufgenommen werden.

Adulte: Der kritische Bereich liegt zwischen 27 und 37 °C (ELLIOTT 1981). ALABASTER & LLOYD (1980) geben eine Störtemperatur von 31 °C an (stark erwärmter See) und bei 37 °C die obere Maximaltemperatur. Im Labor wurden hierfür Werte zwischen 27 und 29 °C gemessen. KRAIEM & PATTEE (1980) beobachten im Labor einen Wert von 28 °C (IULT für die Testdauer von 24 h). VARLEY (1967) nennt sogar einen noch höheren Wert (30 °C, IULT).

Fortpflanzung: Die Fortpflanzung geschieht bei Temperaturen von zirka 12 °C (ELLIOTT 1981, ALABASTER & LLOYD 1980). BOURGOIS (1964 in KENNEDY & FITZMAURICE 1972) gibt einen minimalen Wert von 17 °C für Tiere aus Frankreich an. Auch MANN (1996) findet den Bereich von 12-17 °C in der Literatur.

### **3.2.8.13 Hasel (*Leuciscus leuciscus*)**

Eier: Es werden Temperaturen von 6 bis 15 °C für die Entwicklung benötigt (HERZIG & WINKLER 1985, MÜLLER 1997). Die Minimaltemperatur liegt bei unter 4 °C und die Maximaltemperatur bei zirka 17 - 18 °C (HERZIG & WINKLER 1985).

Fortpflanzung: Die Art laicht bei Temperaturen zwischen 5 und 9 °C, selten bei 10 °C (ALABASTER & LLOYD 1980). MÜLLER (1997) findet dafür Temperaturen bis 14 °C und MANN (1996) bis 12 °C, welche beide etwas höher liegen. Laut HERZIG & WINKLER (1985) werden Temperaturen über 8 °C bevorzugt.

### 3.2.8.14 Hecht (*Esox lucius*)

Eier: Hechteier überleben bei Temperaturen zwischen 2 und 23 °C (ELLIOTT 1981). Auch ALABASTER & LLOYD (1980) finden ähnlich hohe Werte (20 °C) für die obere Grenze. Damit sich aber alle Eier normal entwickeln, sind Temperaturen in einem engeren Bereich von 8 - 15 °C notwendig (ALABASTER & LLOYD 1980, HEUSCHMANN 1940 und LILLELUND 1966). LILLELUND (1966) beobachtet für Temperaturen über 18 oder unter 9 °C einen Rückgang des Befruchtungserfolges. Andererseits gibt er an, dass Eier, welche vom Dotter vollständig umwachsen sind, Tagestemperaturen bis zu 25 °C ohne Schädigungen ertragen können. Bei Versuchen von SWIFT (1965) sterben aber alle Eier bei Temperaturen über 20 °C. Auch HOKANSON et al. (1973) geben an, dass bei 21 °C keine Juvenilen aus den Eiern mehr schlüpfen. Er nennt akzeptable Werte im Bereich von 3 bis 19 °C für die Eientwicklung. Damit mindestens 50 % der Eier schlüpfen, sind aber Temperaturen zwischen 7 und 19 °C erforderlich. HINER (1961) nennt für die Inkubation von Hechteiern wünschenswerte Temperaturen zwischen 9 und 11 °C.

Juvenile: In der Aufzucht wird bei Temperaturen unter 9 °C bei den Brütlingen eine hohe Mortalität beobachtet (ARRIGNON 1998). Für Brütlinge mit Dottersack werden Maximaltemperaturen für die Inkubation von 28 °C angegeben (ALABASTER & LLOYD 1980). Das Larvenwachstum verläuft bei 26 °C am schnellsten und fällt unter 7 °C auf ein vernachlässigbares Niveau. Frisch geschlüpfte Larven sowie freischwimmende Brütlinge ertragen Temperaturen um 3 °C (IULT, HOKANSON et al. 1973). Als oberes Limit nennt HOKANSON (1977) für Larven 28 °C und für Juvenile 33 °C (IULT).

Adulte: Der Hecht hat laut MÜLLER (1997) eine Vorzugstemperatur von 24 - 26 °C und erreicht ab 30 °C den kritischen Bereich. Das CTMax liegt nach EIFAC (1969) bzw. ALABASTER & LLOYD (1980) bei 30 - 34 °C. VARLEY (1967) findet dafür eine Temperatur von 29 °C (IULT). ELLIOTT (1981) gibt den Optimumsbereich mit 9 - 25 °C an.

Fortpflanzung: Der Hecht pflanzt sich bei Temperaturen oberhalb von 7 °C fort (ARRIGNON 1998). ELLIOTT (1981) gibt tiefere Temperaturen an (4 °C) und eine obere Grenze von 17 °C. WESTERS & STICKNEY (1993) geben an, dass für die in der Natur laichenden Fische Temperaturen von 5 bis 10 °C normal sind. Es wurden aber auch schon Hechte bei 0 und 23 °C beim Laichen beobachtet (ALABASTER & LLOYD 1980). MANN (1996) findet in der Literatur Temperaturangaben zwischen 6 und 14 °C. HOKANSON (1977) nennt Maximalwerte von 19 °C.

### **3.2.8.15 Huchen (*Hucho hucho*)**

Eier: HUMPESCH (1985) gibt 2,5 bzw. 14,5 °C als untere bzw. obere Grenze für die Embryonalentwicklung an (LT<sub>50</sub>). JUNGWIRTH & WINKLER (1984) nennt 4,3 bzw. 14 °C als untere bzw. obere Grenze.

Adulte: HOLCIK (1995) gibt eine sommerliche Vorzugstemperatur von 15 °C für die europäischen Populationen dieser Art an.

Fortpflanzung: Das Ablaiichen findet bei Temperaturen zwischen 4 und 14 °C statt (HOLCIK 1995). WITKOWSKI (1988) gibt für einen eingebürgerten Bestand in Polen 7 – 8 °C für das Ablaiichen an.

### **3.2.8.16 Karpfen (*Cyprinus carpio*)**

Eier: Karpfeneier ertragen weder Temperaturen über 26 °C, noch solche unter 16 °C (ELLIOTT 1981, HOKANSON 1977). Für eine normale Entwicklung werden laut ALABASTER & LLOYD (1980) Temperaturen zwischen 16 und 22 °C benötigt, die festgestellten Extrema liegen jedoch tiefer (13 °C) bzw. höher (30 °C). HERZIG & WINKLER (1985) geben den optimalen Bereich für die Entwicklung der Embryonen mit 15 bis 23 °C an, wobei sich zwischen 13 und 30 °C noch ein grosser Anteil normal entwickelt. Die obere Letaltemperatur geben diese Autoren mit 33 °C an.

Juvenile: Das Temperaturoptimum der jungen Karpfen liegt bei 32 °C, die obere Letaltemperatur bei 41 °C (CTMax, HOKANSON 1977). Die Vorzugstemperaturen liegen aber mit 16 bis 25 °C um einiges tiefer (SCHMEING-ENGBERDING 1953).

Adulte: Der Karpfen bevorzugt, nach MÜLLER (1997), Temperaturen um 29-31 °C, die obere kritische Temperatur wird bei 36 °C erreicht. Laut EIFAC (1969) zeigt die Art ab 26 °C ein verändertes Verhalten (in einem erwärmten See erst ab 35 °C). Das CTMax wird dabei spätestens bei 39 °C (ausser im aufgeheizten See bei 41 °C) erreicht. Ab 29 - 30 °C fressen die Fische aber kaum noch, obwohl die Vorzugstemperatur, widersprüchlicherweise, bei 32 °C zu liegen scheint. Als unteres Limit für die Nahrungsaufnahme gibt ARRIGNON (1998) 5 °C an. Nach ELLIOTT (1981) sind Temperaturen unter 15 °C kritisch. Dies bei einem Optimumsbereich zwischen 15 und 32 °C.

Fortpflanzung: Der Karpfen pflanzt sich bei Temperaturen zwischen 17 und 20 °C fort (EIFAC 1969, LAM 1983). ARRIGNON (1998) gibt Werte von 20 - 28 °C an, wobei er 18 °C als unterste Grenze für die Fortpflanzung bezeichnet. ELLIOTT (1981) findet Angaben zwischen 12 und 30 °C. Typischerweise laicht die Art aber zwischen 17 und 20 °C (ALABASTER & LLOYD 1980). MANN (1996) nennt den Temperaturbereich von 16 bis 22

°C für die Eiablage. Das Abbläichen erfolgt nach HOKANSON (1977) zwischen 13 und 30 °C. HERZIG & WINKLER (1985) erwähnen einen Bereich von 15 bis 22 °C für das Abbläichen an.

### **3.2.8.17 Koppe, Mühlkoppe, Groppe (*Cottus gobio*)**

Juvenile: Der Bereich, in dem die Juvenilen fressen liegt zwischen 5 und 27 °C. Der kritische untere bzw. obere Bereich fängt bei 3 bzw. 28 °C an. Die tiefste gemessene Letaltemperatur liegt unter 0 °C, die oberste bei 33 °C (ELLIOTT & ELLIOTT 1995).

Adulte: Der Optimumsbereich liegt zwischen 10 und 15 °C (ELLIOTT 1981). Die Art erträgt keine hohen Sommertemperaturen. Die Sommertemperatur muss nach HOFER & BUCHER (1991) deutlich unter 20 °C liegen. KAINZ & GOLLMANN (1989) bezeichnen sommerliche Maximaltemperaturen von 14 - 16 °C als günstig. Die Temperatur sollte aber normalerweise nicht über 18 °C steigen. ELLIOTT & ELLIOTT (1995) beobachten im Labor, dass Koppen bei Temperaturen zwischen 4 und 27 °C Nahrung zu sich nehmen. Unter 3 °C beginnt der kritische untere Bereich und ab 28 °C der kritische obere. Die Extrema liegen unter 0 °C und bei 33 °C. Die Vorzugstemperatur liegt zwischen 6 und 14 °C (SCHMEING-ENGBERDING 1953).

Fortpflanzung: Die Groppe laicht bei Temperaturen zwischen 7 und 14 °C (ELLIOTT 1981).

### **3.2.8.18 Lachs (*Salmo salar*)**

Eier: Lachseier überleben Temperaturen bis 0 °C, hingegen keine über 16 °C (ELLIOTT 1981). POXTON (1991) bezeichnet den Bereich von 4 bis 11 °C als ideal für die Inkubation.

Juvenile: Junge Lachse bevorzugen Temperaturen um 17 °C (JAVAID & ANDERSON 1967). Im Winter ist die Vorzugstemperatur jedoch tiefer (unter 10 °C, MORGAN & METCALFE 2001). Brütlinge ertragen, laut einer Zusammenstellung in VARLEY (1967), Temperaturen von höchstens 23 °C (IULT). ELLIOTT (1991) misst im Labor Extremwerte von 0 und 33 °C. Nahrung nehmen sie dabei im Temperaturbereich von 7-23 °C auf. Juvenile fressen in der Natur aber auch noch unter 0 °C (BREMSET 2000). Der kritische Bereich beginnt bei Temperaturen über 28 °C und unter 2 °C (IULT und ILLT für 7 Tage, ELLIOTT 1991). Die CTMax für 0+ - Fische liegt um 29 °C (GRANDE & ANDERSEN 1991). BEITINGER et al. (2000) nennen einen Wert von 33 °C sowohl für 0+ - als auch für 1+ - Fische.

Adulte: Der Lachs bevorzugt Temperaturen zwischen 9 und 17 °C, mit dem finalen Präferendum bei 14 - 15 °C (EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) gibt in seiner Literaturübersicht einen Optimumsbereich von 6 bis 20 °C an. Ab 20 °C wird der obere kritische Bereich erreicht, der sich bis 34 °C ausdehnt. BJORN & REISER (1991) nennen eine obere



Letaltemperatur von 27 bzw. 28 °C (IULTs). VARLEY (1967) findet in der Literatur höhere Werte (32 - 34 °C, IULT). Nach BEITINGER et al. (2000) ertragen die Fische über längere Zeit Temperaturen von 29 °C (CLMax). Das Wachstum ist bei 13 - 15 °C am höchsten (EIFAC 1969).

Fortpflanzung: Der Lachs laicht, nach EIFAC (1969), bei Temperaturen zwischen 6 und 8 °C. ELLIOTT (1981) findet aber in der Literatur Temperaturwerte bis 0 °C. Werte zwischen 1 und 6 °C bezeichnen ALABASTER & LLOYD (1980) als typisch.

### **3.2.8.19 Laube, Ukelei (*Alburnus alburnus*)**

Eier: Eier vertragen keine Temperaturen unter 14 oder über 31 °C (ALABASTER & LLOYD 1980, ELLIOTT 1981). Für eine optimale embryonale Entwicklung sind Temperaturen zwischen 21 und 27 °C notwendig (ALABASTER & LLOYD 1980).

Adulte: Temperaturwerte über 20 °C sind kritisch (ELLIOTT 1981). Für Individuen in einem aufgeheizten See wurde bei dieser Art das CTMax jedoch bei 38 °C gemessen (ALABASTER & LLOYD 1980).

Fortpflanzung: Die Laube pflanzt sich bei Temperaturen zwischen 14 und 28 °C fort (ALABASTER & LLOYD 1980, ELLIOTT 1981). MANN (1996) findet bei seiner Recherche nur eine untere Grenze, die bei 17 °C liegt.

### **3.2.8.20 Nase (*Chondrostoma nasus*)**

Eier: Temperaturen über 12 °C (wahrscheinlich bis 19 °C) stellen optimale Bedingungen für die Embryonalentwicklung dar. Bei Temperaturen unter 10 °C sterben alle Embryonen ab und selbst bis 12 °C ergibt sich noch eine deutlich erhöhte Mortalität (HERZIG & WINKLER 1985). MÜLLER (1997) findet eine Vorzugstemperatur für die Entwicklung zwischen 12 und 17 °C. KAMLER et al. (1998) gehen aufgrund von Laborexperimenten von optimalen Temperaturen für das Überleben und den Energiestoffwechsel von 13 – 16 °C während der Eientwicklung und von 15 – 18 °C während der Phase der endogenen Ernährung nach dem Schlupf aus.

Fortpflanzung: Sie findet bei Temperaturen zwischen 8 und 16 °C statt (ALABASTER & LLOYD 1980, MANN 1996). HERZIG & WINKLER (1985) bezeichnen 7 - 8 °C als Mindesttemperatur und Temperaturen in der Laichzeit von 10 bis 16 °C als häufig. Nach einer Zusammenstellung verschiedener Autoren durch REINARTZ (1997) wurden in 17 verschiedenen europäischen Gewässern Temperaturen zwischen 7 und 17 °C während der Nasenlaichzeit beobachtet.

### **3.2.8.21 Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)**

Eier: Temperaturen unter 0 oder über 20 °C führen zum Absterben (ELLIOTT 1981). HUMPESCH (1985) beobachtet eine hohe Sterblichkeit der Eier zwischen 2 und 3 °C. Als Temperaturoptimum nennt er Werte zwischen 8 und 11 °C. Bei höheren Temperaturen nimmt die Sterberate zu. Die Eier überleben Temperaturen über 18 °C nicht. Für das Schlüpfen werden Temperaturen von mindestens 3 °C benötigt, das Optimum (hohe Überlebensrate) ist aber höher (8-11 °C). HOKANSON (1977) findet einen Temperaturbereich von 0 bis 15 °C innerhalb dessen die Eier überleben.

Juvenile: Das CTMax bei Juvenilen (0+) liegt bei 26 °C (GRANDE & ANDERSEN 1991). HOKANSON (1977) nennt für das Temperaturoptimum der Juvenilen 17 °C und findet Angaben für Letaltemperaturen bei 25-27 °C. KAYA (1978) misst eine IULT von 26 °C.

Adulte: Die Vorzugstemperatur liegt bei 16-19 °C, die kritische Temperatur bei 26 °C (MÜLLER 1997). ARRIGNON (1998) findet je nach Akklimatisierungstemperatur maximale Werte von 23-25 °C. Die Minimaltemperatur liegt dabei unter 0 °C. Laut EIFAC (1969) werden Temperaturen zwischen 9 und 17 °C bevorzugt, das finale Präferendum liegt bei 14 °C. ELLIOTT (1981) nennt in seiner Review einen Optimumsbereich von 10 bis 22 °C. Die kritischen Bereiche umfassen die Temperatur von 0 bis 9 °C bzw. 19 bis 30 °C. Nach ALABASTER & LLOYD (1980) ist die mittlere IULT bei 25 bis 26 °C erreicht. BJORN & REISER (1991) finden in der Literatur ähnliche Werte (25 (IULT) bis 29 °C (CTMax)). CARLINE & MACHUNG (2001) messen eine Maximaltemperatur (CTMax) von 28 °C (bei Kulturfischen etwas tiefer als bei der Wildform). Für ein optimales Wachstum geben JOHNSON et al. (1987 in FILBERT & HAWKINS 1995) eine Temperatur von 12-14 °C an. Im Labor liegt das Optimum (maximales Wachstum) aber bei 17 °C und die IULT bei 26 °C (HOKANSON et al. 1977). Das CTMax finden BEITINGER et al. (2000) bei 28-30 °C, das CTMin bei unter 0 °C. Das CLMax liegt bei 26 °C. HOKANSON (1977) bezeichnet 21 °C als oberste Grenze (IULT). Temperaturen von 0 bis 25 °C werden von der Regenbogenforelle ertragen. Die Anfälligkeit für Krankheiten ist bei 10 bis 12 °C am tiefsten, für die höchsten Wachstumsraten sind aber Temperaturen zwischen 15 und 20 °C notwendig (GALL & CRANDELL 1992). CURRIE et al. (1998) geben an, dass die Regenbogenforelle eine sehr niedrige Toleranz gegenüber hohen Temperaturen und eine vergleichsweise hohe Toleranz gegenüber niedrigen Temperaturen aufweist. Die festgestellte kritische maximale Temperatur betrug in diesen Untersuchungen 29,8 °C und die kritische minimale Temperatur 0,0 °C (bei Akklimatisierungstemperaturen von 10, 15 und 20 °C).

Fortpflanzung: Die Regenbogenforelle pflanzt sich bei Temperaturen zwischen 6 und 10 °C (EIFAC 1969) fort. ELLIOTT (1981) nennt einen breiteren Bereich (4-19 °C). Die am häufigsten beobachteten Werte liegen zwischen 6 und 8 °C (ALABASTER & LLOYD 1980). BJORN & REISER (1991) zitieren Werte zwischen 2 und 20 °C. HOKANSON (1977) schliesslich findet Werte im Bereich von 3 bis 15 °C.

### **3.2.8.22 Rotauge, Plötze (*Rutilus rutilus*)**

Eier: Bei Temperaturen unter 5 °C bzw. über 27 °C sterben die Embryonen in den Eiern ab (ELLIOTT 1981). ALABASTER & LLOYD (1980) nennen einen engeren Temperaturbereich für das Überleben der Embryonen (7 - 27 °C) und finden bei Temperaturen oberhalb von 20 oder unterhalb von 12 °C massive Verluste. HERZIG & WINKLER (1985) bezeichnen den Bereich von 12 bis 24 °C als optimal für die Embryonalentwicklung, die unter 8 oder über 26 °C nicht möglich ist.

Adulte: Die Störtemperatur fängt laut EIFAC (1969) bei 28 °C an, das CTMax liegt bei 36 °C. Als Optimumsbereich bezeichnet ELLIOTT (1981) Temperaturen zwischen 8 und 25 °C, wobei 0 - 12 °C bzw. 25 - 38 °C kritische Bereiche für das Rotauge sind. In aufgeheizten Seen (Akklimatisation an erhöhte Temperaturen) wurde das CTMax erst bei 38 °C erreicht. Die Vorzugstemperatur liegt bei 20 bis 25 °C (EIFAC 1969).

Fortpflanzung: Der Temperaturbereich, in welchem sich das Rotauge fortpflanzt, liegt bei 5 bis 20 °C (EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) findet einen höheren Grenzwert (22 °C). Werte zwischen 8 und 19 °C sind typisch (ALABASTER & LLOYD 1980). MANN (1996) nennt als untersten beobachteten Wert 7 °C. Als minimale Temperatur zum Laichen im See wird 10 °C angegeben (LOVAS 1998). Im Genfersee laicht die Art aber erst bei Temperaturen über 17 °C (GILLET & DUBOIS 1995). Von HERZIG & WINKLER (1985) werden allgemein Werte zwischen 10 und 19 °C für das Ablachen des Rotauges in der Literatur gefunden.

### **3.2.8.23 Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)**

Eier: Für die Entwicklung der Eier sind Temperaturen zwischen 14 und 31 °C notwendig (ALABASTER & LLOYD 1980, ELLIOTT 1981). Unterhalb von 16 °C und über 28 °C werden häufig Missbildungen und eine hohe Sterblichkeit beobachtet (ALABASTER & LLOYD 1980).

Adulte: Diese Fischart zeigt ab 31 °C ein verändertes Verhalten und das CTMax liegt bei 36 °C (EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) bezeichnet schon Werte ab 29 °C als kritisch, wobei er den Optimumsbereich mit 14 bis 28 °C angibt. ALABASTER & LLOYD (1980) finden ein CTMax bei 38 °C wobei bei einer Akklimatisierungstemperatur von zirka 20 °C

Temperaturen von 32 bis 35 °C gemessen wurden. VARLEY (1967) findet bei der selben Akklimatisierungstemperatur einen Wert von 33 °C (IULT).

Fortpflanzung: Die Rotfeder laicht bei Temperaturen zwischen 18 und 24 °C (EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) gibt einen breiteren Bereich von 14 bis 28 °C an. Werte unter 18 °C sind aber selten (ALABASTER & LLOYD 1980). MANN (1996) und HERZIG & WINKLER (1985) finden Werte zwischen 14 und 20 °C.

#### **3.2.8.24 Rutte, Aalrutte, Trüsche (*Lota lota*)**

Eier: Für die embryonale Entwicklung sind Temperaturen zwischen 0 und 3 °C optimal und Werte bis 12 °C noch möglich (ALABASTER & LLOYD 1980).

Juvenile: Larven weisen unter 7 °C ein passives Verhalten auf, d.h. ein langfristiges Wachstum ist erst ab 8 °C möglich (SHODJAI 1980).

Adulte: Das finale Präferendum ist 18 °C (SHODJAI 1980). Die Vorzugstemperatur liegt bei 16 bis 18 °C (SCOTT & CROSSMANN 1973 zitiert in HOFMANN & FISCHER 2001). MÜLLER (1997) nennt eine Maximaltemperatur von 21 °C für das Überleben. Die Fischart weist eine hohe Temperaturtoleranz auf und erträgt ohne Adaptation Temperatursprünge von 4 bis 21 °C (SHODJAI 1980).

Fortpflanzung: Die Trüsche laicht bei Temperaturen unter 4 °C (MANN 1996).

#### **3.2.8.25 Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)**

Fortpflanzung: Das Ablachen erfolgt bei Temperaturen zwischen 13 und 24 °C (ALABASTER & LLOYD 1980).

#### **3.2.8.26 Schleie (*Tinca tinca*)**

Eier: Sie sind auf Temperaturen zwischen 14 (bzw. 15) und 31 °C angewiesen (ALABASTER & LLOYD 1980, ELLIOTT 1981). Ideal für die embryonale Entwicklung ist aber ein noch engerer Bereich von 19 bis 24 °C (ALABASTER & LLOYD 1980, HERZIG & WINKLER 1985). Das Maximum liegt bei 33 °C (HERZIG & WINKLER 1985). Für die Zellteilung in den Eiern sind laut PENAZ et al. (1989) Temperaturen zwischen 17 °C und 31 °C nötig. Der Optimumsbereich liegt dabei zwischen 20 und 25 °C.

Juvenile: Das Wachstumsoptimum der Larven liegt zwischen 24 und 26 °C, jenes der ersten Juvenilstadien bei 23 bis 27 °C (PENAZ et al. 1989). Die IULT befindet sich bei 34 °C, das CTMax wird bei 39 °C erreicht (HOKANSON 1977). Die Vorzugstemperaturen sind im Bereich von 16 bis 24 °C (SCHMEING-ENGBERDING 1953).

Adulte: Der Optimumsbereich für die adulte Schleie ist zwischen 20 und 26 °C anzusiedeln. Der obere kritische Bereich umfasst Temperaturen ab 26 bis 39 °C (ELLIOTT 1981). Nach ALABASTER & LLOYD (1980) wird ab 32 °C die Störtemperatur erreicht. HEUSCHMANN (1939) berichtet, dass die Schleie vorübergehend Temperaturen bis 37 °C erträgt, sie aber ab 24 °C in eine Art Wärmestarre fällt. Bei tieferen Temperaturen ab 8 °C hört sie auf zu fressen und ab 4 °C erstarrt sie ebenfalls (Kältestarre). KRAIEM & PATTEE (1980) finden eine obere Letaltemperatur von 32 °C, VARLEY (1967) eine IULT von 35 °C.

Fortpflanzung: Bei Temperaturen zwischen 19 und 25 °C wurde die Schleie beim Laichen beobachtet (EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) findet in der Literatur einen leicht grösseren Bereich von 18 bis 27 °C). LAM (1983) und ANWAND (1965) wiederum geben als Minimaltemperatur 20 °C an. MANN (1996) findet Werte zwischen 16 und 26 °C und HOKANSON (1977) solche zwischen 17 und 32 °C.

### **3.2.8.27 Schneider (*Alburnoides bipunctatus*)**

Adulte: Temperaturen um 18 °C im Mai/Juni (mindestens kurzfristig) bezeichnen KAINZ & GOLLMANN (1990) als unterste Schwelle für das Vorkommen der Art. Der Schneider erträgt maximale Temperaturen von bis zu 27 °C (BREITENSTEIN & KIRCHHOFER1999).

Fortpflanzung: Die Fische pflanzen sich bei Temperaturen zwischen 19 und 24 °C fort (ALABASTER & LLOYD 1980, MANN 1996). Unter 12 °C findet keine Eiablage statt (MESSMER & LEHMANN1994 nach BLESS 1992b). Somit sind Wassertemperaturen von 12 bis 24 °C geeignet (MANN 1996, Pelz 1986 in BREITENSTEIN & KIRCHHOFER1999).

### **3.2.8.28 Schmerle, Bachschmerle, Bartgrundel (*Barbatula barbatula*)**

Eier: Es werden minimale Wassertemperaturen während der Entwicklung von 14 °C benötigt (KAINZ & GOLLMANN 1989b).

Juvenile: Die Tiere fressen im Bereich zwischen 6 und 25 °C. Die kritischen Bereiche beginnen bei 29 bzw. 3 °C (IULT und ILLT für 7 Tage). Temperaturen unter 0 oder über 34 °C können Jungfische der Schmerle nicht überleben (ELLIOTT et al. 1994).

Adulte: Für hohe Populationsdichten sind sommerliche Wassertemperaturen von mindestens 18 °C nötig (KAINZ & GOLLMANN 1989b). Die Grenzen der Nahrungsaufnahme liegen bei Temperaturwerten ab 5 bzw. 28 °C. Die kritischen Bereiche beginnen bei 29 bzw. 3 °C. Der höchste gemessene Temperaturwert des Überlebens liegt bei 34 °C, der tiefste bei 0 °C (ELLIOTT et al. 1994).

Fortpflanzung: Das Ablaichen erfolgt bei Temperaturen zwischen 18 und 20 °C (ALABASTER & LLOYD 1980).

### **3.2.8.29 Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*)**

Adulte: Laut EIFAC (1969) liegt die Störtemperatur je nach Jahreszeit und Akklimatisierungstemperatur zwischen 16 und 23 °C und die CTMax zwischen 25 und 30 °C.

Fortpflanzung: Die Seeforelle laicht bei Temperaturen zwischen 1 und 9 °C (EIFAC 1969).

KÜTTEL et al. (2002) nehmen an, dass die für Bachforellen aufgeführten Temperaturwerte (s.o.) ebenso für Seeforellen gelten.

### **3.2.8.30 Strömer (*Leuciscus souffia*)**

Fortpflanzung: Die Fortpflanzung erfolgt bei Temperaturen zwischen 11 und 13 °C (SPILLMANN 1962, in SCHWARZ 1996).

### **3.2.8.31 Zander (*Sander lucioperca*)**

Eier: Zandereier entwickeln sich bei Temperaturen zwischen 9 und 24 °C (ELLIOTT 1981). ALABASTER & LLOYD (1980) finden in ihren Untersuchungen einen breiteren Bereich von 7 bis 25 °C, wobei sie Temperaturen zwischen 12 und 18 °C als optimal bezeichnen.

Juvenile: Das Wachstumsoptimum liegt mit 28 bis 30 °C um die Vorzugstemperatur von 29 °C. Das CTMax liegt bei 37 °C und die IULT bei 34 bis 35 °C, in Abhängigkeit vom Alter. Optimumstemperaturen für das Wachstum der Larven liegen zwischen 14 und 23 bzw. 26 °C (in Abhängigkeit vom Alter), die obere Letaltemperatur liegt bei 30 bis 32 °C, die untere bei 6 bis 7 °C (HOKANSON 1977).

Adulte: Der Zander hat einen Optimumsbereich von 12 bis 30 °C. Der Bereich von 32 - 37 °C ist als kritisch anzusehen (ELLIOTT 1981). Laut ALABASTER & LLOYD (1980) wird die obere Störtemperatur zwischen 32 und 33 °C erreicht, die CTMax bei 32 bis 37 °C. Die optimale Wachstumstemperatur liegt nach HOKANSON et al. (1977) mit 28 - 30 °C am oberen Ende des Optimumsbereichs, die Präferenztemperatur liegt mit 24 °C etwas tiefer (HOKANSON 1977).

Fortpflanzung: Der Zander laicht bei Temperaturen zwischen 12 und 18 °C (EIFAC 1969). ELLIOTT (1981) und HOKANSON (1977) nennen einen Bereich von 4 bzw. 5 bis 26 °C. In der Regel werden aber Wassertemperaturen von 8 bis 22 °C während des Laichens gemessen (ALABASTER & LLOYD 1980, MANN 1996). Für Zanderpopulationen in Ungarn gibt UNGER (1939) ebenfalls Temperaturwerte von 8 - 9 °C als untere Grenze für das Ablachen an. Das Optimum liegt dort bei 12 bis 15 °C. RAIKOVA-PETROVA & ZIVKOV (1998) beobachten Zander beim Laichen in Gewässern mit Temperaturen von 4 bis 6 °C (im Kühlsystem eines thermischen Kraftwerks bei 6 - 12 °C). In der Literatur finden diese

Autoren Temperaturwerte von bis zu 3 °C, bei denen ein Abbläuen noch stattfindet.  
ARRIGNON (1998) nennt Temperaturwerte von 13 bis 15 °C beim Beginn des Laichens.

**Tab. 5: Laichzeiten der im Text erwähnten Fischarten nach STEINBACH 1996 und PECL 1989 (\*).**

Fischart	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember
Aal (*)												
Äsche												
Bachforelle												
Bachsäbbling												
Barbe												
Brachse												
Döbel, Aitel												
Dreistacheliger Stichling												
Elritze												
Flussbarsch												
Giebel												
Gründling												
Hasel												
Hecht												
Huchen												
Karpfen												
Koppe, Mühlkoppe												
Lachs												
Laube, Ukelei												
Nase												
Regenbogenforelle												
Rotauge, Plötze												
Rotfeder												
Rutte, Aalrutte												
Schlammpeitzger												
Schleie												
Schneider												
Schmerle, Bachschmerle												
Seeforelle												
Strömer												
Zander												



### **3.3 Anthropogen bedingte Temperaturerhöhungen**

Veränderungen der natürlicherweise auftretenden Wassertemperaturen können das Ergebnis anthropogener Eingriffe am Gewässer oder in dessen Umfeld sein. Temperaturveränderungen wirken sich dabei immer auf die biologischen und biogeochemischen Prozesse und somit auch auf die Fische aus. In den meisten Fällen ist es allerdings schwierig, direkte Auswirkungen nachzuweisen (KÜTTEL et al. 2002). Dies gelingt oft nur, falls die Veränderungen für einen Betrachter genügend markant sind. Dies ist z.B. bei deutlichen Verschiebungen der Laichzeit oder beim kompletten Verlust von Arten oder Artengruppen der Fall, wie bei der sogenannten „Coldwater Pollution“ (SPENCE & HYNES 1971, KUBECKA & VOSTRADOVSKY 1995).

Nach der vorliegenden Literatur lassen sich die wichtigsten Gründe für anthropogen bedingte Temperaturerhöhungen in freien Gewässern unter den folgenden Punkten zusammenfassen (MOHSENI et al. 1999, MOHSENI et al. 2003 und CAISSIE 2006):

1. Verlust der natürlichen Beschattung durch Abholzung bzw. Rodung,
2. Einleitung von Wärme als höher temperiertes Wasser bzw. Kühlwasser,
3. Stauregulierung von Fliessgewässern, Wasserentzug und Abflussverringerungen,
4. Auswirkungen des globalen Klimawandels.

Diese Einflussfaktoren können alle letztendlich zu Änderungen des Temperaturregimes eines Gewässers oder Gewässeranteils führen, weitreichende Auswirkungen auf die Ökologie und Biologie der aquatischen Zönose und somit auch auf Managementmassnahmen und die Fischerei haben. Dabei können sich die Auswirkungen der verschiedenen Einflüsse je nach Ausmass und Ausprägung gleichen und es kann ebenso zu kumulativen Effekten bei der Beteiligung mehrerer der oben genannten Faktoren kommen (LANGFORD 1990). Nach VAN DER KRAAK & PANKHURST (1997) sind genaue Voraussagen über die langfristigen Folgen einer Temperaturerhöhung, vor allem aber auch die Formulierung einfacher Ursache-Wirkungs-Beziehungen bei der Betrachtung potentieller Auswirkungen auf Fischbestände aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge so gut wie unmöglich.

Wie sich im Verlauf der Arbeiten zur vorliegenden Studie zeigte, können anthropogene Eingriffe auch eine absenkende Wirkung auf die Wassertemperatur mit negativen Folgen für die Fischfauna haben. Obwohl das Hauptaugenmerk auf Temperaturerhöhungen und deren Auswirkungen auf die Fische liegt, sind solche Einflüsse ebenfalls im Text vermerkt, da beide

Effekte vor allem bei der Fragestellung der Stauregulierung von Fließgewässern oft untrennbar miteinander verbunden sind.

### **3.3.1 Verlust der natürlichen Beschattung durch Abholzung bzw. Rodung**

#### 3.3.1.1 Erläuterung des Einflussfaktors

Abholzungen im Gewässerumfeld, in bewaldeten Ökosystemen und besonders bei kleinen Fließgewässern und Bächen, werden von verschiedenen Autoren als wichtiger Grund für Temperaturregimeänderungen im Gewässer identifiziert. (GRAY & EDINGTON 1969, RINGLER & HALL 1975, LYNCH, RISHEL & CORBETT 1984, BESCHTA et al. 1987, BOYLE et al. 1997, JOHNSON & JONES 2000, NISLOW 2005).

BROWN & KRYGIER (1967) konnten einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Nutzholzgewinnung (Abholzung) und der Gewässertemperatur nachweisen. Dies betraf vor allem kleinere Bäche aufgrund des geringen Wasservolumens und der natürlicherweise vorherrschenden vollständigen Beschattung in walddreichen Gebieten. Die meisten Untersuchungen dokumentierten einen Anstieg der Gewässertemperatur kurz nach Entfernung der gewässernahen Vegetation (FELLER 1981, HEWLETT & FORTSON 1982, RUTHERFORD et al. 1997).

Makrophytenwachstum und die sommerliche Erwärmung werden nach JUNGWIRTH et al. (2003) in Gewässerstrecken mit dichter Ufervegetation infolge der Beschattung unterbunden. Die durchgehende Entfernung von Ufergehölzen und das damit verbundene Wegfallen der Beschattung im Zuge von Fließgewässerregulierungsmassnahmen führt deshalb vielfach zu explosionsartiger Entfaltung von Makrophyten sowie zu einer deutlichen Temperaturerhöhung im Gewässer.

Neben der Temperaturerhöhung sind aber auch weitere Effekte einer Abholzung zu beobachten, wie z.B. Veränderungen des Gewässerquerschnittes, der Sedimentfrachten und Substrate (GARMAN & MORING 1991, SWEENEY et al. 2004).

MOOSMANN et al. (2005) führten Untersuchungen am kaum beschatteten Oberlauf der Orbe eines kleinen Fließgewässers in der Schweiz, durch die im Sommer durch hohe Wassertemperaturen, oberhalb der Optimaltemperaturen der Äsche und weiterer Fischarten, gekennzeichnet ist.

Mit Hilfe eines numerischen Modells (siehe hierzu auch Punkt 3.1.6 „Temperaturmodelle für Gewässer“) wurde bestimmt, wie sich die Wassertemperatur in der Orbe ändert, wenn der Fluss an einzelnen Stellen beschattet wird. Dazu wurden Temperaturmessungen, Abflussdaten

der Orbe sowie meteorologische Daten herangezogen. Die Modellrechnungen zeigen, dass durch eine Beschattung von mehreren 100 m Länge die Wassertemperatur um mehrere °C reduziert werden kann: z. B auf einer 400 m langen Strecke um bis zu 4 °C. Bei geringem Abfluss nähert sich die Wassertemperatur unterhalb der beschatteten Strecke wiederum rasch den ursprünglich hohen Werten.

Zur Auswahl der Strecken, welche sich für eine Beschattung eignen, können nach den Autoren die folgenden Kriterien herangezogen werden:

- Geringe Fliessgeschwindigkeit,
- Ausrichtung von West nach Ost,
- hohe Wassertemperatur,
- geringer Bewuchs von Wasserpflanzen,
- wertvolle Strecken aus Sicht der Fischökologie.

Wird eine Strecke beschattet, so kann nach Ansicht der Autoren der tatsächliche Effekt durch Temperaturmessungen sowie durch Befischungen einfach überprüft werden. Aus fischökologischer Sicht ist es wertvoller einzelne Abschnitte von mehreren 100 m intensiv zu beschatten (um stellenweise möglichst niedrige Temperaturen zu erhalten und so thermale Refugien für kälteliebende Fischarten zu schaffen) statt eine teilweise Beschattung über die gesamte Flussstrecke zu verteilen.

Es können drei wesentliche Schlussfolgerungen aus der vorliegenden Literatur gezogen werden:

1. Die Sonneneinstrahlung hat einen entscheidenden Einfluss auf das Temperaturregime eines Fliessgewässers (siehe hierzu auch Punkt 3.1.2. „Natürliche Einflussfaktoren auf die Wassertemperatur und Temperatureaustauschprozesse im Fliessgewässer“). Dies macht sich besonders nach Entfernung der Vegetation im Gewässerumfeld durch eine Zunahme der Wassertemperatur bemerkbar.
2. Die Gewässergrösse hat, neben dem Verlust der natürlicherweise vorherrschenden fast vollständigen Beschattung, einen grossen Einfluss auf das Ausmass der Auswirkungen einer Abholzung. Aufgrund des geringen Wasservolumens und der damit verbundenen geringen thermischen Kapazität sind kleinere Gewässer am stärksten von einer Abholzung betroffen.

3. Derzeit fehlen noch Untersuchungen zur quantitativen Bedeutung der Aufheizung des gewässernahen Bodens durch Sonneneinstrahlung nach Abholzung für das Temperaturregime eines Gewässers (HEWLETT & FORTSON 1982, CAISSIE 2006).

#### 3.3.1.2 Auswirkungen auf die Fischbestände

Nach JONES III et al. (1999) können sich nach einer Abholzung komplette Fischzönosen in den betroffenen und unterhalb liegenden Abschnitten verändern. Dabei sind die beobachteten Veränderungen vermutlich nicht nur auf Veränderungen des Temperaturregimes, sondern auf das Zusammenwirken mehrerer Faktoren zurückzuführen. Sommerliche Erwärmung nach Verlust der Beschattung und über den Toleranzbereich hinaus kann nach JUNGWIRTH (2003) zum kompletten Verschwinden der Bachforelle aus einem Gewässer führen. MOOSMANN et al. (2005) führen das Fehlen der Äsche im Oberlauf der Orbe auf die fehlende Beschattung und die damit verbundenen hohen sommerlichen Wassertemperaturen zurück.

### **3.3.2 Einleitungen höher temperierten Wassers bzw. Kühlwassers**

#### 3.3.2.1 Erläuterung des Einflussfaktors

Durch das Einleiten von Kühlwasser in einen Fluss wird die Temperatur erhöht und durch den Betrieb von Wärmepumpen kann sie ggf. erniedrigt werden (MILLER 1977, MÜLLER 2000). Warmwassereinleitungen durch Industriebetriebe, Kühlwasser von Kraftwerken oder aber auch den Bergbau (sogenanntes „Sümpfungswasser“) kann ebenfalls negative Auswirkungen auf die aquatische Ökologie, vor allem über eine Reduktion geeigneter Habitatanteile für die natürliche Zönose, haben. Abwässer aus Industrie und Haushalten sind ebenfalls oftmals wärmer als der jeweilige Vorfluter (LEVIN et al. 1972, LANGFORD 1990). Nach WRIGHT et al. (1999) können solche Einflüsse sogar in der Größenordnung der prognostizierten globalen Klimaerwärmung liegen. Verschiedene Auswirkungen thermaler Belastung wurden in der Literatur ausführlich beschrieben. So untersuchte LANGFORD (1990) neben den rein chemisch-physikalischen Aspekten einer thermalen Belastung und deren Auswirkungen auf die aquatische Ökologie auch Wechselwirkungen der Temperaturänderung mit z.B. toxischen Substanzen und liefert die wesentlichen Wirkzusammenhänge von Kühlwassereinleitungen in freie Gewässer.

Die meisten Kühlwassereinleitungen resultieren aus der Stromerzeugung sowie der Verwendung von Klima- bzw. Kühlanlagen. Grössere Mengen an Kühlwasser werden auch in

der Industrie (z.B. Papier, Stahl, Gummi und Petrochemie) verwendet. Die Verflüssigung von Erdgas verbraucht ebenfalls grössere Mengen an Kühlwasser (LANGFORD 1990).

Dabei ist die Frage der Auswirkungen von Warmwassereinleitungen nicht neu sondern geht bis in das frühe 20. Jahrhundert zurück. Für einen Überblick der Geschichte der Kühlwassereinleitungen und damit verbundene ökologische Fragestellungen siehe LANGFORD (1990).

Einer der bedeutendsten Faktoren bei der Problematik der Kühlwassereinleitung in freie Gewässer ist die Stromerzeugung in konventionellen oder Atomkraftwerken. Bei der Stromerzeugung können dabei grundsätzlich zwei Typen an Kühlsystemen unterschieden werden:

- Direkte Kühlung,
- Kreislauf- bzw. Indirekte Kühlung.

Bei der direkten Kühlung wird die Abwärme direkt auf das Kühlwasser übertragen und sodann dem Vorfluter zugeführt. Die Wärme wird durch Strahlung, Konduktion und Konvektion im Wasser verteilt. Dies stellt die ingenieurtechnisch einfachere und somit kostengünstigere Methode der Kühlung dar, wenn genügend Wasser und ausreichend Vorfluterkapazität zur Verfügung steht. Die Wärmemenge, die so an die Umgebung abgegeben wird ist sehr hoch, vor allem bei Kernkraftwerken, bei denen keine zusätzliche Wärmeabgabe über Verbrennungsgase erfolgt.

Kreislaufkühlungen werden auch als „geschlossene“, „verbesserte“ oder „indirekte“ Systeme bezeichnet. Dabei können drei Hauptssysteme unterschieden werden.

Systeme mit:

- Kühlkanälen,
- Kühlteichen,
- Kühltürmen.

Bei den ersten beiden Typen erfolgt die Wärmeabgabe an die Umgebung hauptsächlich über die Verdunstung von der Kanal- bzw. Teichoberfläche. Beim dritten wird das Kühlwasser in turmartigen hohen Strukturen über die Oberflächenvergrößerung in besonders engen Kontakt mit dem Medium Luft gebracht, um den Wärmetransport zu optimieren. Bei allen drei Typen wird weniger Kühlwasser als bei der direkten Kühlung benötigt.

Die Temperatur einer Kühlwassereinleitung hängt dabei letztendlich von zwei Hauptfaktoren ab:

1. der Ausgangstemperatur des verwendeten Kühlwassers und
2. der übertragenen Wärmemenge pro Volumeneinheit.

Bei der direkten Kühlung ist dabei nach LANGFORD (1990) von einer drastischen Erwärmung des Wassers bei der Passage durch die Anlage auszugehen. Bei den meisten Kraftwerken beträgt diese Erhöhung nach seinen Angaben zwischen 8 und 15 °C innerhalb von nur 2 bis 3 Minuten.

Den optimalen Temperaturanstieg am Kondensator zum Kühlbetrieb eines Kraftwerkes gibt LANGFORD (1990) mit 10 bis 12 °C an. Dieser Wert kann jedoch aufgrund sehr hoher oder niedriger Umgebungstemperaturen, relativer Knappheit des zur Verfügung stehenden Kühlwassers oder aber auch durch Unterschiede in der jeweiligen baulichen und technischen Ausführung einer Anlage stark variieren. Für viele europäische Staaten werden in dieser Literaturstelle  $\delta T$ s zwischen 8 und 12 °C (bis zu 15 °C bei einigen Atomkraftwerken) unter normalen Betriebsbedingungen angegeben. Diese Werte sind jedoch nicht als Konstanten anzusehen sondern ändern sich für jede Anlage aufgrund verschiedener Faktoren, die so auch kurz- und langfristige Schwankungen sowohl in der Temperatur als auch im eingebrachten Kühlwasservolumen bedingen können. Ein besonderes Problem stellt hier unter bestimmten hydrografischen Bedingungen bzw. bei exzessivem Wasserentzug die Rückzirkulation von Kühlwasser im Gewässer dar. Dadurch können vergleichsweise hohe Temperaturschwankungen trotz konstanter Betriebsbedingungen entstehen.

Zu weiteren Faktoren, die Temperaturschwankungen im Kühlwasser von Kraftwerken verursachen können, gehören z.B. das jeweilige Klima mit den vorherrschenden Temperaturen, deren saisonale Variation aber auch langfristige saisonale Schwankungen im Stromverbrauch (und somit im Kraftwerksbetrieb) des jeweiligen Standortes, die Durchführung von Wartungsarbeiten sowie kurzfristig intermittierender Kraftwerksbetrieb im Tagesverlauf bzw. zum Abfangen von Spitzenverbrauchsphasen.

Sehr hohe Kühlwassertemperaturen mit Maxima bis zu 50 °C und regulären Werten zwischen 35 und 40 °C werden nach LANGFORD (1990) z.B. am Savannah in den U.S.A. durch den Betrieb von Kernkraftwerken erreicht. Für einen Fluss im ehemaligen Jugoslawien unterhalb eines Kraft- und eines Stahlwerkes werden beobachtete Werte von 45 °C angegeben. Die Kühlwassertemperaturen von Textilmühlen und Stahlwerken können bis zu 60 °C erreichen, haben im allgemeinen aber nicht die Volumina von Kraftwerken (Glashütten bis 45 °C und Entsalzungsanlagen bis zu 15 °C über der Umgebungstemperatur).

Die Einleitung des erwärmten Kühlwassers kann auf zwei verschiedene Arten erfolgen.

- Als „Schicht“ mit geringer Turbulenz und Geschwindigkeit an der Oberfläche oder darunter.
- Als Strahl mit hoher Turbulenz und Geschwindigkeit, oftmals an der Wasseroberfläche.

Im ersten Fall ist die Durchmischung mit dem Wasser des Vorfluters nur gering und es entsteht eine Kühlwasserfahne, die noch in einiger Entfernung von der Einleitung nachzuweisen ist.

Der grösste Wärmeanteil wird bei einer Kühlwasserfahne an der Oberfläche über den Verdunstungsprozess an die Umgebung abgegeben. Bei einer Fahne unterhalb der Oberfläche geschieht der Wärmeaustausch über die Konduktion und es verbleibt ein grösserer Wärmeanteil im Wasserkörper als im ersten Fall.

Bei der Einleitung über einen starken Strahl hingegen, erfolgt die Durchmischung mit dem Wasser des Vorfluters wesentlich schneller und kann durch weitere situative und bauliche Massnahmen noch verbessert werden.

Wesentliche Auswirkungen einer Kühlwassereinleitung in das Gewässer sind nach LANGFORD (1990):

- Temperaturänderungen im Vorfluter,
- Strömungsgeschwindigkeiten der Einleitung, die die vorherrschenden Strömungen und Strömungsrichtungen des Vorfluters im Einleitungsbereich verändern können,
- Substratveränderungen im Bereich der Einleitung durch Eintrag anlagenbedingter Stoffe und Sedimente oder durch Ablagerungen aus Unterspülungen und/oder Rückströmungen,
- Geringere Dichte des eingeleiteten Wassers, was zu erhöhtem Auftrieb und einer thermischen Schichtung führen kann. Dies kann ebenfalls zu Änderungen im dichtebedingten Strömungsgefüge tieferer Gewässer und zu Änderungen des normalen Temperaturregime in stehenden Gewässern führen.

Die Kühlwasserfahne bewegt sich dabei im Fliessgewässer meistens stromabwärts, unabhängig davon, ob die Einleitung an der Oberfläche oder darunter stattfindet. Der Einfluss auf die Temperatur im Gewässer und Substrat hängt dabei von der Art und Rate der Vermischung ab, was letztendlich vom Fliessgewässer selber, vor allem aber von der vorherrschenden Gewässertiefe, Turbulenz und von Art und Ausführung der Einleitung abhängt.

Die laterale Ausdehnung einer Kühlwasserfahne im Fliessgewässer hängt von der Einleitungssituation, dem Abfluss des Gewässers und der Strömungsgeschwindigkeit der thermalen Einleitung ab. In flachen und schmalen Gewässern kann der Einfluss der Kühlwassereinleitung somit den gesamten Querschnitt und vor allem auch das

Gewässersubstrat betreffen, während er in grösseren Flüssen als schmales Band im Gewässer wirksam wird, welches zudem vertikal und horizontal geschichtet sein kann.

Unter Extrembedingungen (z.B. bei starken stromaufwärts gerichteten Winden) kann es auch zu einer stromaufwärts gerichteten Bewegung des Kühlwassers, einer sogenannten Rückzirkulation, kommen. Dies findet im allgemeinen jedoch nur in einer dünnen Schicht an der Oberfläche statt.

In Stillgewässern spielt die natürlicherweise auftretende Schichtung eine grosse Rolle bei der Auswirkung einer Kühlwassereinleitung (GALLUP & HICKMAN 1975). Grundsätzlich ist es jedoch möglich dem temperaturerhöhenden Effekt einer Einleitung unter sommerlichen Bedingungen entgegenzuwirken, indem man kaltes Wasser von unterhalb der Sprungschicht zur Kühlung verwendet und es mit der Wärmefracht in die oberflächennahe Schicht wieder einbringt. Hierdurch kann jedoch die natürliche Schichtung eines Stillgewässers beeinträchtigt bzw. zerstört werden und Nährstoffe oder Verschmutzungen des grundnahen Tiefenwassers können weitere negative Auswirkungen im erwärmten Oberflächenwasser haben (LANGFORD 1990).

#### 3.2.2.2 Auswirkungen auf die Fischbestände

Unabhängig von der Form und Ausprägung hat nach der vorliegenden Literatur die Einleitung von Kühlwasser Auswirkungen auf die aquatische Ökologie. Die Grössenordnung der auftretenden Auswirkungen auf die Ökologie sind dabei von sehr vielen Faktoren, wie z.B. Art und Betrieb der zu kühlenden Anlage und der Hydrographie und Physiographie des Vorfluters, vor allem aber von den von einer Erwärmung betroffenen Gewässerkompartimenten mit Habitatcharakter abhängig (CHUNG & STRAWN 1982, MILLER & BRIGHOUSE 1984, TUFESCU & TUFESCU 1996).

Direkte wärmebedingte Verluste bzw. Wärmefracht sind nach LANGFORD (1990) für die Fischbestände im Vorfluter bisher nur selten beschrieben und die Temperaturerhöhung als letales Agens ist dabei nicht immer einfach von weiteren Einflüssen, wie z.B. einem niedrigen Sauerstoffgehalt oder der gleichzeitigen Einleitung chemischer Substanzen (z.B. Reinigungs- oder Anti-Fouling-Substanzen) bei erhöhten Temperaturen zu trennen. Der regelmässige und mengenmässig hohe Verlust von Tieren, und vor allem früher Entwicklungsstadien, aufgrund extremer Temperaturerhöhungen bzw. Temperaturschwankungen bei Fischen, die aus dem Vorfluter in eine Kühlanlage eindringen konnten, ist hingegen häufiger beschrieben (LANGFORD 1990). Ebenso wurde der Tod von Fischen am Einlaufrechen (PAWSON & EATON 1999) sowie bei drastischen Temperaturabfällen im freien Gewässer aber auch beim



Ausfall des erwärmten Kühlwassers, vor allem aufgrund der sehr schlechten Temperaturanpassungsfähigkeit bei Temperaturverringerungen beschrieben (LANGFORD 1990, SCHÄPERCLAUS 1990).

Es kann jedoch auch eine vergleichsweise geringe Erhöhung der mittleren Wassertemperatur im Jahresverlauf bereits deutliche Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft haben. So können speziell Insektenarten mit mehrjährigem aquatischem Entwicklungszyklus aufgrund geringfügig erhöhter Wassertemperatur und der damit verbundenen Verkürzung der Larvalphase früher im Jahr schlüpfen. Wenn sie dadurch in ihrer Entwicklung nicht mehr ausreichend mit dem Aussenmilieu synchronisiert sind, ist nach HUMPESCH et al. (1982) mit dem Verschwinden dieser Arten aus dem Gewässer zu rechnen.

LANGFORD (1990) wertete Veröffentlichungen von in-situ Untersuchungen zu den Auswirkungen von Kühlwassereinleitungen auf die Fischbestände freier Gewässer aus. Dabei stellten viele Autoren grosse Ansammlungen von Fischen in der Nähe oder im direkten Einflussbereich von Kühlwasserfahnen fest. Ausserdem wiesen diese Ansammlungen in den meisten Untersuchungen starke Fluktuationen im Jahresverlauf auf (COOKE & SCHREER 2000, COOKE & SCHREER 2002, COOKE et al. 2004).

Bezogen auf die beobachteten Fluktuationen kann man bei den bezüglich geographischer Lage und Fischbeständen sehr unterschiedlichen Verhältnissen doch gewisse Grundmuster erkennen. Ähnlichkeiten lassen sich hierbei vor allem in der Saisonalität der Fischansammlungen, mit erhöhten Abundanzen in Frühjahr, Herbst und Winter und erniedrigten Abundanzen im Sommer feststellen (ROSS & WINTER 1981).

Die einfachste Erklärung für diese beobachteten Massenansammlungen und Fluktuationen ist nach LANGFORD (1990) die Thermoregulation der Tiere durch ihr Verhalten, soll heissen das aktive Aufsuchen von Bereichen im Gewässer mit den für das jeweilige Individuum günstigsten Temperaturverhältnissen. Die Tiere verhielten sich jedoch nicht immer gemäss den in Laborversuchen ermittelten jeweiligen Temperaturpräferenzen bzw. Optimaltemperaturen, und nach genauer Analyse der Daten kommt LANGFORD (1990) zu dem Schluss, dass eine Vielzahl von Faktoren am beobachteten Fluktuationsgeschehen beteiligt sind wie z.B.:

- die Abundanz von Futterorganismen im Bereich der Einleitung,
- methodische Effekte wie z.B. die erhöhte Fangbarkeit durch eine bei höheren Temperaturen gesteigerte Aktivität der Tiere,
- natürliche Wanderbewegungen,

- artspezifische Unterschiede der Temperaturpräferenzen, durch die eine Art besonders hohe Abundanzen auf Kosten anderer Arten erreicht,
- Strömungseffekte der Einleitung auf natürliche Fischbewegungen im Gewässer,
- Chemische Effekte, wie z.B. die Vermeidung von Kontaminationszonen oder aber auch von Arealen mit niedrigen Sauerstoffgehalten bzw. Gasübersättigungen,
- Kombinationen der o.g. Faktoren.

Die Mehrheit von Untersuchungen, die individuelle Markierungen zur Dokumentation von Fischbewegungen im Bereich von Kühlwassereinleitungen verwendeten, lieferten Ergebnisse, die relativ kurze durchschnittliche Aufenthaltszeiten von Individuen in einer Kühlwasserfahne belegen. Ebenso werden nach diesen Untersuchungen die meisten Wanderungen potamodromer Fische im Gewässersystem durch die Anwesenheit einer Kühlwasserfahne im Gewässer nicht behindert bzw. unterbrochen. Individuelle Markierungen belegen aber auch die hohe Dynamik der Fischansammlungen bzw. Schwärme im Bereich von Kühlwassereinleitungen, die durch einen regen Austausch von Individuen mit dem weiteren Gewässerumfeld gekennzeichnet ist (LANGFORD 1990).

Teils veränderte Verhaltensmuster beim Aufenthalt in der Kühlwasserfahne werden dabei von verschiedenen Autoren auch mit Strömungseffekten oder mit Bewegungen im Rahmen der Nahrungssuche bzw. -aufnahme erklärt (KELSO 1974, KELSO 1976, LANGFORD et al. 1979, JANSSEN & GIESEY 1984).

Bei diadromen Arten wie manchen Vertretern der Clupeiden und Salmoniden wird von einigen Autoren angeführt, dass deren Wanderungen durch Strömungen und höhere Temperaturen der Kühlwassereinleitung verhindert bzw. die Tiere bei Kontakt mit der Einleitung ihre Wanderung unterbrechen oder umkehren (NAYLOR 1965, STEWART 1968, HAWKES 1969, NAKATANI 1969, BUSH et al. 1974, TONGIORGI et al. 1986).

LANGFORD (1990) führt jedoch an, dass ein Mangel an quantitativen Daten eine endgültige Beurteilung des Einflusses einer Kühlwassereinleitung auf die Wanderbewegungen diadromer Arten erschwert. Untersuchungen von NAKATANI (1969) an 650 pazifischen Lachsen (*Oncorhynchus tshawytscha*), deren Bewegungen im Bereich von Kühlwassereinleitungen verfolgt wurden, liessen die folgenden Schlüsse zu:

- Laichwanderungen wurden weder durch Kühlwassereinleitungen in Ufernähe noch in der Gewässermitte negativ beeinflusst.
- Wenn Fische auf die Kühlwasserfahne trafen, wurde die Wanderung fortgesetzt.

- Die untersuchten Lachse waren in der Lage lebensfeindlichen Temperaturen auszuweichen und die Wanderung fortzusetzen.

Ähnliche Ergebnisse erbrachten Untersuchungen von LEGGETT (1976) am amerikanischen Maifisch (*Alosa sapidissima*) sodass LANGFORD (1990) zu dem Schluss kommt, dass Kühlwassereinleitungen die Wanderungen diadromer Fischarten nicht behindern, wenn:

- die Kühlwasserfahne vertikal oder horizontal so im Gewässer geschichtet ist, dass es den Tieren möglich ist besonders hohe Temperaturen zu vermeiden,
- die Maximaltemperaturen der Kühlwasserfahne bei kompletter Abdeckung des Gewässerquerschnittes nicht die Temperaturen erreichen, die von den Fischen der jeweiligen Art gemieden werden (lower avoidance temperature), und dieser Zustand nicht während der Hauptwanderphase der betreffenden Art auftritt.

Verschiedene Untersuchungen zur Veränderung von Altersstrukturen und zum Wachstum in den Fischbeständen nahe Kühlwassereinleitungen lieferten nach LANGFORD (1990) widersprüchliche Ergebnisse. Seiner Meinung nach ist ein verändernder Einfluss einer Kühlwassereinleitung auf diese Bestandsparameter aufgrund der hohen Dynamik der Fischschwärme und Mobilität von Individuen nur schwer nachweisbar.

Die Einleitung erwärmten Wassers hat nach Angaben in der Literatur auch Auswirkungen auf das Reproduktionsgeschehen. Im Witham-Fluss in Grossbritannien kam es aufgrund der thermischen Belastung durch ein Kraftwerk zu einer um sechs Wochen vorgezogenen Laichperiode (BRAY 1971). Rotaugen (*Rutilus rutilus*) aus der Meuse laichten unter Kühlwassereinfluss bis zu 3 Wochen früher (MATTHEEUWS et al. 1981). Vorgezogene Laichzeiten als Folge thermischer Belastung beim Rotauge, Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Brachse (*Abramis brama*) wurden auch in Polen und den Niederlanden beobachtet (ZAWISZA & BACKIEL 1972, VAN DENSEN & HADDERINGH 1982).

Langzeituntersuchungen zu den Auswirkungen thermischer Einleitungen bzw. Untersuchungen der Effekte über mehrere Generationen hinweg sind nach LANGFORD (1990) und VAN DER KRAAK & PANKHURST (1997) extrem selten. Eine Ausnahme stellen hier Untersuchungen an den Fischbeständen des sogenannten „Biotest-Basin“ in Schweden dar, einem 1 km<sup>2</sup> grossen Reservoir, das seit den frühen 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts das Kühlwasser eines Kernkraftwerkes (Forsmark) auffängt. Hier kommt es aufgrund erhöhter Temperaturen von 4 bis 10 °C über den natürlicherweise auftretenden Umgebungstemperaturen zur Störung der Reproduktion bei Flussbarsch und Rotauge aber auch zu weiteren Veränderungen der Fischbestände (LUKSIENE & SANDSTRÖM 1994,

SANDSTRÖM et al. 1995, SANDSTRÖM et al. 1997, VAN DER KRAAK & PANKHURST 1997).

Bei den Rotaugen kommt es zu Ausfällen in der Rekrutierung, die auf ein Versagen der Gonaden der Adultpopulation zurückgeführt werden konnte. Dabei kommt es z.B. bei mehr als 50 % der Tiere zur Degeneration von Oozyten. Obwohl durch die höheren Temperaturen eine frühere Oozytenentwicklung initiiert wird, zeigen die Tiere ein vermehrtes Auftreten einer asynchronen Gonadenentwicklung im weiteren Jahresverlauf. Bei den Flussbarschen kommt es zu einer Erhöhung der Individuenhäufigkeit bei gleichzeitiger Abnahme grösserer Individuen. Dieser Effekt konnte mit einer Tendenz zu einer früheren Geschlechtsreife, gepaart mit einer erhöhten Adultmortalität in Verbindung gebracht werden. Tiere, die eine Reproduktionsphase überleben, zeigen zudem eine verstärkte Tendenz eine oder mehrere Reproduktionsphasen zu überspringen, was insgesamt zu einer Verringerung der individuellen Fruchtbarkeit führt (bezogen auf das Reproduktionsvermögen einer individuellen Lebensspanne). Abnormale Gonadenentwicklungen wurden auch in weiteren Arten wie Hecht (*Esox lucius*), Brachse (*Abramis brama*) und Güster (*Blicca bjoerkna*) beobachtet, obwohl diese Arten, zumindest teilweise, den Bereich der kühlwasserbedingten Temperaturerhöhung durchaus hätten verlassen können.

Wesentliche Veränderungen im Bestands- und Reproduktionsgeschehen für Rotauge und Flussbarsch in den zitierten Untersuchungen sind in der untenstehenden Tabelle aufgeführt.

**Tab. 6: Zusammenfassung reproduktiver Reaktionen bei Rotauge und Flussbarsch auf langanhaltenden Kühlwassereinfluss im Biotest-Basin (Forsmark, Schweden) (nach einer Zusammenstellung von VAN DER KRAAK & PANKHURST 1997).**

<b>Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verringerte Individuenhäufigkeit.</li> <li>• Verringerung des gonadosomatischen Index.</li> <li>• Beschleunigte Gametogenese.</li> <li>• Asynchrone ovarielle Entwicklung und vermehrte Degeneration von Oozyten.</li> </ul>
<b>Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zunahme der Individuenhäufigkeit.</li> <li>• Veränderter Populationsaufbau mit vermehrter Rekrutierung bei Zunahme der Mortalität Adulter.</li> <li>• Verringerung von Alter und Grösse bei Erreichen der Geschlechtsreife.</li> <li>• Verringerte Netto-Reproduktionsrate.</li> </ul>

LUKSIENE et al. (2000) führten Untersuchungen in schwedischen und litauischen Gewässern mit Kühlwassereinleitungen durch. Die vorherrschenden hohen Temperaturen hatten einen negativen Einfluss auf die Gametogenese von Rognern der Arten Rotaug ( *Rutilus rutilus* ), Flussbarsch ( *Perca fluviatilis* ) und Hecht ( *Esox lucius* ). Dabei kam es während der Vitellogenese im Herbst vermehrt zu Atresien, oftmals gefolgt von einer asynchronen Entwicklung der Eizellen. Es wurden ebenfalls mehrkernige Oocyten und Hermaphrodite beobachtet. Rogner des Güsters ( *Blicca bjoerkna* ) zeigten sich dagegen unbeeinflusst. Weibchen des Kaulbarsches ( *Gymnocephalus cernuus* ) reagierten auf die erhöhten Temperaturen mit einer Tendenz zur Produktion einer zweiten reifen Oocytengeneration während der Laichperiode.

In einem Vergleich thermisch belasteter und unbelasteter Populationen eines Lebendgebärenden ( *Gambusia holbrooki* ) in den U.S.A konnte MEFFE (1991 und 1992) ebenfalls signifikante Veränderungen im Lebenszyklus bei erhöhten Temperaturen feststellen. Die Tiere zeigten eine Tendenz zu einer Ausdehnung der Reproduktionsphase über das ganze Jahr bei gleichzeitig abnehmender Grösse der Nachwuchstiere.

Nach LANGFORD (1990) können sich durch Kühlwassereinleitungen aber auch exotische und an wärmere Temperaturen angepasste Arten in gemässigten Breiten ansiedeln und nennt Tilapien in den Kühlteichen eines britischen Kraftwerkes als Beispiel. Für Deutschland ist hier z.B. ein Guppyvorkommen ( *Poecilia reticulata* ), das bereits seit Jahrzehnten besteht, in einem durch Kühlwasser erwärmten Bach in der Nähe von Köln belegt (BERND 2002).

BUNZEL-DRÜKE & SCHARF (2004) führten Untersuchungen in Abschnitten mit und ohne Kühlwassereinfluss in der nordrhein-westfälischen Lippe durch. Hier wurden unterschiedliche Abundanzen einzelner Arten in den verschiedenen Abschnitten festgestellt. Sieben Arten (Döbel, Güster, Karpfen, Rotaug, Rotfeder, Ukelei/Laube und Sonnenbarsch) wurden häufiger in erwärmten Abschnitten festgestellt, während acht Arten höhere Dichten in nicht erwärmten Abschnitten erreichten bzw. nur dort vorkamen (Bachneunauge, Bachforelle, Äsche, Bachschmerle, Rutte, Aal, Mühlkoppe und Dreistacheliger Stichling). Die Auswirkungen einer Kühlwassereinleitung ließen sich jedoch nicht immer eindeutig von anderen Einflüssen wie z.B. dem Ausmaß des Gewässerausbaus trennen.

### **3.3.3 Stauregulierung von Fließgewässern, Wasserentzug bzw. Abflussverringerungen**

#### **3.3.3.1 Erläuterung des Einflussfaktors**

Dämme bzw. Stauhaltungen haben einen grossen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften ober- und unterhalb liegender Flussabschnitte (HOLDEN 1979, WOTTON 1995) und

beinhalten bzw. beeinflussen neben Änderungen des Abflusses (CRISP 1977), der Wasserqualität (PALMER & O'KEEFE 1990) auch das Auftreten gebietsfremder Biota (MEFFE 1991). Die Verringerung bzw. Veränderungen des natürlichen Strömungsregimes durch Stauregulierung kann aber auch eine wesentliche Ursache der Temperaturänderung im Gewässer darstellen (JASKE & GOEBEL 1967, WEBB & WALLING 1993b, LOWNEY 2000, HAMBLIN & McADAM 2003). Eine Verringerung des Abflusses durch Ausleitungen bzw. Wasserentzug konnte in mehreren Studien als Ursache für Temperaturveränderungen identifiziert werden. Dies betrifft vor allem das gehäufte Auftreten von Maximaltemperaturen. Dabei zeigten Untersuchungen, dass die Effekte einer Abflussverringerung nicht unbedingt durch andere begleitende bzw. ausgleichende Massnahmen aufgehoben werden können (z.B. durch Zunahme der Beschattung über eine Förderung der gewässerbegleitenden Vegetation) (MORSE 1972, HOCKEY, OWENS & TAPPER 1982, DYMOND 1984, BARTHOLOW 1991, MORIN et al. 1994, SINOKROT & GULLIVER 2000, CAISSIE 2006).

Diese Effekte sind alle in ihrem Ausmass und ihrer Ausprägung von Faktoren wie der geografischen Lage einer Stauhaltung, dem Ausmass der Abflussveränderung, den vorherrschenden klimatischen Gegebenheiten, der Grösse und Tiefe einer Stauhaltung, dem Staumanagement bzw. der Funktion des Staus aber auch von den unterhalb gelegenen Lebensgemeinschaften abhängig (CAMARGO & VOELZ 1996, PALLER & SAUL 1996).

Je nach den vorherrschenden Verhältnissen kann es unterhalb von Stauhaltungen mit grundnaher Wasserableitung zu ökologisch relevanten Temperaturveränderungen wie z.B. der Reduzierung sommerlicher Maximalwerte, der Erhöhung winterlicher Minima, der Verzögerung der Frühjahrserwärmung (WEBB & WALLING 1993a) aber auch der Ausprägung eines Temperaturgradienten im Längsverlauf kommen. Die Temperaturveränderungen sind im Unterwasser auf mehrere hundert Kilometer zu beobachten (HOLDEN & STALNAKER 1975), und deren räumliche Ausdehnung kann sich, je nach dem Grad der sommerlichen Erwärmung, aber jedes Jahr ändern (CAMARGO & VOELZ 1996).

Ebenso können sich bei ausreichend tiefen Stauhaltungen und längeren Verweildauern Temperaturschichtungen im Wasserkörper ausbilden (VARLEY 1967, LUSK 1995). TROXLER & THACKSTON (1977) berichten von den gravierenden Auswirkungen, die grundnahe Ableitungen kalten Tiefenwassers oberhalb liegender Stauhaltungen auf das Temperaturregime unterhalb liegender Gewässerabschnitte haben können. In ihren Untersuchungen wurde neben dem Eintrag des vergleichsweise kalten Wassers (um 10 °C) die durch das kalte Wasser bedingte gehäufte Nebelbildung im Flusstal als zusätzlicher Faktor

für eine Störung des natürlichen Temperaturregimes bzw. Temperatúraustausches zwischen Gewässer und Atmosphäre beobachtet.

Auch die Wasserentnahme für die hydroelektrische Nutzung beeinflusst die Wassertemperatur sowohl in den Restwasserstrecken als auch im Vorfluter (MEIER 2002). Ein Beispiel für die komplexen Veränderungen des Temperaturregimes eines Fließgewässers durch die hydroelektrische Nutzung liefern Untersuchungen an der Rhone und ihren Zuflüssen im Wallis (Schweiz) (MEIER & WÜEST 2004). Die Auswirkungen auf das Temperaturregime werden folgendermassen beschrieben: Der Kraftwerksbetrieb glättet den ursprünglich natürlichen Jahresverlauf der Wassertemperatur. Im Winter liegt die Temperatur bis zu 2 °C über dem natürlichen Niveau, da turbinierendes Wasser aus den temperierten Stauseen die Rhone erwärmt. In Frühjahr und Sommer ist die Wassertemperatur um ca. 1 °C erniedrigt. FREY (2003) gibt an, dass hohe Temperaturen auf den Restwasserstrecken und intermittierender Kraftwerksbetrieb unnatürlich hohe Temperaturschwankungen verursachen. Um das Temperaturregime eines Flusses mit und ohne Kraftwerk zu vergleichen, wurde, basierend auf einem hydraulischen Modell, ein Wärmehaushaltsmodell für den Rhonezufluss Lonza erstellt.

Das Modell zeigte bei hydroelektrischer Nutzung am Ende einer 7,5 km langen Restwasserstrecke mit 5% der natürlichen Wassermenge der Lonza eine gegenüber dem unbeeinflussten Zustand um 3,1 °C erhöhte Temperatur. Nach der Rückleitung des kühlen Kraftwerkswassers kurz vor der Einmündung in die Rhone kehren sich die Temperaturverhältnisse jedoch um und die Temperatur im hydraulisch genutzten Fluss ist durchschnittlich um 1,2 – 1,4 °C kühler, als dies ohne Eingriffe der Fall wäre. Dies wird durch den Entzug von ca. 85 % der potentiellen Energie erklärt, welcher auf der freien Fließstrecke in Reibungswärme umgewandelt worden wäre.

Eine Temperaturänderung unterhalb von Stauhaltungen macht sich nicht nur im Jahreszyklus der Temperatur bemerkbar sondern kann sich auch in den Tagesschwankungen der Wassertemperatur manifestieren (WEBB & WALLING 1996). So kann eine kontinuierliche Einleitung relativ kühlen Wassers aus Stauhaltungen in den Sommermonaten zu verringerten Tagesschwankungen führen (LOWNEY 2000).

Bisher ging man allgemein davon aus, dass Stauhaltungen vor allem einen vergleichsweise einfachen nivellierenden Einfluss auf Schwankungen des Abflusses und das Temperaturregime eines Gewässers haben (CAISSIE 2006). Eine Langzeitstudie über 15 Jahre an Flüssen in Grossbritannien zeigte jedoch, dass eine Stauregulierung hoch komplexe

Auswirkungen auf das Temperaturregime unterhalb liegender Abschnitte, mit täglich, monatlich und jährlich wechselnden Verhältnissen hatte (WEBB & WALLING 1997).

SINOKROT et al. (1995) und GOOSEFF et al. (2005) rechnen in Gewässerabschnitten unterhalb flacher Stauhaltungen mit Oberflächenabfluss aufgrund ihrer Arbeit mit Temperaturmodellen mit besonders signifikanten Erwärmungen verursacht durch den globalen Klimawandel.

### 3.3.3.2 Auswirkungen auf die Fischbestände

Der Eintrag erwärmten Oberflächenwassers aus Stauhaltungen kann das Temperaturregime unterhalb liegender Abschnitte und hier auch das Wachstum von Fischen beeinflussen (ROBINSON & CHILDS 2001). WEBB & WALLING (1993b) konnten ebenfalls feststellen, dass das Wasser unterhalb der von ihnen untersuchten Stauhaltungen im allgemeinen wärmer ist, was sich in einer Erhöhung der durchschnittlichen jährlichen Wassertemperatur bemerkbar macht. Im Sommer können die Temperaturen unterhalb liegender Abschnitte jedoch erniedrigt sein, sodass der natürlicherweise auftretende Jahrestemperaturzyklus verzögert abläuft. Eine Erwärmung ausserhalb des natürlichen Temperaturregimes war in diesen Untersuchungen vor allem im Winter zu beobachten und hatte grossen Einfluss bzw. verhinderte die natürlicherweise auftretende winterliche Eisbildung. Die winterliche Temperaturerhöhung wirkte sich beschleunigend auf die Eientwicklung der Salmoniden aus und der Schlupf und das Aufschwimmen junger Bachforellen erfolgte unter diesen Bedingungen um bis zu 50 Tage früher als unter natürlichen Temperaturverhältnissen. Eine Verminderung der Temperatur in der gleichen Zeit kann dagegen eine Verzögerung der Entwicklung und erhöhte Mortalitäten bedingen. Durch fortwährenden Einfluss zu tiefer Temperaturen können zudem weitere und wärmeliebende Fischarten (wie z.B. Cypriniden und Perciden), negativ beeinflusst werden, da ihr Stoffwechsel besser an hohe Temperaturen angepasst ist. Im Extremfall können diese Fischarten dann ganz aus dem Gewässer verschwinden (SPENCE & HYNES 1971).

Durch eine Erhöhung der Temperatur im Sommer können hingegen einseitig die Cypriniden und Perciden auf Kosten der Salmoniden begünstigt werden (KÜTTEL et al. 2002).

Die Änderung des Temperaturregimes unterhalb von Stauhaltungen kann jedoch auch Auswirkungen auf ein komplexes Geschehen wie das Ablachen von Fischen haben. PALLER & SAUL (1996) konnten so das zeitlich versetzte Ablachen einer Clupeidenart (*Dorosoma cepedianum*) im Savannah (U.S.A) entlang eines stauhaltungsbedingten wandernden Temperaturgradienten über eine Länge von 257 km beobachten. Die Tiere folgten in ihrem



Ablaichen dabei der von ihnen bevorzugten Temperatur von ca. 19 °C flussaufwärts, was über die Larvendichten der verschiedenen Flussabschnitte belegt werden konnte.

### **3.3.4 Auswirkungen des globalen Klimawandels**

#### 3.3.4.1 Erläuterung des Einflussfaktors

In den letzten Jahren wird auch der durch den Menschen verursachte globale Klimawandel für Störungen des natürlichen Temperaturregimes in Fließgewässern verantwortlich gemacht.

Die Erwärmung von Gewässern durch den Klimawandel könnte die Verteilung aquatischer Organismen entscheidend verändern, da in manchen Gewässersystemen bereits heute Temperaturen erreicht werden, die über der letalen Grenze für Fische bzw. Temperaturgilden und kalt-stenotherme Arten liegen (JAKOB et al. 1996, SCOTT & POINTER 1991, LIVINGSTONE & LOTTER 1998, MOHSENI & STEFAN 2001, STEFAN, FANG & EATON 2001). Prognosen besagen, dass anthropogen bedingte Erhöhungen des Anteils an CO<sub>2</sub> und anderen sogenannten „Treibhausgasen“ in der Atmosphäre innerhalb der nächsten fünfzig Jahre zu einer Erhöhung der mittleren globalen Temperatur zwischen 1,5 bis 4,5 °C führen werden (HOUGHTON & WOODWELL 1989).

Nach CAISSIE (2006) gibt es weltweit allerdings nur wenige Datensätze, die eine langfristige Betrachtung potentieller Auswirkungen des Klimawandels auf die Temperatur von Gewässern ermöglichen.

Nach DWD (2007) ist die globale Mitteltemperatur der Luft in den letzten 100 Jahren um 0,8 °C angestiegen, wobei es aufgrund der sehr unterschiedlichen Verteilung von Land und Meer, Wüsten und Wäldern etc. regionale Unterschiede gegeben hat und geben wird. In Deutschland ist die mittlere jährliche Lufttemperatur seit 1901 um 0,9° C angestiegen, wobei es auch in Deutschland grössere regionale Unterschiede gibt. LEBENS MINISTERIUM (2003) beschreibt Änderungen bei der Lufttemperatur, die im letzten Jahrhundert im globalen Mittel um etwa 0,6 °C gestiegen ist, wobei dieser Anstieg der rascheste der letzten 1000 Jahre war, und die erreichten Temperaturen die höchsten in diesem Zeitraum sind. In Europa stieg die Temperatur nach dieser Quelle in diesem Zeitraum um etwa 0,8 °C, im Nachbarland Österreich um nahezu 1,8 °C, wobei alle Höhenlagen von der Temperaturerhöhung betroffen sind.

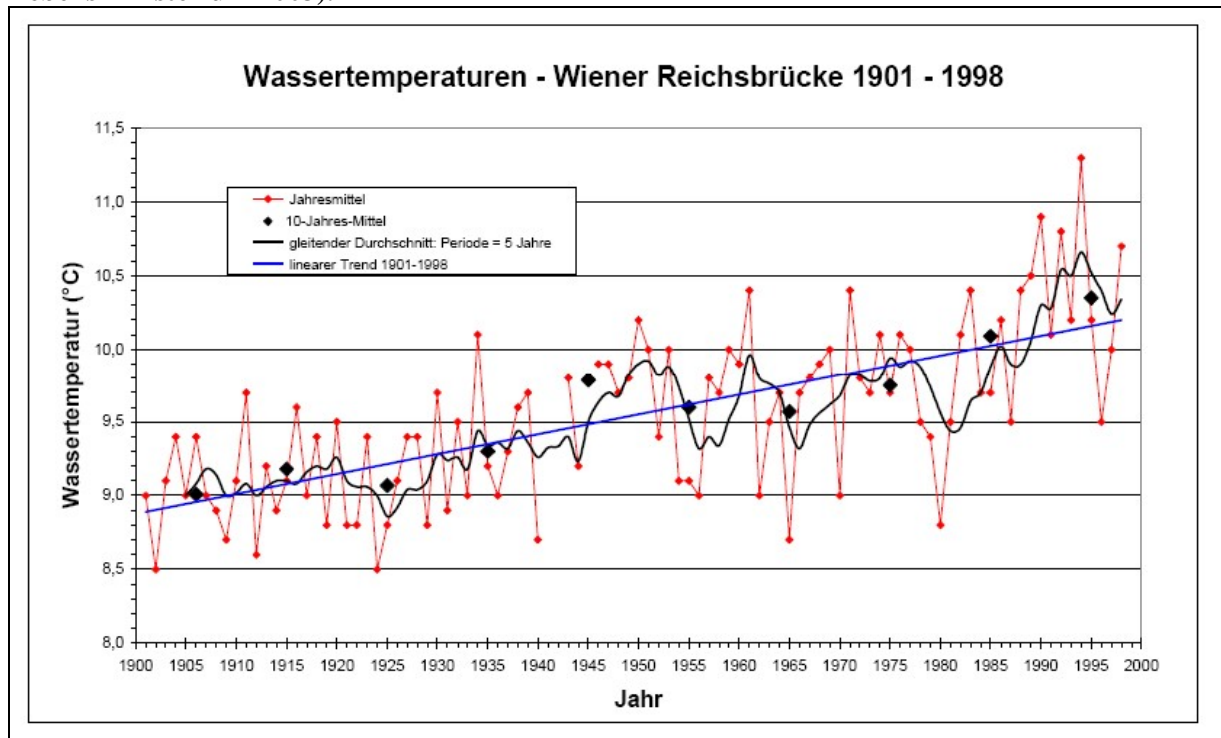
Nach Untersuchungen einer Arbeitsgemeinschaft der Wasserwirtschaft der Länder Baden-Württemberg und Bayern mit dem Deutschen Wetterdienst (KLIWA 2006) zeigen Klimasimulationen, dass die Temperatur in Süddeutschland bis zum Jahr 2050 im

Durchschnitt um 1,7 °C zunehmen wird. Im Sommer steigt die mittlere Tagestemperatur um 1,4 °C und beträgt 15 °C. Im Winter fällt die Temperaturzunahme mit 2 °C auf 4,5 °C höher aus. Am stärksten steigt die Temperatur in den Monaten Dezember bis Februar. Dadurch wird mehr Regen und weniger Schnee fallen. Daher kann es auch vermehrt zu kleineren und mittleren Hochwassern im Winter kommen. Die Zahl der Sommertage mit Temperaturen über 25 °C wird im Vergleich zu heute an allen Klimastationen deutlich zunehmen. Die Anzahl heißer Tage mit Temperaturen über 30 °C wird sich fast überall verdoppeln. Demgegenüber wird es weniger Frosttage (Tiefsttemperatur unter 0° C) und Eistage (Dauerfrost) geben. Letztere werden sich zumeist halbieren. Die sogenannten Eisheiligen werden sich nach vorne verschieben.

Im Simulationszeitraum bis 2050 wird sich der gefundene Trend mit feuchteren Wintern und trockeneren Sommern fortsetzen. Doch während es im Sommer gegenüber jetzt bis zu 10 % weniger regnet, wird es im Winter erheblich mehr Niederschläge geben. In manchen Regionen bis zu 35 %. Zudem werden im Winter die Tage mit starken Niederschlägen (über 25 mm) deutlich zunehmen, an manchen Messstationen wird sich die Zahl verdoppeln. Dagegen werden Trockenperioden im Sommer länger ausfallen.

Doch bereits jetzt machen sich nach Ansicht verschiedener Autoren erhöhte Lufttemperaturen als Folge des globalen Klimawandels auch in erhöhten Wassertemperaturen bemerkbar. WEBB & NOBILIS (1994) konnten im Rahmen einer Langzeitstudie an der Donau einen signifikanten Temperaturanstieg von 0,8 °C während der letzten 90 Jahre feststellen. Dieselben Autoren (WEBB & NOBILIS 1997) analysierten Wassertemperaturen aus dem nördlichen Österreich über einen vergleichbaren Zeitraum. Hier war kein spezieller Trend zur Temperaturänderung in den Gewässern feststellbar. In LEBENSMINISTERIUM (2003) wird ein Anstieg der mittleren Temperatur der Donau bei Wien von 1,3 °C in den letzten 100 Jahren aufgezeigt (siehe nachfolgende Abbildung).

**Abb. 15: Anstieg der mittleren jährlichen Wassertemperatur in den letzten 100 Jahren in der Donau bei Wien um 1,3 °C, von 8,9 °C auf 10,2 °C (Daten von S. Hohensinner, aus Lebensministerium 2003).**



Nach HARI et al. (2006) zeigen Temperaturlaufzeichnungen der letzten 25 Jahre in der Schweiz einen Temperaturanstieg in alpinen Fließgewässern aller Höhenlagen, was die Autoren mit regionalen Veränderungen der Lufttemperatur erklären. Ein drastischer Temperaturanstieg war nach Angaben der Autoren in den Jahren 1987 und 1988 zu beobachten.

DAUFRESNE et al. (2003) analysierten über einen Zeitraum von ca. 20 Jahren die Temperatur-, Fisch- und Makroinvertebratendaten für die Rhone bei Bugy und stellten eine Temperaturzunahme für die Rhone von 1,5 °C fest.

GILLET & QUETIN (2006) führten eine Temperaturzunahme im Oberflächenwasser des Genfer Sees von 1 °C innerhalb der letzten 20 Jahre ursächlich auf den Klimawandel zurück.

MASSOL et al. (2007) konnten hingegen beim Vergleich der Temperaturdaten von 11 perialpinen Schweizer Seen (unter anderem auch Daten des Genfer Sees) mit den Abundanzen von sieben verschiedenen Fischarten (Daten aus der kommerziellen Fischerei) keinen Einfluss des globalen Klimawandels feststellen.

Weitere Erläuterungen zu bereits heute auftretenden ökologisch relevanten Veränderungen durch den globalen Klimawandel, speziell für den alpinen Raum, der auch für Bayern von Bedeutung ist, finden sich bei LEBENSMINISTERIUM (2003) und werden nachfolgend zitiert: „Die Niederschlagssummen haben sich verändert und es wird eine Zunahme der

*Niederschläge in den mittleren und hohen Breiten der Nordhemisphäre festgestellt, wobei dies mit häufigerem Auftreten von Starkniederschlägen einhergeht. Im alpinen Raum trifft dies vor allem für den westlichen Teil zu. So wurden in der West- und Nordschweiz bis zu 40 % Niederschlagszunahme im Winter festgestellt. Im südalpinen Raum und im Osten Österreichs ist dagegen eher ein Rückgang der Niederschlagsmengen festzustellen. Die meisten Gletscher weisen starke Rückgänge auf und die Untergrenze des Permafrostbereiches ist in den letzten 100 Jahren in der Schweiz um ca. 150 m bis 250 m gestiegen.“*

Die Entwicklung spezifischer Szenarien für die alpine Umwelt ist nach Ansicht der Autoren von besonderer Bedeutung, weil Gebirgsregionen besonders empfindlich gegenüber Klimavariationen sind und weil der alpine Raum im Einflussbereich von vier Klimaten (mediterran, atlantisch, kontinental und polar) liegt und eine globale Klimaänderung sich z.B. auch in der Verschiebung der relativen Bedeutung dieser vier Klimate äussern könnte.

Modellsimulationen bescheinigen darüber hinaus den Bergregionen ganz allgemein eine höhere Sensibilität gegenüber den prognostizierten globalen klimatischen Veränderungen. Dies bedeutet, dass Änderungen im alpinen Raum überproportional ausfallen könnten. Es sind aber nicht nur quantitative Änderungen wie Niederschlagsmengen zu berücksichtigen sondern auch qualitative (Niederschlag als Regen oder Schnee).

Für den Schweizer Raum hat das „Beratende Organ für Fragen der Klimaänderung“ (in LEBENS MINISTERIUM 2003) folgende Szenarien für Veränderungen des Wasserkreislaufes bis ca. 2050 angegeben, die auch für den österreichischen und bayerischen Alpenraum von Relevanz sein könnten.

- Abnahme der Niederschläge im Sommer, Zunahme im Winter, grössere Schwankungen der jährlichen Niederschlagsmengen,
- vermehrte Starkniederschläge im Winter,
- weniger Niederschläge in Form von Schnee,
- Anstieg der Schneegrenze um 200 m,
- Abschmelzen eines Grossteils der Gletscher,
- Zunahme des Abflussvolumens nördlich der Alpen um 10%,
- Veränderung des Abflussregimes um eine Regimestufe,
- Zunahme der Häufigkeit und Stärke von Hochwässern vor allem im Winter in mittleren und tieferen Regionen,
- Zunahme von Trockenheiten im Sommer, vor allem an Unterläufen,
- grössere Schwankungen in der Abflussdynamik.

Als weitere, mit dem aquatischen Lebensraum in engem Zusammenhang stehende, anthropogen bedingte Veränderungen durch den Klimawandel werden u.a. ein erhöhter Energiebedarf aufgrund des Kühlungsbedarfes während der Sommermonate, eine generell geringere Qualität und Quantität von Wasserressourcen, die Verschlechterung der Wasserqualität aufgrund der Temperaturerhöhung bzw. durch Auswaschungen aus Mülldeponien genannt. Wegen der erhöhten Temperatur und der damit verbundenen stärkeren Verdunstung, sowie wegen des früheren Austrocknens der Böden infolge geringerer Andauer der Schneedecke nimmt, unabhängig von der Niederschlagsverteilung, die Gefahr von Trockenperioden zu.

SINOKROT et al. (1995) und GOOSEFF et al. (2005) postulieren, dass durch den Klimawandel vor allem Gewässerabschnitte unterhalb von Stauhaltungen mit Oberflächenabfluss von besonders deutlichen Temperaturänderungen betroffen sein könnten.

#### 3.3.4.2 Auswirkungen auf die Fischbestände

Historische Aufzeichnungen belegen, dass bereits kurzfristig auftretende jährliche Wetterphänomene bzw. Schwankungen auch einen signifikanten und kurzfristigen Einfluss auf die Artenverteilung und Häufigkeit haben können (MURAWSKI 1993). Dies lässt vermuten, dass ein Phänomen wie der globale Klimawandel noch weitreichendere Auswirkungen auf die Fischbestände haben wird.

In Abhängigkeit vom Ausmass der Temperaturerhöhung könnte die globale Klimaerwärmung zum Aussterben einiger Arten oder Artengruppen führen bzw. deren Verteilung im jeweiligen Gewässersystem drastisch verändern (MINNS et al. 1995, SCHINDLER 2001, MOHSENI et al. 2003, CAISSIE 2006). Für viele Regionen Nordamerikas wurde z.B. postuliert, dass einige Fischarten bereits jetzt am jeweiligen oberen Limit der Wassertemperatur leben (EATON et al. 1995, SINOKROT et al. 1995). Für den atlantischen Lachs wurde ein potentieller Verlust an Juvenilhabitaten, verursacht durch die globale Klimaerwärmung, in der Grössenordnung von 4 % im östlichen Kanada errechnet (MINNS et al. 1995). Die derzeitige Verbreitung von Salmoniden in Wyoming konnte durch KELEHER & RAHEL (1996) mit Standorten in Verbindung gebracht werden, deren Lufttemperaturen im Juli 22 °C nicht überschreiten. Durch den Klimawandel könnten nach Untersuchungen dieser Autoren viele der derzeitigen Salmonidenhabitate jedoch ausfallen und die Tiere müssten in höhergelegene Abschnitte ausweichen, in denen unter den potentiellen Erwärmungsszenarien noch kühlere Temperaturen vorherrschen. Die Untersuchungen sagen unter den speziellen geographischen und klimatischen Gegebenheiten einen Ausfall von 50 % des Salmonidenhabitats bei einer

durchschnittlichen Erhöhung der Lufttemperatur um 3 °C voraus. Ähnliche Erscheinungen, bezogen auf eine Verschiebung von Verbreitungsgebieten nach Norden und in höhergelegene Regionen, wurden auch von STEFAN et al. (2001), MOHSENI et al. (2003) und CHU et al. (2005) anhand verschiedener Fischarten der U.S.A und Kanada diskutiert. Nach diesen Untersuchungen könnten hier die Habitate für Kaltwasserfische um bis zu 36 % unter dem Einfluss der globalen Erwärmung reduziert werden.

MAGNUSON et al. (1997) beschäftigten sich mit den potentiellen Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die nordamerikanischen Grossen Seen und die eiszeitlichen Seen des Kanadischen Schildes. Sie prognostizierten für diese Gewässer einen Rückgang der winterlichen Vereisung (vor allem im Süden). Simulationen für geschichtete Seen ergaben Temperaturerhöhungen im Oberflächenwasser von 1 – 7 °C und Temperaturveränderungen bis zu 6 °C kühler bzw. 8 °C wärmer im Tiefenwasser. Die Tiefe der Sprungschicht würde sich bei einer reinen Erwärmung ebenfalls verändern. Der gelöste Sauerstoff unterhalb der Sprungschicht würde verringert werden. Diese Veränderungen hätten dann Auswirkungen auf das Phyto- und Zooplankton sowie auf das Benthos und die Fische. Aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge und der relativen Empfindlichkeit des Phytoplanktons gegenüber Veränderungen sind Prognosen zur Entwicklung der Nahrungsnetze und Biomasseverhältnisse aber nicht möglich.

In tiefen geschichteten Seen kann es nach den Ergebnissen der Autoren zu einer Erweiterung der potentiell geeigneten thermalen Habitate für alle Temperaturgilden kommen. In flachen Gewässern und Bächen ist hingegen mit einer Abnahme zu rechnen. Die Verringerung des gelösten Sauerstoffes unterhalb der Sprungschicht würde zu einer Verschlechterung des Habitates für die sogenannten „Kaltwasserfische“ führen. Zoogeographische Grenzen könnten sich 500 bis 600 km nach Norden verschieben und das Auftreten wärmeliebender bzw. exotischer Arten sowie das Verschwinden kälteliebender Arten wäre häufiger zu beobachten, vorausgesetzt es wären keine Refugialräume, wie z.B. einmündende kältere Nebengewässer, Grundwassereintritte oder beschattete Abschnitte für Kaltwasserarten vorhanden. Die Autoren schränken jedoch ein, dass aquatische Ökosysteme einer Region aufgrund von Unterschieden in der Hydrologie und der jeweiligen Position im hydrologischen System, terrestrischer Vegetation und Landnutzung aber auch der Ausstattung mit unterschiedlichen Biota ganz unterschiedlich reagieren können.

DAUFRESNE et al. (2003) konnten anhand von Datensätzen von Ende der 70er bis Ende der 90er Jahre des 20. Jahrhunderts Änderungen der Fisch- und Makroinvertebratenzönosen als Folge der globalen Erwärmung in der Oberen Rhone feststellen. Nach ihren Untersuchungen

wurden fortschreitend Arten kälterer Klimate durch wärmeliebende Arten verdrängt. Dies gilt bei den Fischen zum Beispiel in besonderem Maße für den Hasel (*Leuciscus leuciscus*), der hier seine südliche Verbreitungsgrenze erreicht.

GILLET & QUENTIN (2006) untersuchten den Effekt von Temperaturveränderungen auf die Reproduktion des Rotauges im Genfer See. Die Temperatur des Oberflächenwassers hat sich nach Angaben der Autoren in den letzten 20 Jahren, vermutlich bedingt durch den Klimawandel, um 1 °C erhöht. Untersuchungen an Rotaugen über einen Zeitraum von 19 Jahren belegten eine Tendenz zu einem früheren Ablichtermin. Untersuchungen ergaben einen Schwellenwert als Auslöser für das Ablichten von  $190 \pm 10$  Tagesgraden über einen Zeitraum von 15 Tagen. Von Oktober bis April erfolgt durch die Erwärmung eine raschere Entwicklung der Gonaden und der für das Ablichten notwendige Schwellenwert wird nun bereits Mitte Mai erreicht, während zu Beginn des untersuchten Zeitraumes das Ablichten des Rotauges erst Ende Mai bzw. Anfang Juni zu beobachten war.

Makroinvertebraten und Zooplankton als Nahrungsgrundlage von Fischbeständen der Fließ- und Stillgewässer können ebenso von Veränderungen durch den globalen Klimawandel betroffen sein, wie ganze Nahrungsnetze (HOGG et al. 1995, QUINLAN et al. 2005, PALM HELLAND et al. 2007).

Die vorhergesagten Veränderungen bzw. Verschiebungen aquatischer Habitate unter dem Einfluss des Klimawandels basieren auf der Tatsache, dass die Wassertemperatur freier Gewässer in hohem Masse durch die vorherrschenden Lufttemperaturen beeinflusst werden. MEISNER, ROSENFELD & REGIER (1988) diskutieren die Bedeutung der Grundwassertemperatur auf aquatische Habitate und stellen fest, dass die Temperatur des Grundwassers auch mit der Lufttemperatur korreliert ist (zwischen 1,1 und 1,7 °C höher als die durchschnittliche Jahrestemperatur). Eine Erhöhung der Lufttemperatur durch eine globale Klimaerwärmung kann somit Auswirkungen auf die Grundwassertemperatur und auch auf alle durch das Grundwasser beeinflussten Habitatanteile im Gewässersystem haben.

Die globale Erwärmung wird auch als Ursache für die Etablierung und Ausbreitung exotischer Arten diskutiert (LEBENSMINISTERIUM 2003). HARKA & BIRO (2007) führen so die Ausbreitung der ponto-kaspischen Grundeln vom Schwarzen Meer bis in die Obere Donau zumindest zum Teil auf die Klimaerwärmung zurück. Die Faktoren, die über den Erfolg einer invasiven Art bestimmen, sind jedoch sehr vielfältig und lassen sich nicht auf einen einzelnen Faktor reduzieren (JESCHKE & STRAYER 2006).

Der globale Klimawandel wirkt sich aber nicht nur über eine Gewässererwärmung auf die Fischbestände aus, sondern bewirkt auch eine Änderung des Wasserhaushaltes, der sich auch

auf die Hydrogeomorphologie eines Gewässers auswirken kann (LEBENSMINISTERIUM 2003). So haben sich Fische an die hydrologischen Verhältnisse der jeweiligen Fließgewässer angepasst, insbesondere in Bezug auf z.B. die Abflussmenge, die jahreszeitliche und räumliche Verteilung aber auch an Extremereignisse wie Niedrig- oder Hochwasser. Bislang intermittierende Fließgewässer könnten infolge eines Wassermangels vollkommen austrocknen. Gewässer mit geringem Abfluss könnten hingegen intermittierend und so für Fische unattraktiv werden. Gletscherbäche könnten in den Sommermonaten sogar mehr Wasser führen, solange die Gletscher nicht vollkommen abgeschmolzen sind (LEBENSMINISTERIUM 2003).

Eine Veränderung der Vegetationsdecke im Einzugsgebiet könnte die Erosionsprozesse und so den Eintrag von Sedimenten ins Gewässer begünstigen. Dadurch wären auch die Fische betroffen, da ihr gesamter Lebenszyklus stark von den Sediment- bzw. Substratverhältnissen im Gewässer abhängt. Der erhöhte Eintrag von Feinsedimenten aus dem Einzugsgebiet infolge von Trockenheit und/oder einer Zunahme von Starkregenereignissen könnte so zu einer Verdrängung von Salmoniden führen, da diese Arten besonders stark auf klares Wasser und ein intaktes Interstitial in den Bettsedimenten der Fließgewässer angewiesen sind.

Inwieweit Fische in der Lage sind durch genetische Anpassungen ihre Lebensfähigkeit unter geänderten Klimabedingungen zu gewährleisten, wird in der aktuellen Literatur zwar diskutiert, ist jedoch noch weitgehend unbekannt (GOLDSPINK 1995, CRAWSHAW & O'CONNOR 1997). Hier stellt sich v.a. die Frage, inwieweit eine zeitliche Synchronität zwischen raschen Klimaänderungen und möglichen genetischen Anpassungen, die sich über den Zeitraum mehrerer Generationen erstrecken, gewährleistet ist.

In LEBENSMINISTERIUM (2003) wird ebenfalls darauf hingewiesen, dass die Erforschung möglicher Einflüsse des Klimawandels durch die Tatsache erschwert wird, dass aquatische Ökosysteme, und insbesondere die Fließgewässer, durch andere menschliche Eingriffe bereits stark beeinträchtigt sind, wodurch oft die Gefahr besteht, dass klimabedingte Effekte durch andere Faktoren überlagert werden, und somit nicht leicht erkennbar sind.



## **4 Zusammenfassung der Ergebnisse**

Freie Gewässer weisen ein für sie charakteristisches Temperaturregime auf. Dieses Temperaturregime ist gekennzeichnet durch die für das Gewässer typischen Durchschnitts-, Minimal- und Maximaltemperaturen, sowie durch die täglich und jährlich auftretenden Temperaturvariationen bzw. Temperaturmuster. Fließgewässer zeigen dabei, trotz ihrer Verschiedenartigkeit, eine typische Temperaturentwicklung von der Quelle bis zur Mündung. Quellnahe Temperaturen liegen etwas über der Grundwassertemperatur, mit zunehmender Lauflänge nehmen die Temperaturen jedoch zu. Wasserkörper von großen Stillgewässern weisen je nach geografischer Breite, den vorherrschenden klimatischen Bedingungen und der Gewässertiefe eine zeitlich begrenzte stabile Dichte- und Temperaturschichtung auf.

Fliessgewässer weisen eine deutliche längszonale Gliederung charakterisierender Parameter und vor allem der Gewässertemperatur auf, wodurch es zur Ausbildung von biozönotischen Regionen (früher „Fischregionen“) kommt. Die Fischzönosen der einzelnen Regionen setzen sich dabei aus Artengruppen mit charakteristischen ökologischen Eigenschaften, den sogenannten ökologischen Gilden, zusammen. Neben der longitudinalen Temperaturentwicklung im gesamten Gewässerverlauf kann es zu kleinräumigeren Differenzierungen der Wassertemperatur auf der Mikro- und Mesohabitatebene, z.B. im Bereich von Gewässereinmündungen oder in lateralen Strukturen der Flussaue kommen, was auch für den Habitatcharakter von Strukturen für die Fischfauna von großer Bedeutung ist.

Die Temperatur im Gewässer wird maßgeblich von der kurzwelligen Sonneneinstrahlung sowie der langwelligen Wärmestrahlung beeinflusst. Ein Austausch von Wärme findet dabei an den jeweiligen Grenzflächen des Wasserkörpers mit dem Untergrund bzw. der Luft statt.

Verschiedene Arten von Temperaturmodellen erlauben die Berechnung von Gewässertemperaturen. Die Veränderung von Einflußfaktoren auf die Gewässertemperatur kann so extrapoliert werden.

Die Temperatur der Gewässer beeinflusst alle in ihnen lebenden Organismen. Dies betrifft alle Aspekte des Lebenszyklus der heimischen mitteleuropäischen Fischarten, die sich im Laufe ihrer Entwicklung den natürlicherweise auftretenden Temperaturen bzw. deren Schwankungen im Gewässer angepasst haben. Dabei haben die verschiedenen Arten spezielle Temperaturpräferenzen und Optimaltemperaturen für die verschiedenen Lebensphasen.

Das Zusammenspiel dieser Temperaturansprüche mit den auftretenden Gewässertemperaturen entscheidet letztendlich über das Vorkommen und die Verteilung von Fischen und allen weiteren aquatischen Lebewesen im Gewässersystem.

Die Fische der gemässigten Breiten Europas werden derzeit in obligatorische Kaltwasserfischarten (oligo-stenotherm), die an enge Optimal- bzw. Toleranzbereiche der Temperatur in kalten Gewässern angepasst sind, und Arten, die über ein vergleichsweise breites Temperaturspektrum vorkommen und an wärmere Temperaturen angepasst sind (meso-eurytherm), eingeteilt. Während bei den oligo-stenothermen Arten der gesamte Lebenszyklus auf einen vergleichsweise niedrigen Temperaturbereich beschränkt ist, variieren die Temperaturansprüche und Toleranzbereiche bei den meso-eurythermen Arten in Abhängigkeit vom Lebensstadium und Jahreszeit beträchtlich.

Viele Stoffwechselaktivitäten und physiologische Vorgänge bei Fischen sind von der Temperatur abhängig und laufen bei erhöhten Temperaturen beschleunigt ab. Die geringere Sauerstoffsättigung warmen Wassers sowie Einschränkungen der Stoffwechsellistung setzen dem jedoch für Fische physiologische Grenzen.

Letaltemperaturen sind nicht als Absolutwerte anzusehen, sondern sind von Art zu Art unterschiedlich und hängen von der Richtung der Temperaturänderung, (Temperatursenkung wirkt gravierender als eine Erhöhung), von der zuvor herrschenden Temperatur sowie von der Änderungsrate ab. Innerhalb der Temperaturspanne, in der ein Überleben der jeweiligen Fischart möglich ist, existieren „Temperaturfenster“, die für bestimmte Leistungen des Organismus (z.B. Wachstum, Reproduktion) oder aber bestimmte Entwicklungsstadien (z.B. Embryo, Larve, Laichfisch) als günstig anzusehen sind. So können sich die Embryos und Larven vieler Fischarten, im Vergleich zur tolerierten Temperaturspanne adulter Tiere, nur in einem vergleichsweise engen Temperaturbereich erfolgreich entwickeln. Außerhalb dieses Temperaturbereiches kommt es je nach Ausmass der Temperaturveränderung verstärkt zu Missbildungen, erhöhten Mortalitäten oder aber es findet keine Entwicklung statt. Eine Erhöhung der Wassertemperatur kann aber auch negative Folgen auf die Reproduktion der Fische haben und somit langfristig zu deutlichen Veränderungen in den Fischbeständen führen.

Veränderungen der natürlicherweise auftretenden Wassertemperaturen können das Ergebnis anthropogener Eingriffe am Gewässer oder in dessen Umfeld sein.

Nach der vorliegenden Literatur lassen sich die wichtigsten Gründe für anthropogen bedingte Temperaturerhöhungen in freien Gewässern folgendermassen zusammenfassen:

1. Verlust der natürlichen Beschattung durch Abholzung bzw. Rodung,

2. Einleitung von Wärme als höher temperiertes Wasser bzw. Kühlwasser,
3. Stauregulierung von Fließgewässern, Wasserentzug und Abflussverringerungen,
4. Auswirkungen des globalen Klimawandels.

Die Abholzung in bewaldeten Ökosystemen oder das Entfernen der gewässerbegleitenden Vegetation ist vor allem für die Zönosen und Fischbestände kleinerer Gewässer von Bedeutung. Unter dem Einfluß einer verstärkten Erwärmung des Gewässers durch den Verlust der Beschattung können sich Zönosen und Fischartengemeinschaften komplett verändern. Allerdings sind die Folgen der Erwärmung durch Untersuchungen im Freiland nicht ohne weiteres von anderen negativen Folgen einer Abholzung, wie z.B. einem verstärkten Eintrag von Feinsediment oder dem Verlust von Fischunterständen, zu trennen.

Der Eintrag erwärmten Wassers bzw. von Kühlwasser hat ebenfalls einen grossen Einfluss auf die aquatischen Lebensgemeinschaften eines Gewässers. Kühlwasser entsteht durch industrielle Prozesse, vor allem aber bei der Stromerzeugung. Entscheidend für die ökologischen Auswirkungen einer Warmwassereinleitung sind das Ausmaß der Wärmeeinleitung (Temperaturerhöhung und Volumen), die betroffenen Gewässeranteile mit Habitatcharakter sowie die betroffenen Arten und Entwicklungsstadien. Immer wieder werden in der Literatur Massenansammlungen von Fischen in der Nähe von Kühlwassereinleitungen beobachtet. Dies wird in der wissenschaftlichen Literatur jedoch nicht nur auf die erhöhten Wassertemperaturen, sondern auch auf z.B. methodische Effekte, die Veränderung des Strömungsmusters im Bereich der Einleitung oder aber das verstärkte Nahrungsaufkommen in diesen Bereichen zurückgeführt. Untersuchungen ergaben, daß es sich bei den Ansammlungen von Fischen zumeist um dynamische Schwärme handelt, die sich durch einen hohen Austausch von Individuen mit der Umgebung auszeichnen. Dabei verhalten sich die Tiere nicht immer gemäß den, für die jeweiligen Arten in Laborversuchen festgestellten Optimaltemperaturen, sondern suchen kurzfristig auch Gewässerabschnitte ausserhalb dieses Temperaturbereiches auf. Dieses Verhalten wird in der vorliegenden Literatur ebenfalls mit z.B. der Nahrungssuche und –aufnahme und strömungsorientiertem Verhalten in Verbindung gebracht. Temperaturbedingte Massensterben von Fischen im Bereich von Kühlwassereinleitungen des Vorfluters sind in der Literatur vergleichsweise selten beschrieben, sie treten jedoch nach Angaben aus der Literatur regelmäßig bei Fischen und vor allem Jungfischen auf, die in das Kühlsystem einer Anlage eindringen konnten und somit direkt den Temperaturerhöhungen bzw. –schwankungen ausgesetzt sind. Wanderungen von

Fischen werden in der Regel nicht durch Kühlwasserfahren unterbrochen, wenn die Tiere während der Hauptwanderzeiten ausweichen können, bzw. die Kühlwasserfahne nicht den gesamten Flußquerschnitt einnimmt. Es wurden jedoch auch Auswirkungen auf die Reproduktion von Fischen, wie Veränderungen der Laichzeit aber auch Veränderungen an den Gonaden von Fischen festgestellt. Es gibt nur wenige Datensätze, die den langfristigen Einfluß einer fortdauernden Temperaturerhöhung dokumentieren. Bei langjährigen Untersuchungen an einem Reservoir in Schweden konnten jedoch drastische Veränderungen der Reproduktion bei einigen Fischarten und infolge dessen auch Bestandsveränderungen festgestellt werden. Störungen der Gonadenfunktion bzw. der Reproduktion konnte auch an Fischen beobachtet werden, die dem Einfluss des Kühlwassers hätten ausweichen können. Desweiteren ist auch die Etablierung allochthoner Biota und auch von Fischen in Gewässern mit Wärmebelastung durch Warmwassereinleitungen beschrieben.

Die Stauregulierung, Wasserentzug und Abflussverringerungen verändern das Abflussregime eines Gewässers und können sowohl zu einer Erhöhung als auch zu einer Absenkung der natürlichen Gewässertemperatur sowie zu einer komplexen Veränderung saisonaler bzw. zeitlicher Temperaturmuster führen. Im Wesentlichen hängt dies von der Größe und Tiefe des jeweiligen Gewässers, der Größe und dem Management der Stauhaltungen sowie von der Art der jeweiligen Nutzung ab. Obwohl die Reibung am Gewässeruntergrund nur einen geringen Anteil am gesamten Energietransfer zwischen einem Fließgewässer und seiner Umgebung hat, kann die Stauregulierung zur Wasserkraftnutzung durch den Entzug potentieller Energie Temperaturveränderungen von mehreren Grad Celsius verursachen. Die Auswirkungen einer Stauhaltung können sich dabei in Flußabschnitten noch Dutzende von Kilometern flussabwärts bemerkbar machen.

In der Literatur wurde das Verschwinden von wärmeliebenden Cypriniden unterhalb von Stauhaltungen mit Grundablass (kaltes Tiefenwasser) beschrieben. Es konnten aber auch Verschiebungen der Laichzeit und des Schlupfes von Fischen nach Erwärmung durch Stauhaltungen festgestellt werden. Die vielfältigen negativen Auswirkungen einer Stauregulierung auf die Fische (z.B. Verlust der Durchgängigkeit, Veränderung der Strömungs- und Substratverhältnisse) lassen sich im Freiland nicht immer leicht von den Einflüssen einer Temperaturänderung trennen.

Der Klimawandel als Folge einer anthropogen erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre mit einhergehender Erwärmung des Klimas wird in der Literatur auch für die Veränderung von Fischbeständen verantwortlich gemacht. Dabei läßt sich die Literatur in

Untersuchungen zu bereits stattgefundenen Veränderungen und in wissenschaftliche Prognoseszenarien unterteilen. Untersuchungen an Datenmaterial zu Bachforellenbeständen der Schweiz postulieren einen landesweiten Rückgang dieser Art als Folge eines Temperaturanstieges und eines temperaturabhängigen Infektionsgeschehens mit der proliferativen Nierenkrankheit (PKD). Untersuchungen an Rotaugen des Genfer Sees bestätigten eine Verschiebung der Laichzeit zu früheren Terminen im Jahr in Abhängigkeit vom Erreichen eines bestimmten Schwellenwertes einer Temperatursumme. Für Österreich konnte ein Temperaturanstieg für die Donau bei Wien in den letzten hundert Jahren dokumentiert werden. Hierfür wurde ebenfalls der globale Klimawandel verantwortlich gemacht.

Untersuchungen aus Nordamerika und Österreich stellen ein Prognoseszenario dar, in welchem vor allem die kalt-stenothermen Arten und speziell die Vertreter der Salmoniden durch die Klimaveränderung unter Druck geraten, sodass es auf der nördlichen Halbkugel zu Arealverlusten in den südlicheren Bereichen der aktuellen Verbreitungsgebiete sowie zu einer Verschiebung des Verbreitungsschwerpunktes dieser Arten nach Norden bzw. in höher gelegene Gebiete kommt. Gleichzeitig kommt es in diesen Szenarien zu einer Vergrößerung des Verbreitungsgebietes wärmeliebender Fischarten. Im Falle der größeren Seen des kanadischen Schildes wird eine Arealvergrößerung für alle Temperaturgilden der Fische postuliert, für kleinere Gewässer jedoch ein Verlust von Habitaten vor allem für oligostenotherme Fischarten vorhergesagt.

Die Auswirkungen des Klimawandels bestehen aber nicht nur in einer allgemeinen Erhöhung der jährlichen globalen Durchschnittstemperatur der Luft und somit der Wassertemperatur, sondern kann regional sehr unterschiedliche zusätzliche Auswirkungen haben. So müssen als wichtige Einflußfaktoren auf das Temperaturregime der Gewässer und somit ebenso der Fischbestände auch Abflußveränderungen verursacht durch ausbleibende Schneeschmelzen und vermehrte oder verringerte saisonale Niederschlags- oder Starkregenereignisse in Verbindung mit Hochwassersituationen in Betracht gezogen werden.

Die Etablierung exotischer Biota und speziell die Ausbreitung von ursprünglich im pontokaspischen Raum heimischen Gobiiden donauaufwärts, wird ebenfalls mit einer Temperaturerhöhung durch den globalen Klimawandel in Verbindung gebracht, obwohl die Ursachen einer Etablierung allochthoner Arten multifaktorieller Natur sind.

## **5 Diskussion und Wertung der Ergebnisse in ihrer Bedeutung für Bayern**

Alle in der vorliegenden Literatur beschriebenen Einflussfaktoren können letztendlich zu Änderungen des Temperaturregimes eines Gewässers oder Gewässeranteils führen, weitreichende Auswirkungen auf die Ökologie und Biologie der aquatischen Zönose und somit auch auf die Fische und Fischbestände in Bayern haben, die sich, bedingt durch die Vielzahl an alpinen und Mittelgebirgsgewässern durch einen hohen Anteil rheophiler Lebensgemeinschaften auszeichnen. Dies ist bei der zunehmenden Nutzung der Gewässer als Vorfluter für thermische Abwässer der Industrie und Energiegewinnung, und den teils noch kontrovers diskutierten Auswirkungen des globalen Klimawandels mit seinen regionalen Auswirkungen auf die Gewässer besonders wichtig. Die Folgen einer Temperaturerhöhung werden dabei vermutlich oft unterschätzt, da die in der Literatur beschriebenen Veränderungen an den Fischbeständen oftmals schleichend verlaufen aber dennoch in ihren Auswirkungen gravierend sein können.

Die reine Temperaturerhöhung kann hier ebenso verändernde und potentiell negative Auswirkungen haben, wie die Veränderung von lokalen und zeitlichen Temperaturmustern. Dabei können sich die Auswirkungen der verschiedenen Einflüsse je nach Ausmass und Ausprägung gleichen und es kann ebenso zu kumulativen Effekten bei der Beteiligung mehrerer der oben genannten Faktoren und weiterer negativer Einflüsse auf die Fischbestände kommen.

Genauere Voraussagen über die mittel- bis langfristigen Folgen einer Temperaturerhöhung, vor allem aber auch die Formulierung einfacher Ursache-Wirkungs-Beziehungen bei der Betrachtung potentieller Auswirkungen auf Fischbestände sind aufgrund der Komplexität der jeweiligen Zusammenhänge (z.B. Wechselwirkungen der trophischen Stufen und Auswirkungen auf die Nahrungsnetze, inner- und zwischenartliche Konkurrenz) so gut wie unmöglich und müßten ggf. im Rahmen geeigneter Modelle abgeschätzt werden. Ein potentielles oder tatsächliches Erwärmungsszenario ist somit, aufgrund der Verschiedenartigkeit der beteiligten Faktoren, immer als Einzelfall und unter Berücksichtigung der jeweiligen ökologischen Gegebenheiten zu betrachten und zu behandeln. Die Auswirkung einer Erwärmung auf die Fischbestände eines Gewässers hängt dabei letztendlich von den folgenden Faktoren ab:

- Von Art und Ausmaß der Erwärmung (z.B. Art des Wärmeeintrags, Wärmemenge, Zeit bzw. Saisonalität der Erwärmung).
- Von der natürlichen Pufferkapazität des Gewässers gegenüber Temperaturveränderungen in Abhängigkeit von der Größe, dem Abfluss, der Beschattung, dem Vorhandensein

„thermalen Refugien“, weiteren negativen Einflüssen auf die aquatische Zönose aber auch der longitudinalen und lateralen Durchgängigkeit als Grundvoraussetzung für die Erreichbarkeit thermaler Refugien für die Fische bzw. für Ausweichbewegungen und Kompensationswanderungen.

- Der Zusammensetzung der Biozönose und speziell der Ichthyozönose im betroffenen Gewässer bzw. Abschnitt, sowie dem Vorhandensein besonders sensibler Habitats (z.B. exponierte Gewässer der Flußauflüsse, Orte der Embryonalentwicklung, Aufwuchshabitats, Orte der Nahrungssuche und -aufnahme) und empfindlicher Entwicklungsstadien (z.B. Embryos, Larven, Laichfische).

Dennoch lassen sich, auf der Grundlage der vorliegenden Literatur, und trotz der Komplexität der Zusammenhänge einige grundlegenden Aussagen zu den potentiellen Auswirkungen einer Gewässererwärmung auf die Fische und Fischbestände machen.

- Gewässer und Gewässerabschnitte, die nur über eine geringe thermische Pufferkapazität verfügen oder die durch Eingriffe in der Vergangenheit in ihrer Funktionsfähigkeit bereits beeinträchtigt sind bzw. bei denen bereits mehrere Faktoren (z.B. Verlust der Beschattung, Stauregulierung) auf das natürliche Thermalregime wirken, werden zuerst bzw. besonders von einer weiteren Gewässererwärmung betroffen sein.
- Es werden besonders kalt-stenotherme Arten, sowie die Entwicklungsstadien aller Arten, die nur über geringe Temperaturtoleranzen verfügen (z.B. Embryos) am drastischsten von einer Gewässererwärmung betroffen sein. Dies gilt insbesondere für Arten, die sich in den jeweiligen Biozönosen an den temperaturbedingten Verbreitungsgrenzen im Gewässer befinden (z.B. Salmoniden im Epipotamal / Hyporhithral und frühe Entwicklungsstadien rheophiler Cypriniden im veränderten Potamal größerer stauregulierter Fließgewässer, Rutte im Epipotamal mit stattfindender Reproduktion im Rhithral).
- Da die Temperaturtoleranz adulter Fische im allgemeinen größer ist, als die der frühen Entwicklungsstadien bzw. als die für die Reproduktion günstigen Temperaturen, werden sich negative Auswirkungen zunächst nicht durch Veränderungen bzw. das Verschwinden der Adultfischbestände einer oder mehrerer Arten, sondern durch Veränderungen bzw. Störungen in der Reproduktion und Rekrutierung von Arten im betreffenden Gewässer bzw. Gewässerabschnitt bemerkbar machen. Dies gilt insbesondere bei Gewässern, in denen eine Kompensation durch die Fischbestände weiter entfernter und unbeeinträchtigter Abschnitte möglich ist, und bezieht sich auf den Zeitraum der

Vitellogenese beim adulten Rogner bis zum Eintritt der Geschlechtsreife des jungen Adultfisches.

- Gerade die langfristigen Auswirkungen einer Erwärmung auf die Reproduktion und Rekrutierung wird zu einer Veränderung der Fischbestände, sowohl im Bestandsaufbau einzelner Arten, wie auch der Zusammensetzung der Arten in der Ichthyozönose, führen.

In der nachfolgenden Tabelle sind die kalt-stenothermen Rundmäuler und Fische Bayerns, als eine der besonders von einer Erwärmung betroffene Gruppe, nach ihrem Gefährdungsgrad in der bayerischen Roten Liste und ihrem Verbreitungsschwerpunkt in der jeweiligen biozönotischen Region aufgelistet.

**Tab. 7: Oligo-stenotherme (Kaltwasser-) Fischarten in mitteleuropäischen Fließgewässern, Gefährdungsgrad in Bayern und längszonaler Verbreitungsschwerpunkt / Vorkommen (nach DAUFRESNE et al. 2003 (\*), JUNGWIRTH et al. 2003 und BOHL et al. 2003). Legende: RL: Rote Liste gefährdeter Fische und Rundmäuler Bayerns; 0 = Ausgestorben oder verschollen; 1 = Vom Aussterben bedroht; 2 = Stark gefährdet; 3 = Gefährdet; V = Art der Vorwarnliste. LZ: Längszonaler Verbreitungsschwerpunkt bzw. Vorkommen; Epir =Epirhithral; Metar = Metarhithral; Hypor = Hyporhithral; Epip = Epipotamal; anadr = anadromer Wanderer.**

Familien	Arten		RL	LZ
Petromyzontidae	Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon vladikovi</i>	1	Hypr
	Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	1	Metar, Hypr
Salmonidae	Bachforelle / Meerforelle / Seeforelle	<i>Salmo trutta</i>	V / 0 / 2	Epir, Metar / anadr / See
	Huchen	<i>Hucho hucho</i>	3	Epip
	Lachs	<i>Salmo salar</i>	0	anadr
Thymallinae	Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	2	Hypr
Cyprinidae	Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	3	Hypr
	Hasel (*)	<i>Leuciscus leuciscus</i>	V	Epip
	Strömer	<i>Leuciscus souffia</i>	1	Hypr
Gadidae	Rutte	<i>Lota lota</i>	2	Epip
Cottidae	Koppe	<i>Cottus gobio</i>	V	Epir

Bei einer zunehmenden Gewässererwärmung ist außerdem rein statistisch von vermehrten sommerlichen Fischsterben aufgrund von Extremtemperaturen bzw. durch temperaturbedingten Sauerstoffmangel auszugehen. Ebenso wird es zur Verschärfung der Fischfallenproblematik in temporären Gewässern kommen, was auch bei der Durchführung baulicher Maßnahmen am Gewässer sowie bei Renaturierungsmaßnahmen zu berücksichtigen ist. Eine Erhöhung der Temperatur kann ebenso in kleinen natürlichen Gewässern aber auch in künstlichen Gerinnen mit geringem Abfluss wie Restwasserstrecken, Ausleitungen, Kanälen, Wanderhilfen wie z.B. Umgehungsgerinnen zu Problemen führen. Die Funktion eines, aus Oberflächenabfluss einer flachen Stauhaltung gespeisten, Umgehungsgerinnes als



sekundärer Lebensraum für Fische kann hier bei geringer Dotation, fehlender Beschattung und unter dem Einfluss des globalen Klimawandels durchaus beeinträchtigt sein.

Dies bedeutet aber auch, dass bestehende und potentiell zukünftige thermale Szenarien sowie natürliche lokale und zeitliche thermale Muster bei Maßnahmen am und im Gewässer sowie auch bei Artenhilfs- und Wiederansiedlungsprogrammen zu berücksichtigen sind. Maßnahmen zum Wasserentzug und zu neuen Stauregulierungsprojekten sind vor allem vor dem Hintergrund der globalen Erwärmung mit den zu erwartenden regionalen Veränderungen hinsichtlich einer Zu- bzw. Abnahme von Niederschlägen einer genauen Prüfung zu unterziehen. Mit einer zunehmenden Erwärmung der Gewässer steigt auch die Wahrscheinlichkeit der Etablierung allochthoner wärmeliebender Fischarten.

Die vorliegende Literatur besteht zu einem großen Teil aus Untersuchungen in individuell sehr unterschiedlichen Gewässer- und Fischbestandssituationen. Die Ableitung allgemeiner Aussagen zu den zukünftigen Auswirkungen ist daher schwierig und es bleiben einige Wissens- bzw. Informationslücken bestehen.

Es fehlen vor allem Langzeitstudien, die die Veränderungen von Fischbeständen aufgrund von Erwärmung im Gewässer langfristig darstellen. Wissenslücken bestehen weiterhin bei den Temperaturansprüchen einer Vielzahl von Fischarten. Dies betrifft vor allem die für die Gonadenentwicklung und die Reproduktion günstigen Temperaturbereiche, Temperatursummen, und Schwellenwerte sowie deren saisonale Verläufe und das Zusammenspiel mit weiteren Faktoren, wie z.B. der Tageslichtlänge, Strömung und Nahrungsaufnahme bzw. Energiebilanz unter verschiedenen Stoffwechselzuständen (z.B. im Reproduktionszyklus). Dies sind Faktoren, die auch für die Beurteilung der Situation im Freiland im Rahmen von Untersuchungen z.B. in Rahmen Beweissicherungen und Monitoring zur Gewässererwärmung von entscheidender Bedeutung sind.

Ebenfalls unklar ist die potentielle Bedeutung der Synchronität der Fischbestände mit ihrer Umgebung und vor allen den Ressourcen im Gewässer (z.B. Nahrungsorganismen, saisonale Habitate) unter dem Einfluss von einer durch Erwärmung veränderten Reproduktion bzw. durch vorverlegte Laichtermine.

Der stattfindende Klimawandel hat nicht nur eine Erwärmung und die Veränderung regionaler Wetterszenarien zur Folge, sondern wird lokal auch die Niederschlags- und vor allem die Schneefall- und Starkregenereignisse beeinflussen. Aufgrund der gesichteten Literatur ist unklar, inwieweit sich diese sekundären Veränderungen, die sich in Form der Schneeschmelze (oder deren Ausbleiben) und in Form von Hochwässern aber auch durch Wassermangel auf das Abflussgeschehen der Fließgewässer und somit auch auf die

verschiedenen Entwicklungsstadien der Fische in ihren jeweiligen Habitaten auswirken werden.

## **6 Vorschläge für weiterführende Untersuchungen und Massnahmen**

Im Kontext mit dem Thema der Gewässererwärmung durch anthropogene Faktoren kommt den biozönotischen Regionen eine wichtige Rolle als bioindikatorische Messgrösse zu, da die Ausprägung der Zönosen sehr stark von der Wassertemperatur beeinflusst wird. Auf diese Weise kann im Vergleich zu bekannten Referenzzuständen die Auswirkung von Temperaturänderungen auf die Gewässerzönosen nachvollziehbar dokumentiert werden.

Hieraus ergeben sich eine Reihe von Maßnahmen, die im Zusammenhang mit der Dokumentation und Prognose des Einflusses einer Erwärmung auf die Fischbestände, sowie der Vermeidung bzw. Minimierung negativer Einflüsse von Bedeutung sein können und nachfolgend aufgelistet sind.

- Entwicklung von Temperaturmodellen für bayerische Gewässer und deren Fischbestände zur Einschätzung und Quantifizierung temperaturverändernder Faktoren, besonders für bekannte und von einer Temperaturveränderung betroffene oder sensible Gewässer und Gewässerabschnitte.
- Erweiterung der Datengrundlage zu den Temperaturansprüchen heimischer Fischarten über Labor- und Freilanduntersuchungen. Von besonderem Interesse ist dabei die Rolle der Temperatur im Zusammenspiel mit weiteren Umweltfaktoren in wichtigen Phasen des Lebenszyklus (z.B. Embryonalentwicklung, Gonadenentwicklung)
- Sichtung und Überprüfung von Daten zu den bayerischen Gewässern und deren Fischbeständen im Hinblick auf ihre Relevanz zur Verwendung für langfristige Untersuchungen bzw. Betrachtungen zu Temperaturveränderungen oder für die Modellerstellung. Ggf. Schaffung einer temperaturrelevanten Datengrundlage im Rahmen aktueller Untersuchungen wie z.B. des Monitorings zur EU-WRRL.
- Erarbeitung eines Instrumentariums und standardisierter Verfahren zur Durchführung von Beweissicherungen und Monitoringmassnahmen im Rahmen von Untersuchungen zu Temperaturveränderungen und thermischen Belastungen.

- Durchführung einer Beweissicherung und eines Temperaturmonitorings an besonders betroffenen Gewässern in Kombination mit unbelasteten Referenzstrecken oder an sensiblen Arten und Artengruppen, Entwicklungsstadien und Gewässerabschnitten mit Beispielscharakter für Gewässerregionen und die dazugehörigen Zönosen.
- Erarbeitung eines Maßnahmenkataloges mit Vorgaben zur Vermeidung bzw. Minimierung negativer Temperatureinflüsse auf die Gewässer Bayerns und ihre Fischbestände mit Hinweisen zur Umsetzung im Freiland (z.B. Maßnahmen zur Gewässerunterhaltung oder Renaturierungen) und ggf. Aufnahme temperaturrelevanter Verbesserungsmaßnahmen in die Managementpläne der EU-WRRL.
- Öffentlichkeitsarbeit zur Problematik der Gewässererwärmung für die Fische.

## **7 Abstract**

Die vorliegende Literaturstudie, die im Auftrag des LFU Bayern durchgeführt wurde, beschäftigt sich mit den Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Fische und Fischbestände Bayerns.

Dabei wurde, auf der Grundlage zumeist wissenschaftlicher Literatur, das Thermalregime natürlicher Gewässer, die Bedeutung der Temperatur als grundlegender Umweltfaktor für die Fische und die potentiellen und tatsächlichen Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die Fische und Fischbestände Bayerns dargestellt und diskutiert, sowie Vorschläge zu weiterführenden Untersuchungen und Maßnahmen gemacht.

This literature study, conducted on behalf of the Bavarian LFU, deals with the effects of rising temperatures on the fishes and fish populations in Bavaria.

The thermal regime of natural waters, the significance of temperature as a basic environmental factor and the potential and actual effects of temperature changes on Bavarian fishes and fish populations are documented and discussed on the basis of mostly scientific literature and proposals for further research and measures are presented.

## 8 Literaturverzeichnis

ALABASTER, J. S. & LLOYD, R., 1980: Water Quality Criteria for Freshwater Fish. *London and Boston: Butterworths*.

ABSIL, P., 1989a: Biologie des stades precoce du barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.) - Effects de la temperature sur le developpement et la mortalite. *Memoire Lic. Sc. Zool., Univ. Liege, 51 Seiten*.

ABSIL, P., 1989b: Biologie des stades precoce du barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.) - Effects de la temperature sur le developpement et la mortalite. *Cah. Ethol. Appl. 9, 561 – 562*.

ALDERDICE, D.F. & VELSEN, F.P.J., 1978: Relation between temperature and incubation time for eggs of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 35, 69 - 75*.

ALEXANDER, M.D. & CAISSIE, D., 2003: Variability and comparison of hyporheic water temperatures and seepage fluxes in a small Atlantic salmon stream. *Ground Water, 41, 72 - 82*.

ALEXANDER, M.D., McQUARRY, K.T.B., CAISSIE, D. & BUTLER, D.E., 2003: The thermal regime of shallow groundwater and a small Atlantic salmon stream bordering a clearcut with a forested streamside buffer. *In: Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering, Moncton, NB, June 4 - 7, 2003, GCL - 343, 10 Seiten, Canadian Society for Civil Engineering, Montreal, Quebec (Canada)*.

ALLANSON, B.R. & NOBLE, R.G., 1964: The tolerance of *Tilapia mossambica* (Peters) to high temperature. *Transactions of the American Fisheries Society, 93, 323 - 332*.

ALTMAN, P. L. & DITTMER, D. S., 1966: Environmental Biology. *Bethesda, Maryland: Federation of American Societies for Experimental Biology*.

AMLACHER, E., 1992: Taschenbuch der Fischkrankheiten. 6. Überarbeitete Auflage, *Gustav Fischer Verlag, 500 Seiten*.

ANWAND, K., 1965: Die Schleie. *Wittenberg: A. Ziemsen Verlag*.

ARRIGNON, J., 1998: Aménagement piscicole des eaux douces. *Paris: Lavoisier*.

ARSCOTT, D.B., TOCKNER, K. & WARD, J.V., 2001: Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences, 58, 2359 - 2373*.

BANARESCU, P. & COAD, B. W., 1991: Cyprinids of Euroasia. *In: Cyprinid fishes - Systematics, biology and exploitation (I. J. Winfield & J. S. Nelson, eds), pp. 127-155. London: Chapman & Hall*.

BARAS, E. & PHILIPPART, J. C., 1999: Adaptive and evolutionary significance of a reproductive thermal threshold in *Barbus barbus*. *Journal of Fish Biology 55, 354-375*.

BARAS, E., JEANDRAIN, D., SEROUGE, B. & PHILIPPART, J. C., 1998: Seasonal variations in time and space utilization by radio-tagged yellow eels *Anguilla anguilla* (L.) in a small stream. *Hydrobiologia 371/2, 187-198*.

BARTHOLOW, J.M., 1991: A modelling assessment of the thermal regime for an urban sport fishery. *Environmental Management, 15, 833 - 845*.

BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J., 1996: Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie, *Berlin, 694 Seiten*.

- BAUR, W.H. & RAPP, J., 1988: Gesunde Fische. *Verlag Paul Parey* 238 Seiten.
- BEACHAM, T.D. & MURRAY, C.B., 1990: Temperature, egg size, and development of embryos and alevins of 5 species of Pacific salmon - a comparative analysis. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119, 927 - 945.
- BECKER, C.D. & GENOWAY, R.G., 1979: Evaluation of the critical thermal maximum for determining thermal tolerance of freshwater fish. *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 4, No. 3, 245 - 256.
- BEER, W.N. & ANDERSON, J.J., 2001: Effect of spawning day and temperature on salmon emergence: interpretations of a growth model for Methow River chinook. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 943 - 949.
- BEITINGER, T. L., BENNETT, W. A. & McCAULEY, R. W., 2000: Temperature tolerance of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fishes* 58, 237-275.
- BERND, A., 2002: Der Guppybach bei Köln. *Internetdokument*.  
<http://www.diewasserwelt.de/guppybach.htm>. *Letzter Aufruf* 30.09.07
- BESCHTA, R.L., BILBY, R.E., BROWN, G.W. HOLTBY, L.B. & HOFSTRA, T.D., 1987: Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. *In: Streamside Management: Forestry and Fisheries Interactions* (Eds SALO, E.O. & CUNDY, T.W., 191 - 232. *Institute of Forest resources, Contribution No. 57. University of Washington, Seattle, Washington.*
- BILBY, R.E., 1984: Characteristics and frequency of coolwater areas in a western Washington stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 2, 593 - 602.
- BILLARD, R. & BRETON, B., 1977: Sensibilite a la temperatures des differentes etapes de la reproduction chez la truite arc-en-ciel. *Cahiers Laboratory Montereau*, 5, 5 - 24.
- BILLARD, R., 1985: Environmental factors in salmonid culture and the control of reproduction. *In: Salmonid Reproduction*, ed. IWAMOTO, R.N. & SOWER, S., 70 - 87, *Seattle: Washington Sea Grant Program, University of Washington.*
- BJORNIN, J.R. & REISER, D.W., 1991: Habitat requirements of salmonids in streams. *In: Influence of Forest and Rangeland Management on Salmonids Fishes and Habitats* (Ed. MEEHAN, W.R.), *American Fisheries Society, Special Publication*, 19, 83 - 138.
- BLAXTER, J.H.S., 1992: The effect of temperature on larval fish. *Netherlands Journal of Zoology*, 42, 336 - 357.
- BLESS, R., 1992a: Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.) - praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. *Bonn-Bad Godesberg: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie.*
- BLESS, R., 1992b: Zur Reproduktion des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* unter Laborbedingungen. *In: Fisch-Symposium Ökologie, Ethologie und Systematik*. 30. September - 2. Oktober 1992 in Braunschweig.
- BOHL, E., KLEISINGER, H. & LEUNER, E., 2003: Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. *In: Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Schriftenreihe Heft* 166 Seiten 52 - 55.

- BOHL, M., 1999: Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. 2. Aufl. *Verlags Union Agrar*, 719 Seiten.
- BOULEKBACHE, H., BASTIN, J., ANDRIAMIHAJA, M., LEFEBVRE, B. & JOLY, C., 1989: Ageing of fish oocytes: effects on adenylc nucleotides content, energy charge and viability of carp embryo. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 93B, 471 - 476.
- BOURGOIS, M., 1964: le goujon. *La Pêche et les Poissons* 229, 45.
- BOYLE, J.R., WARILA, J.E., BESCHTA, R.L., REITER, M., CHAMBERS, C.C., GIBSON, W.P., GREGORY, S.V., GRIZZEL, J., HAGAR, J.C., LI, J.L., McCOMB, W.C., PARZYBOK, T.W. & TAYLOR, G., 1997: Cumulative Effects of Forestry Practices: An Example Framework for Evaluation from Oregon, U.S.A.. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 13, Nos. 4/5, 223 - 245.
- BRANDER, K., 1997: Effects of climate change on cod (*Gadus morhua*) stocks. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61*, Cambridge University Press, 255 - 278.
- BRANNAS, E., 1988: Emergence of Baltic salmon, *Salmo salar* L. in relation to temperature: a laboratory study. *Journal of Fish Biology*, 33, 589 - 600.
- BRAY, E.S., 1971: Observations on the reproductive cycle of the roach (*Rutilus rutilus*) with particular reference to the effects of heated effluents. *Proc. 5th Brit. Coarse Fish, Conf. University of Liverpool. Janssen Services, London*.
- BREITENSTEIN, M. & KIRCHHOFER, A., 1999: Biologie, Gefährdung und Schutz des Schneiders in der Schweiz (*Alburnoides bipunctatus*), *Mitteilungen zur Fischerei Nr. 62*. Bern: BUWAL.
- BREMSET, G., 2000: Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes* 59, 163-179.
- BRETT, J. R., 1956: Some principles in the thermal requirements of fishes. *The Quarterly Review in Biology* 31, 75-87.
- BRETT, J. R., 1979: Environmental factors and growth. In: *Fish Physiology - Bioenergetics and Growth* (W. S. Hoar, D. J. Randell & J. R. Brett, eds), pp. 599-676. New York and London: Academic Press.
- BRETT, J.R., 1970: Temperature -fishes. In: *Marine Ecology, Vol. 1. Environmental Factors, Part 1*, ed. Kinne, O., 515 - 560. London: Willey-Interscience.
- BRETT, J.R., CLARKE, W.C. & SHELBOURN, J.E., 1982: Experiments on thermal requirements for growth and food conversion efficiency of juvenile chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 1127, 29 Seiten*, Ottawa: Government of Canada.
- BROOKE, L.T. & COLBY, P.J., 1980: Development and survival of embryos of lake herring *Coregonus artedii* at different constant oxygen concentrations and temperatures. *Progressive Fish-Culturist*, 42, 3 - 9.
- BROWN, G.W. & KRYGIER, J.T., 1967: Changing water temperatures in small mountain streams. *Journal of Soil and Water Conservation*, 22, 242 - 244.
- BUCKLEY, L.J., SMIGIELSKI, A.S., HALAVIK, T.A. & LAURENCE, G.C., 1990: Effects of water temperature on size and biochemical composition of winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* at hatching and feeding initiation. *Fisheries Bulletin U.S.*, 88, 419 - 428.

- BUDDINGTON, R.K., HAZEL, J.R., POROSHOV, S.I. & VANEEHENHAAM, J., 1993: Ontogeny of the capacity for homeoviscous adaptation in white sturgeon (*Acipenser transmontanus*). *Journal of experimental Zoology*, 265, 18 - 28.
- BUNZEL-DRÜKE, M. & SCHARF, M., 2004: Wärmeeinleitung in die Lippe: Auswirkungen auf die Fischfauna. *LÖBF-Mitteilungen* 3/04, 44 – 51.
- BUSH, R.M., WELCH, E.B. & MAR, B.W., 1974: Potential effects of thermal discharges on aquatic systems. *Environ. Sci. Technol. J.*, 1 (3), 24 - 32.
- BYE, V.J., 1984: The role of environmental factors in the timing of reproductive cycles. In: *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*, ed. POTTS, G.W. & WOOTTON, R.J., 187 - 206. London: Academic Press.
- CAISSIE, D. & GIBERSON, D.J., 2003: Temporal variation of stream and intragravel water temperatures in an Atlantic salmon (*Salmo salar*) spawning area in Catamaran Brook (New Brunswick). *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2464, 26 Seiten.
- CAISSIE, D., 2006: The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* (2006) 51, 1389 - 1406.
- CAISSIE, D., EL-JABI, N. & SATISH, M.G., 2001: Modelling of maximum daily water temperatures in a small stream using air temperatures. *Journal of Hydrology*, 251, 14 - 28.
- CAISSIE, D., EL-JABI, N. & ST-HILAIRE, A., 1998: Stochastic modeling of water temperature in a small stream using air to water relations. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 25, 250 - 260.
- CAMARGO, J.A. & VOELZ, N.J., 1996: Biotic and Abiotic changes along the recovery gradient of two impounded rivers with different impoundment use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 50, 143 - 158.
- CARLINE, R. F. & MACHUNG, J. F., 2001: Critical thermal maxima of wild and domestic strains of trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 130, 1211-1216.
- CHU, C., MANDRAK, N.E. & MINNS, C.K., 2005: Potential impacts of climate change on the distributions of several common and rare freshwater fishes in Canada. *Diversity and Distributions*, 11, 299 - 310.
- CHUNG, K.S. & STRAWN, K., 1982: Predicted survival of the bay anchovy (*Anchoa mitchilli*) in the heated effluent of a power plant on Galveston Bay, Texas. *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 7, No. 1, 57 - 62.
- CLOUD, J.G., ERDAHL, A.L. & GRAHAM, E.F., 1988: Survival and continued normal development of fish embryos after incubation at reduced temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117, 503 - 506.
- CLUIS, D.A., 1972: Relationship between stream water temperature and ambient air temperature - a simple autoregressive model for mean daily stream water temperature fluctuations. *Nordic hydrology*, 3, 65 - 71.
- COMBS, B.D., 1965: Effect of temperature on the development of salmon eggs. *Progressive Fish-culturist*, 27, 134 - 137.
- COMER, L.E. & GRENNEY W.J., 1977: Heat transfer processes in the bed of a small stream. *Water Research*, 11, 743 - 744.



- COOKE, S.J. & SCHREER, J.F., 2000: Determination of fish community composition in the untempered regions of a thermal effluent canal - the efficacy of a fixed underwater videography system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 73, 109 - 129.
- COOKE, S.J. & SCHREER, J.F., 2002: Environmental Monitoring using physiological telemetry - A case study examining common carp responses to thermal pollution in a coal-fired generating station effluent. *Water, Air and Soil Pollution* 142, 113 - 136.
- COOKE, S.J., BUNT, C.M. & SCHREER, J.F., 2004: Understanding Fish Behavior, Distribution, and Survival in Thermal Effluents Using Fixed Telemetry Arrays: A Case Study of Smallmouth Bass in a Discharge Canal during Winter. *Environmental Management Vol. 33, No. 1*, 140 - 150.
- COUTANT, C.C., 1977: Compilation of temperature preference data. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 34, 739 - 745.
- COUTANT, C.C., 1987: Thermal preference: when does an asset become a liability? *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 18, No. 3, 161 - 172.
- CRAGG-HINE, D., 1971: Coarse fish populations in the electricity cut. *Peterborough. Proc. 5th British Coarse Fish. Conf., Liverpool, Janssen Services, UK*, 19 - 28.
- CRAIK, J.C.A. & HARVEY, S.M., 1984: Biochemical changes associated with overripening of the eggs of the rainbow trout *Salmo gairdneri* Richardson. *Aquaculture*, 37, 347 - 358.
- CRAWSHAW, L.I. & O'CONNOR, C.S., 1997: Behavioural compensation for long-term thermal change. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61*, Cambridge University Press, 351 - 376.
- CRISP, D.T. & HOWSON, G., 1982: Effect of air temperature upon mean water temperature in streams in the north Pennines and English Lake District. *Freshwater Biology*, 12, 359 - 367.
- CRISP, D.T., 1988: Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and "swim-up" times for salmonid embryos. *Freshwater Biology*, 19, 41 - 48.
- CRISP, D.T., 1990: Water temperature in a stream gravel bed and implication for salmonid incubation. *Freshwater Biology*, 23, 601 - 612.
- CRISP, J.T., 1977: Some physical and chemical effects of the Cow Green (Upper Teesdale) impoundment. *Freshwater Biology*, 7, 109 - 120.
- CUNJAK, R.A., CAISSIE, D., EL-JABI, N., HARDIE, P., CONLON, J.H., POLLOCK, T.L., GIBERSON, D.J. & KOMADINA-DOUTHWRIGHT, S., 1993: The Catamaran Brook (New Brunswick) Habitat research Project: biological, physical and chemical conditions (1990 - 1992). *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1914, 81 Seiten.
- CURRIE, R.J., BENNETT, W.A. & BEITINGER, T.L., 1998: Critical thermal minima and maxima of three freshwater game-fish species acclimated to constant temperatures. *Environmental Biology of Fishes*, 51, 187 - 200.
- CURRIE, R.J., BENNETT, W.A. & BEITINGER, T.L., 1998: Critical thermal minima and maxima of three freshwater game-fish species acclimated to constant temperatures. *Environmental Biology of Fishes*, 51, 187 - 200.

DWD, 2007: Klimawandel oder Klimaschwindel? Stellungnahme des Deutschen Wetterdienstes zur Diskussion um den Klimawandel. Offenbach, den 15.06.07.

<http://www.dwd.de/de/Zusatzmenues/News/Neu/Klimawandel.htm>

DYMOND, J., 1984: Water temperature change caused by abstraction. *ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, 110, 987 - 991.

EATON, J.G., McCORMICK, J.H., GOODNO, B.E., O'BRIEN, D.G., STEFANY, H.G., HONDZO, M. & SCHELLER R.M., 1995: A Field Information-based System for Estimating Fish Temperature Tolerances. *Fisheries*, Vol. 20, No. 4, 10 - 18.

EATON, J.G., McCORMICK, J.H., STEFAN, H.G. & HONDZO, M., 1995: Extreme value analysis of a fish/temperature field database. *Ecological Engineering*, 4, 289 - 305.

EBERSOLE, J.L., LISS, W.J. & FRISSELL, C.A., 2001: Relationship between stream temperature, thermal refugia and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* abundance in arid-land streams in the northwestern United States. *Ecology of Freshwater Fish*, 10, 1 - 10.

EBERSOLE, J.L., LISS, W.J. & FRISSELL, C.A., 2003: Cold water patches in warm streams: physicochemical characteristics and the influence of shading. *Journal of the American Water Resources Association*, 39, 355 - 367.

ECKEL, O., & REUTER, H., 1950: Zur Berechnung des sommerlichen Wärmeumsatzes in Flußläufen. *Geographiska Annaler* 1950, 188 - 209.

EDWARDS, R.W., DENSEM, J.W. & RUSSELL, P.A., 1979: An assessment of the importance of temperature as a factor controlling the growth rate of brown trout in streams. *Journal of Animal Ecology*, 48, 501 - 507.

EIFAC, 1969: Water quality criteria for European freshwater fish - water temperature and inland fisheries. *Water Research* 3, 645-662.

ELLIOT, J.M., 1981: Some aspects of thermal stress in freshwater teleosts. In: *Stress and Fish*, Pickering, A.D. (ed.). Academic Press, London and New York, 209 - 245.

ELLIOTT, J. M. & ELLIOTT, J. A., 1995: The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from 3 populations in North-West England. *Freshwater Biology* 33, 411-418.

ELLIOTT, J. M., 1991: Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Freshwater Biology* 25, 61-70.

ELLIOTT, J. M., ELLIOTT, J. A. & ALLONBY, J. D., 1994: The critical thermal limits for the stone loach, *Noemacheilus barbatulus*, from 3 populations in North-West England. *Freshwater Biology* 32, 593-601.

ELLIOTT, J.M. & HURLEY, M.A., 1997: A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology*, 11, 592 - 603.

ELLIOTT, J.M. & HURLEY, M.A., 1998a: An individual-based model for predicting the emergence period of sea-trout fry in a Lake District stream. *Journal of Fish Biology*, 53, 414 - 433.

ELLIOTT, J.M. & HURLEY, M.A., 1998b: Predicting fluctuations in the size of newly emerged sea-trout fry in a Lake district stream. *Journal of Fish Biology*, 53, 1120 - 1133.

ELLIOTT, J.M., 2000: Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *Journal of Fish Biology*, 56, 938 - 948.

- ELLIOTT, J.M., HURLEY, M.A. & MABERLY, S.C., 2000: The emergence period of sea trout fry in a Lake District stream correlates with the North Atlantic Oscillation. *Journal of Fish Biology*, 56, 208 - 210.
- EVANS, E.C., MCGREGOR, G.R. & PETTS, G.E., 1998: River energy budgets with special reference to river bed processes. *Hydrological Processes*, 12, 575 - 595.
- FARRELL, A.P., 1997: Effects of temperature on cardiovascular performance. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61*, Cambridge University Press, 135 - 158.
- FELLER, M.C., 1981: Effects of clearcutting and slashburning on stream chemistry in southwestern British Columbia. *Water resources Bulletin*, 17, 863 - 867.
- FILBERT, B. R. & HAWKINS, C. P., 1995: Variation in condition of rainbow trout in relation to food, temperature, and individual length in the Green River, Utah. *Transactions of the American Fisheries Society* 124, 824-835.
- FOREMAN, M. G. G., MORRISSON, J., MACDONALD, S., BARNES, D. & WILLIAMS, I. V., 2001: Simulations and retrospective analyses of Fraser watershed flows and temperatures. *Atmosphere-Ocean* 39, 89-105.
- FREY, M., 2003: Temperaturmodellierung - Auswirkungen von Kraftwerken auf das Temperaturregime in Zuflüssen der Rhone. *Diplomarbeit / ETH Zürich/EAWAG, Forschungszentrum für Limnologie, Kastanienbaum, APEC. Rhone-Thur Projekt Publikation Nr. 2*, <http://www.rhone-thur.eawag.ch/publikationen.html>.
- FRY, F. E. J., 1947: Effects of the environment on animal activity. *University Toronto Studies in Biology, Series No. 55, Publications of the Ontario Fisheries Research Labor* 68, 1-62.
- FRY, F. E. J., 1971: The effect of environmental factors on the physiology of fish. In: *Fish Physiology - Environmental Relations and Behavior* (W. S. Hoar & D. J. Randell, eds), pp. 1-97. New York and London: Academic Press.
- GALL, G. A. E. & CRANDELL, P. A., 1992: The rainbow trout. *Aquaculture* 100, 1-10.
- GALLUP, D.N. & HICKMAN, M., 1975: Effects of the Discharge of Thermal Effluent from a Power Station on Lake Wabamun, Alberta, Canada - Limnological Features. *Hydrobiologia*, Vol. 46, 1, 45 - 69.
- GARDNER, B., SULLIVAN, P.J. & LEMBO, A.J., 2003: Predicting stream temperatures: geostatistical model comparison using alternative distance metrics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 344 - 351.
- GARMAN, G.C. & MORING, J.R., 1991: Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. *Hydrobiologia*, 209, 29 - 37.
- GARSIDE, E.T., 1973: Ultimate upper lethal temperature of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Canadian Journal of Zoology*, 51, 898-900.
- GEORGE, D.G., BELL, V.A., PARKER, J. & MOORE, R.J., 2006: Using a 1-D mixing model to assess the potential impact of year-to-year changes in weather on the habitat of vendace (*Coregonus albula*) in Bassenthwaite Lake, Cumbria. *Freshwater Biology*, 51, 1407 - 1416.
- GILLETT, C. & DUBOIS, J. P., 1995: A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia* 301, 409-415.

- GOLDSPINK, G., 1995: Adaptation of fish to different environmental temperature by qualitative and quantitative changes in gene expression. *J. therm. Biol.*, Vol. 20, No. 1/2, 167 - 174.
- GOOSEFF, M.N., STRZEPEK, K. & CHAPRA, S.C., 2005: Modeling the potential effects of climate change on water temperature downstream of a shallow reservoir, Lower Madison River, MT. *Climatic Change*, 68, 331 - 353.
- GRANDE, M. & ANDERSEN, S., 1991: Critical thermal maxima for young salmonids. *Journal of Freshwater Ecology* 6, 275-279.
- GRAY, J.R.A. & EDINGTON, J.M. 1969: Effect of woodland clearance on stream temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26, 399 - 403.
- HAMBLIN, P.F. & McADAM, S.O., 2003: Impoundment effects on the thermal regimes of Kootenay Lake, the Arrow Lakes Reservoir and Upper Columbia River. *Hydrobiologia* 504, 3 - 19.
- HARI, R.E., LIVINGSTONE, D.M., SIBER, R., BURKHARDT-HOLM, p. & GÜTTINGER, H., 2006: Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology*, 12, 10 - 26.
- HARKA, A. & BIRO, P., 2007: New Patterns in Danubian Distribution of Ponto-Caspian Gobies-A result of global climatic change and/or canalization? *Electronic journal of Ichthyology*, 1, 1 - 14. [http://ichthyology.tau.ac.il/letzter\\_Aufruf30.09.07](http://ichthyology.tau.ac.il/letzter_Aufruf30.09.07).
- HASSLER, T.J., 1982: Effect of temperature on survival of northern pike embryos and yolksac larvae. *Progressive fish-culturist*, 44, 174 - 178.
- HAWKES, H.A., 1969: Ecological changes of applied significance from waste heat. In: KRENKEL, P.A. & PARKER, F.L. (Eds): *Biological Aspects of thermal pollution*. 15 - 53.
- HAY, D.E., 1986: Effects of delayed spawning on viability of eggs and larvae of Pacific herring. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115, 155 - 161.
- HEMBRE, B., ARNEKLEIV, J.V. & L'ABÉE-LUND, J.H., 2001: Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. *Ecology of Freshwater Fish*, 10, 61 - 64.
- HERZIG, A. & WINKLER, H., 1985: Der Einfluss der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. *Österreichs Fischerei* 38, 182-196.
- HERZIG, A. & WINKLER, H., 1986: The influence of temperature on the development of three cyprinid fishes, *Abramis brama*, *Chalcalburnus chalcoides mento* and *Vimba vimba*. *Journal of Fish Biology*, 28, 171 - 181.
- HEUSCHMANN, O., 1939: Die Schleienzucht. In: *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas* (R. DEMOLL & H. N. MAIER, eds), pp. 664-722. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- HEUSCHMANN, O., 1940: Die Hechtzucht. In: *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas* (R. DEMOLL & H. N. MAIER, eds), pp. 750-787. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- HEWLETT, J.D. & FORTSON, J.C., 1982: Stream temperature under an inadequate buffer strip in the southeast Piedmont. *Water Resources Bulletin*, 18, 983 - 988.
- HINER, L. E., 1961: Propagation of northern pike. *Transactions of the American Fisheries Society* 90, 298-302.

- HOCKEY, J.B., OWENS, I.F. & TAPPER N.J., 1982: Empirical and theoretical models to isolate the effect of discharge on summer water temperatures in the Hurunui River. *Journal of Hydrology (New Zealand)*, 21, 1 - 12.
- HOFER, R. & BUCHER, F., 1991: Zur Biologie und Gefährdung der Koppe. *Österreichs Fischerei* 44, 158-161.
- HOFMANN, N. & FISCHER, P., 2001: Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a large pre-alpin lake. *Ecology of Freshwater Fish* 10, 21-25.
- HOGG, I.D., WILLIAMS, D.D., EADIE, J.M. & BUTT, S.A., 1995: The consequences of global warming for stream invertebrates: a field simulation. *J. therm. Biol.*, Vol. 20, No. 1/2, 199 - 206.
- HOKANSON, K. E. F., KLEINER, C. F. & THORSLUND, T. W., 1977: Effects of constant temperatures and diel fluctuations on growth, mortality, and yield of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34, 639-648.
- HOKANSON, K. E. F., McCORMICK, J. H. & JONES, B. R., 1973: Temperature requirements for embryos and larvae of the northern pike, *Esox lucius* (Linnaeus). *Transactions of the American Fisheries Society* 102, 89-100.
- HOKANSON, K.E., McCORMICK, J.H., JONES, B.R. & TUCKER, H., 1973: Thermal requirements for maturation, spawning and embryo survival of the brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30, 975 - 984.
- HOKANSON, K.E.F. & KLEINER, CH. F., 1974: Effects of constant and rising temperatures on survival and developmental rates of embryonic and larval yellow perch, *Perca flavescens* (Mitchill). In: *The Early Life History of Fish*, ed. Blaxter, J.H.S., 437 - 448, Heidelberg, Springer Verlag.
- HOKANSON, K.E.F., 1977: Temperature Requirements of some Percids and Adaptations to the Seasonal Temperature Cycle. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34, 1524 - 1550.
- HOLCIK, J., 1995: Threatened fishes of the world: *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758) (Salmonidae). *Environmental Biology of Fishes*, 43, 105 - 106.
- HOLDEN, P.B. & STALNACKER, C.B., 1975: Distribution and abundance of mainstream fishes of the middle and upper Colorado River basins, 1967 - 1973. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104, 217 - 231.
- HOLDEN, P.B., 1979: Ecology of riverine fishes in regulated stream systems with emphasis on the Colorado River. In: *WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (eds.) The Ecology of regulated Streams*, Plenum Press, New York, 57 - 74.
- HONDZO, M. & STEFAN, H.G., 1994: Riverbed heat conduction prediction. *Water Resources Research*, 30, 1503 - 1513.
- HOPKINS, C.L., 1971: The annual temperature regime of a small stream in New Zealand. *Hydrobiologia*, 37, 397 - 408.
- HOUDE, E.D. & ZASTROW, C.E., 1993: Ecosystem and taxon-specific dynamic and energetic properties of larval fish assemblages. *Bulletin of Marine Science*, 53, 290 - 335.
- HOUDE, E.D., 1989: Comparative growth, mortality, and energetics of marine fish larvae: temperature and implied latitudinal effects. *Fisheries Bulletin U.S.*, 87, 471 - 495.

- HOUGHTON, R.A. & WOODWELL, G.M., 1989: Global climatic change. *Scientific American*, 260(4), 36 – 44.
- HUBBS, C. & BRYAN, C., 1974: Effect of parental temperature experience on thermal tolerance of eggs of *Menidia audens*. In: *The Early Life History of Fish*, ed. Blaxter, J.H.S., 431 - 435, Heidelberg, Springer Verlag.
- HUMPESCH, U., DOKULIL, M. & ELLIOT, J.M., 1982: Ökologische Auswirkungen der thermischen Gewässerbeeinflussung. *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien*, 257 Seiten.
- HUMPESCH, U.H., 1985: Inter- and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. *Archiv für Hydrobiologie*, 104, 129 - 144.
- HUNTSMAN, A.G., 1942: Death of salmon and trout with high temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 5, 485 - 501.
- HYNES, H.B.N., 1960: The Biology of Polluted Waters. *Liverpool University Press* 202 Seiten.
- ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L., 1963: Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. Mitteilungen Nr. 12.*, 1 - 57.
- IRVIN, D.N., 1974: Temperature tolerance of early developmental stages of Dover sole, *Solea solea* (L.). In: *The Early Life History of Fish*, ed. Blaxter, J.H.S., 449 - 463, Heidelberg, Springer Verlag.
- JAKOB, A., LIECHTI, P. & SCHÄDLER, B., 1996: Temperatur in Schweizer Gewässern - Quo vadis? *Gas-Wasser-Abwasser* 4/96, 288-294.
- JANSSEN, J. & GIESY, J.P., 1984: A thermal effluent as a sporadic cornupia: effects on fish and zooplankton. *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 11, No. 3, 191 - 203.
- JASKE, R.T. & GOEBEL, J.B., 1967: Effects of dam construction on temperatures of the Columbia River. *Journal of the American Waterworks Association*, 59, 935 - 942.
- JAVAID, M. Y. & ANDERSON, J. M., 1967: Thermal acclimation and temperature selection in Atlantic salmon, *Salmo salar* and rainbow trout, *S. gairdneri*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 24, 1507-1513.
- JENSEN, A.J., 1990: Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. *Journal of Animal Ecology*, 59, 603 - 614.
- JENSEN, A.J., FORSETH, T. & JOHNSEN, B.O., 2000: Latitudinal variation in growth of young brown trout *Salmo trutta*. *Journal of animal Ecology*, 59, 603 - 614.
- JENSEN, A.J., HVIDSTEN, N.A. & JOHNSEN, B.O., 1998: Effects of temperature and flow on the upstream migration of adult salmon in two Norwegian Rivers. In: *Fish Migration and Fish Bypasses* (Eds JUNGWIRTH, M., SCHMUTZ, S. & WEISS, S.) 45 - 54. *Fishing News Books, Oxford*.
- JEPPESEN, E. & IVERSEN, T.M., 1987: Two simple models for estimating daily mean temperatures and diel variations in a Danish low gradient stream. *Oikos*, 49, 149 - 155.
- JESCHKE, J.M. & STRAYER, D.L., 2006: Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology*, 12, 1608 - 1619.

- JOBLING, M., 1997: Temperature and growth: modulation of growth rate via temperature change. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 225 - 254.*
- JOHNSON, F.A., 1971: Stream temperatures in an alpine area. *Journal of Hydrology, 14, 322 - 336.*
- JOHNSON, J. E., KRAMER, R. P., LARSON, E. & BONEBRAKE, B. L., 1987: Trout growth, harvest, survival and microhabitat selection in the Green River, Utah, 1978-1982. *Final Report, Flaming Gorge Tailwater Fisheries Investigations. Salt Lake City: Utah Division of Wildlife Resources.*
- JOHNSON, S.L. & JONES, J.A., 2000: Stream temperature response to forest harvest and debris flow in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57, (Suppl. 2), 30 - 39.*
- JOHNSTON, I.A. & BALL, D., 1997: Thermal stress and muscle function in fish. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 79 - 104.*
- JOHNSTON, T.A., 1997: Downstream movement of young-of-the-year fishes in Catamaran Brook and the Little Southwest Miramichi River, New Brunswick. *Journal of Fish Biology, 51, 1047 - 1062.*
- JONES III, E.B.D., HELFMAN, G.S., HARPER, J.O. & BOLSTAD, P.V., 1999: Effects of Riparian Forest Removal on Fish Assemblages in Southern Appalachian Streams. *Conservation Biology, Vol. 13, 1454 - 1465.*
- JOURDONNAIS, J.H., WALSH, R.P., PICKETT, F. & GOODMAN, D., 1992: Structure and calibration strategy for a water temperature model of the lower Madison River, Montana. *Rivers, 3, 153 - 169.*
- JUNGWIRTH, M, HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S., 2003: *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, 547 Seiten.*
- JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H., 1984: The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture 38, 315-327.*
- KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P., 1989a: Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Gewässern - Teil 1: Koppe, Mühlkoppe oder Groppe (*Cottus gobio* L.). *Österreichs Fischerei 42, 204-207.*
- KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P., 1989b: Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Gewässern - Teil 2: Bartgrundel oder Schmerle. *Österreichs Fischerei 42, 240-245.*
- KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P., 1990: Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Gewässern - Teil 4: Schneider (*Alburnoides bipunctatus*; Cyprinidae). *Österreichs Fischerei 43, 187-192.*
- KAMLER, E., KECKEIS, H. & BAUER-NEMESCHKAL, E., 1998: Temperature-induced changes of survival, development and yolk partitioning in *Chondrostoma nasus*. *Journal of Fish Biology, 53, 658 - 682.*
- KAUFMANN, R. & WIESER, W., 1992: Influence of temperature and ambient oxygen on the swimming energetics of cyprinid larvae and juveniles. *Environmental Biology of Fishes, 33, 87 - 95.*
- KAYA, C.M., 1977: Reproductive biology of rainbow and brown trout in a geothermally heated stream: The Firehole River of Yellowstone National Park. *Transactions of the American Fisheries Society, 106, 354 - 361.*

- KAYA, C.M., 1978: Thermal resistance of rainbow trout from a permanently heated stream, and of two hatchery strains. *The Progressive Fish-Culturist* 40, 138-142.
- KAYA, C.M., KAEDING, L.R. & BURKHALTER, D.E., 1977: Use of a cold-water refuge by rainbow and brown trout in a geothermally heated stream. *The Progressive Fish-Culturist*, 39, 37 - 39.
- KELEHER, C.J. & RAHEL, F.J., 1996: Thermal limits to salmonid distribution in the Rocky mountain Region and potential habitat loss due to global warming: a geographic information system (GIS) approach. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125, 1 - 13.
- KELSO, J.R.M., 1974: Influence of a thermal effluent on movement of Brown Bullhead (*Ictalurus nebulosus*) as determined by ultrasonic tracking. *J. Fish. Res. Board Can.*, 31, 1507 - 1513.
- KELSO, J.R.M., 1976: Movement of yellow perch (*Perca flavescens*) and white sucker (*Catostomus commersoni*) in a nearshore Great Lakes habitat, subject to a thermal discharge. *ibid.*, 33, 42 - 53.
- KENNEDY, C.J. & WALSH, P.J., 1997: Effects of temperature on xenobiotic metabolism. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series*; 61, Cambridge University Press, 303 - 324.
- KENNEDY, C.R., 2007: The pathogenic helminth parasites of eels. *Journal of Fish Diseases*, 30, 319 - 334.
- KENNEDY, M. & FITZMAURICE, P., 1972: Some aspects of the biology of gudgeon *Gobio gobio* (L.) in Irish waters. *Journal of Fish Biology* 4, 425-440.
- KIM, K.S. & CHAPRA, S.C., 1997: Temperature model for highly transient shallow streams. *ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, 123, 30 -40.
- KING V, W., BUCKLEY, L.J. & BERLINSKY, D.L., 2006: Effect of acclimation temperature on the acute stress response in juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua* L., and haddock, *Melanogrammus aeglefinus* L.. *Aquaculture Research*, 37, 1685 - 1693.
- KLEE, O., 1991: *Angewandte Hydrobiologie. Georg Thieme Verlag 2. Auflage 272 Seiten.*
- KLIWA, 2006: Unser Klima verändert sich / Folgen – Ausmaß – Strategien / AUSWIRKUNGEN AUF DIE WASSERWIRTSCHAFT IN SÜDDEUTSCHLAND. AG KLIWA, [www.kliwa.de](http://www.kliwa.de)
- KOKUREWICZ, B., 1981: Effect of different thermal regimes on reproductive cycles of tench *Tinca tinca* (L.). Part VII. Embryonal development of progeny. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 28, 243 - 256.
- KOTHANDARAMAN, V., 1971, Analysis of water temperature variations in large rivers. *ASCE, Journal of the Sanitary Engineering Division*, 97, 19 - 31.
- KRAIEM, M. & PATTEE, E., 1980: La tolérance à la température et au déficit en oxygène chez le Barbeau (*Barbus barbus* L.) et d'autres espèces provenant des zones voisines. *Archiv für Hydrobiologie* 88, 250-261.
- KUBECKA, J. & VOSTRADOVSKY, J., 1995: Effects of dams, regulation and pollution on fish stocks in the Vltava River in Prague. *Regulated Rivers: Research & Management* 10, 93-98.
- KUCHARCZY, D., LUCZYNSKI, M., KUJAWA, R., KAMINSKI, R., ULIKOWSKI, D. & BRZUZAN, P., 1998: Influences of temperature and food on early development of bream (*Abramis brama* L.). *Archiv für Hydrobiologie* 141, 243-256.



- KÜTTEL, S., PETER, A. & WÜEST, A., 2002: Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. *Rhône-Thur Publikation Nr 1. EAWAG, Kastanienbaum*, <http://www.rhone-thur.eawag.ch/publikationen.html>.
- LAM, T. J., 1983: Environmental influences on gonadal activity. In: *Fish Physiology - Reproduction, Part B: Behavior and fertility control* (W. S. Hoar, D. J. Randell & E. M. Donaldson, eds), pp. 65-116. New York and London: Academic Press.
- LANGFORD, T.E., MILNER, A.G.P. & FLEMING, J.M., 1979: The movements and distribution of some common bream (*Abramis brama* L.) in the vicinity of power station intakes and outfalls in British Rivers as observed by ultra-sonic tracking. *CEGB Report, RD/L/N 145/78, Leatherhead, UK*.
- LANGFORD, T.E.L., 1990: Ecological effects of thermal discharges. *Elsevier Applied Science*, 468 Seiten.
- LEBENSMINISTERIUM, 2003: Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Tierwelt – derzeitiger Wissensstand, fokussiert auf den Alpenraum und Österreich. *Endbericht Projekt GZ 54 3895/171-V/4/02, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft*, 141 Seiten.
- LEE, R.M. & RINNE, J.N., 1980: Critical thermal maximum of five trout species in the southwestern United States. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109, 632 - 635.
- LEUNER, E., KLEIN, M., BOHL, E., JUNGBLUTH, H., GERBER, J. & GROH, K., 2000: Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns Fische, Krebse, Muscheln. *Bayerisches Staatsministerium (Hrsg.) für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* 212 Seiten.
- LEVIN, A.A., BIRCH, T.J., HILLMAN, R.E. & RAINES, G.E., 1972: Thermal discharges: ecological effects. *Environmental Science & Technology, Volume 6, No. 3*, 224 - 230.
- LILLELUND, K., 1966: Versuche zur Erbrütung der Eier vom Hecht *Esox lucius* L. in Abhängigkeit von Temperatur und Licht. *Archiv der Fischereiwissenschaften* 17, 95-113.
- LIVINGSTONE, D. M. & LOTTER, A. F., 1998: The relationship between air and water temperatures in lakes of the Swiss Plateau: a case study with palaeolimnological implications. *Journal of Paleolimnology* 19, 181-198.
- LÖFFLER, H., 1982: Zur Ökologie des Brachsen (*Abramis brama* (L.)) im Bodensee. *Dissertation Universität Tübingen*.
- LOVAS, R., 1998: Populationsökologische Untersuchungen am Rotauge (*Rutilus rutilus* L.) im Alpachersee. *Diplomarbeit EAWAG*.
- LOWE, C. H. & VANCE, V. J., 1955: Acclimation of the critical thermal maximum of the reptile *Urosaurus ornatus*. *Science* 122, 73-74.
- LOWNEY, C.L., 2000: Stream temperature variation in regulated rivers: evidence for a spatial pattern in daily minimum and maximum magnitudes. *Water resources Research*, 36, 2947 - 2955.
- LUKSIENE, D. & SANDSTRÖM, O., 1994: Reproductive disturbance in a roach (*Rutilus rutilus*) population affected by cooling water discharge. *Journal of Fish Biology* 45, 613-625.
- LUKSIENE, D., SANDSTRÖM, O., LOUNASHEIMO, L. & ANDERSSON, J., 2000: The effects of thermal effluent exposure on the gametogenesis of female fish. *Journal of Fish Biology* 56, 37 - 50.

- LUND, S.G., CAISSIE, D., CUNJAK, R.A., VIJAYAN, M.M. & TUFTS, B.I., 2002: The effects of environmental heat stress on heat-shock mRNA and protein expression in Miramichi Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1553 - 1562.
- LUSK, S., 1995: Influence of valley dams on the changes in fish communities inhabiting streams in the Dyje River drainage area. *Folia Zoologica* 44, 45-56.
- LYNCH, J.A., RISHEL, G.A. & CORBETT, E.S., 1984: Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: quantification and biological implications. *Hydrobiologia*, 111, 161 - 169.
- MACKEY, A.P. & BERRIE, A.D., 1991: The prediction of water temperatures in chalk streams from air temperatures. *Hydrobiologia*, 210, 183 - 189.
- MACKIE, G.L., ROOKE, J.B., ROFF, J.C. & GERRATH, J.F., 1983: Effects of changes in discharge level on temperature and oxygen regimes in a new reservoir and downstream. *Hydrobiologia*, 101, 179 - 188.
- MAGNUSON, J.J. & DE STASIO, B.T., 1997: Thermal niche of fishes and global warming. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 377 - 408.*
- MAGNUSON, J.J., CROWDER, L.B. & MEDVICK, P.A., 1979: Temperature as an ecological resource. *American Zoologist*, 19, 331 - 343.
- MAGNUSON, J.J., WEBSTER, K.E., ASSEL, R.A., BOWSER, C.J., DILLON, P.J., EATON J.G., EVANS, H.E., FEE, E.J., HALL, R.I., MORTSCH, L.R., SCHINDLER, D.W. & QUINN, F.H., 1997: Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. *Hydrological Processes, Vol. 11, 825 - 871.*
- MANN, R. H. K., 1996: Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323, 223-235.
- MARTEN, P.S., 1992: Effect of temperature variation on the incubation and development of brook trout eggs. *Progressive Fish-Culturist*, 54, 1 - 6.
- MASSOL, F., DAVID, P., GERDEAUX, D. & JARNE, P., 2007: The influence of trophic status and large-scale climatic change on the structure of fish communities in Perialpine lakes. *Journal of Animal Ecology*, 76, 538 - 551.
- MATTHEEUWS, A., GENIN, M., DETOLLENAERE, A., MICHA, J-C. & MINE, Y., 1981: Etude de la reproduction du gardon (*Rutilus rutilus*) et des effets d'une elevation provoquee de la temperature en Meuse sur cette reproduction. *Hydrobiologia*, 85, 271 - 282.
- MATTHEWS, K.R. & BERG, N.H., 1997: Rainbow trout responses to water temperature and dissolved oxygen stress in two southern California stream pools. *Journal of Fish Biology*, 50, 50 - 67.
- MATTHEWS, K.R., BERG, N.H., AZUMA, D.L. & LAMBERT, T.R., 1994: Cool water formation and trout habitat use in a deep pool in the Sierra Nevada, California. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123, 549 - 564.
- McCARTHY, I.D. & HOULIHAN, D.F., 1997: The effect of temperature on protein metabolism in fish: the possible consequences for wild Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) stocks in Europe as a result of global warming. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 51 - 78.*

- McCORMICK, J.H., HOKANSON, K.E.F. & JONES, B.R., 1972: Effects of temperature on growth and survival of young brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29, 1107 - 1112.
- McCORMICK, J.H., JONES, B.R. & HOKANSON, K.E.F. 1977: White sucker (*Catostomus commersoni*) embryo development, early growth and survival at different temperatures. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34, 1019 - 1025.
- McCORMICK, S.D., SHRIMPSON, J.M. & ZYDLEWSKI, J.D., 1997: Temperature effects on osmoregulatory physiology of juvenile anadromous fish. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish*. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 279 - 302.
- MEFFE, G., 1991: Life history changes in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) induced by thermal elevation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 60 - 66.
- MEFFE, G., 1992: Plasticity of life history characters in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*: Phocilidae) in response to thermal stress. *Copeia*, 94 - 102.
- MEFFE, G.K., 1991: Failed invasion of a southeastern blackwater stream by bluegills: implications for conservation of native communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120, 333 - 338.
- MEIER, W. & WÜEST, A., 2004: Wie verändert die hydroelektrische Nutzung die Wassertemperatur der Rhone? *Wasser Energie Luft*, 96. Jhg. Heft 11/12, CH-5401 Baden.
- MEIER, W., 2002: Modellierung der Auswirkungen von Kraftwerken auf physikalische und chemische Eigenschaften von Bergbächen. *Dissertation ETH Zürich*.
- MEISNER, J.D., ROSENFELD, J.S. & REGIER, H.A., 1988: The role of groundwater in the impact of climate warming on stream salmonids. *Fisheries*, 13, 2 - 8.
- MESSMER, M. & LEHMANN, R., 1994: Bedeutung der Ökomorphologie für die Zusammensetzung und Struktur der Fischfauna in der Suhre unter spezieller Berücksichtigung des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* Bloch. *Diplomarbeit EAWAG*.
- MILLER, D.S. & BRIGHOUSE, B.A., 1984: Thermal Discharges - A guide to power and process plant cooling-water discharges into rivers, lakes and seas. *British hydromechanics Research Association, London*.
- MILLER, S., 1977: The impact of thermal effluents on fish. *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 1, No. 2, 219 - 222.
- MINNS, C.K., RANDALL, R.G., CHADWICK, E.M.P., MOORE, J.E. & GREEN, R., 1995: Potential impact of climate change on the habitat and production dynamics of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Eastern Canada. In: *Climate Change and Northern Fish Population* (Ed. BEAMISH, R.J.), *Canadian Special Publication of Fisheries and aquatic Sciences*, 121, 699 - 708.
- MOHSENI, O. & STEFAN, H.G., 1999: Stream temperature / air temperature relationship: a physical interpretation. *Journal of Hydrology*, 218, 128 - 141.
- MOHSENI, O. & STEFAN, H.G., 2001: Water budgets of two watersheds in different climatic zones under projected climate warming. *Climate Change*, 49, 77 - 104.
- MOHSENI, O., ERICKSON, T.R. & STEFAN, H.G., 1999: Sensitivity of stream temperatures in the United states to air temperatures projected under a global warming scenario. *Water Resources Research*, 35, 3723 - 3733.

- MOHSENI, O., STEFAN, H.G. & EATON, J.G., 2003: Global warming and potential changes in fish habitat in U.S. streams. *Climatic Change*, 59, 389 - 409.
- MOHSENI, O., STEFAN, H.G. & ERICKSON, T.R., 1998: A nonlinear regression model for weekly stream temperatures. *Water Resources Research*, 34, 2685 - 2692.
- MOOSMANN, L., SCHMID, M. & WÜEST, A., 2005: Einfluss der Beschattung auf das Temperaturregime der Orbe. *Publikation der EAWAG Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz 6047 Kastanienbaum*, [http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/surf/publikationen/2005\\_einfluss](http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/surf/publikationen/2005_einfluss)
- MORGAN, I. J. & METCALFE, N. B., 2001: The influence of energetic requirements on the preferred temperature of overwintering juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 762-768.
- MORGAN, I.J., MC DONALD, D.G. & WOOD, C.M., 2001: The cost of living for freshwater fish in a warmer, more polluted world. *Global Change Biology*, 7, 345 - 355.
- MORIN, G. & COUILLARD, D., 1990: Predicting river temperatures with a hydrological model. In: *Chapter 5, Encyclopedia of Fluid Mechanics, Surface and Groundwater Flow Phenomena, Vol. 10 (Ed. N.P. Cheremisinoff)*.
- MORIN, G., NZAKIMUENA, T.-J. & SOCHANSKI, W., 1994: Prevision des temperatures de l'eau en rivieres a l'aide d'un modele conceptuel: le cas de la riviere Moisie. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 21, 63 - 75.
- MORSE, W.L., 1972: Stream temperature prediction under reduced flow. *ASCE, Journal of the Hydraulics Division*, 98, 1031 - 1047.
- MOSLEY, M.P., 1983: Variability of water temperatures in the braided Ashley and Rakaia rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 17, 331 - 342.
- MÜLLER, H.J., 1991: Ökologie. *Fischer Verlag, Jena, 415 Seiten*.
- MÜLLER, K., 1961: Die Biologie der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in Lule Älv (Schwedisch Lappland). *Zeitschrift für Fischerei NF 10*, 173-201.
- MÜLLER, R., 1997: Vorlesungsskript Fischkunde der Schweiz 1997/8.
- MÜLLER, R., 2000: Fische: Biologie, Ökologie, Ökonomie. *Vorlesungsmanuskript ETH SS 2000*.
- MURAWSKI, S.A., 1993: Climate change and marine fish distributions: forecasting from historical analogy. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122, 647 - 658.
- MURRAY, C.B. & BEACHAM, T.D., 1986: Effect of varying temperature regimes on the development of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) eggs and alevins. *Canadian Journal of Zoology*, 64, 670 - 676.
- NAKATANI, R.E., 1969: Effects of heated discharges on anadromous fish. In: *KRENKEL, P.A. & PARKER, F.L. (Eds): Biological Aspects of thermal pollution. 294 - 317*.
- NAYLOR, E., 1965: Effects of heated effluents upon marine and estuarine organisms. In: *Advances in Marine Biology*, 3, *RUSSELL, F.S. & YONGE, M. (Eds). Academic Press, London, New York, 63 - 103*.
- NEOPHITOU, C. & GIAPIS, A. J., 1994: A study of the biology of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus* (L)) in Lake Kerkini (Greece). *Journal of Applied Ichthyology* 10, 123-133.

- NICOLA, G.G. & ALMODÓVAR, A., 2004: Growth pattern of stream-dwelling brown trout under contrasting thermal conditions. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133, 66 - 78.
- NISLOW, K.H., 2005: Forest change and stream fish habitat: lessons from "Olde" and New England. *Journal of Fish Biology*, 67 (Supplement B), 186 - 204.
- NORTHCOTE, T. G., 1995: Comparative biology and management of Arctic and European grayling (Salmonidae, Thymallus). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5, 141-194.
- PALLER, M.H. & SAUL, B.M., 1996: Effects of temperature gradients resulting from reservoir discharge on *Dorosoma cepedianum* spawning in the Savannah River. *Environmental Biology of Fishes*, 45, 151 - 160.
- PALM HELLAND, I., FREYHOF, J., KASPRZAK, P. & MEHNER, T., 2007: Temperature sensitivity of vertical distributions of zooplankton and planktivorous fish in a stratified lake. *Oecologia* 151, 322 - 330.
- PALMER, R.W. & O'KEEFE, J.H., 1990: Downstream effects of a small impoundment on a turbid river. *Arch. Hydrobiol.* 62, 95 - 103.
- PAULY, D. & PULLIN, R.S.V., 1988: Hatching time in spherical, pelagic, marine fish eggs in response to temperature and egg size. *Environmental Biology of Fishes*, 22, 261 - 271.
- PAWSON, M.G. & EATON, D.R., 1999: The influence of a power station on the survival of juvenile sea bass in an estuarine nursery area. *Journal of Fish Biology* 54, 1143 - 1160.
- PECL, K., 1989: Süßwasserfische. *Verlag Werner Dausien – Hanau*, 224 Seiten.
- PELZ, G. R., 1986: Der Schneider. *Allgemeine Fischereizeitung Fischwaid*.
- PENAZ, M., PROKES, M., KOURIL, J. & HAMACKOVA, J., 1989: Influence of water temperature on the early development and growth of the tench, *Tinca tinca*. *Folia Zoologica* 38, 275-287.
- PENAZ, M., WOHLGEMUTH, E., STOURACOVA, I. & PROKES, M., 1988: Influence of water temperature upon the growth and mortality rates of glass eels, *Anguilla anguilla* using water recirculation. *Folia Zoologica* 37, 263-272.
- PEPIN, P., 1991: Effect of temperature and size on development, mortality, and survival rates of the pelagic early life stages of marine fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 503 - 518.
- PETERSON, R.H., SPINNEY, H.C.E. & SREEDHARAN, A., 1977: Development of Atlantic salmon (*Salmo salar*) eggs and alevins under varied temperature regimes. *Journal of the Fisheries Research board of Canada*, 34, 31 - 43.
- POXTON, M. G. 1991: Incubation of salmon eggs and rearing of alevins: Natural temperature fluctuations and their influence on hatchery requirements. *Aquacultural Engineering* 10, 31-53.
- PROFT, G. & KREY, L., 1980: Ein Beitrag zur Tagestemperaturrhythmik von Fließgewässern. *Limnologica (Berlin)*, 12, 261 - 269.
- QUINLAN, R., DOUGLAS, M.S.V. & SMOL, J.P., 2005: Food web changes in arctic ecosystems related to climate warming. *Global Change Biology*, 11, 1381 - 1386.

- RAIKOVA-PETROVA, G. & ZIVKOV, M., 1998: Maturity, spawning and sex ratio of pike perch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in two Bulgarian reservoirs as compared to other European habitats. *Journal of Applied Ichthyology* 14, 31-35.
- RANA, K.J., 1990: Influence of incubation temperature on *Oreochromis niloticus* (L.) eggs and fry. 1. Gross embryology, temperature tolerance and rates of embryonic development. *Aquaculture*, 87, 165 - 183.
- REID, S.D., McDONALD, D.G. & WOOD, C.M., 1997: Interactive effects of temperature and pollutant stress. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 325 - 350.*
- REINARTZ, R., 1997: Untersuchungen zur Gefährdungssituation der Fischart Nase (*Chondrostoma nasus* L.) in bayerischen Gewässern. *Dissertation TU-München, 379 Seiten.*
- RINCHARD, J. & KESTEMONT, P., 1996: Comparative study of reproductive biology in single- and multiple-spawner cyprinid fish. I. Morphological and histological features. *Journal of Fish Biology*, 49, 883 - 894.
- RINGLER, N.H. & HALL, J.D., 1975: Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104, 111 - 121.
- ROBERTSON, J.C. & HAZEL, J.R., 1997: Membrane constraints to physiological function at different temperatures: does cholesterol stabilize membranes at elevated temperatures? In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 25 - 50.*
- ROBINSON, A.T. & CHILDS, M.R., 2001: Juvenile growth of native fishes in the Little Colorado River and in a thermally modified portion of the Colorado River. *North American Journal of Fisheries management*, 21, 809 - 815.
- ROED, K. H., 1979: Temperature preference of the 3-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L (Pisces), collected at different seasons. *Sarsia* 64, 137-141.
- ROMBOUGH, P.J. & URE, D., 1991: Partitioning of oxygen uptake between cutaneous and branchial surfaces in larval and young juvenile chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. *Physiological Zoology*, 64, 717 - 727.
- ROMBOUGH, P.J., 1985: Initial egg weight, time to maximum alevin wet weight, and optimal ponding times for chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 287 - 291.
- ROMBOUGH, P.J., 1988: Respiratory gas exchange. Aerobic metabolism, and effects of hypoxiaduring early life. In: *Fish Physiology, Vol. XIA, ed. HOAR, W.S. & RANDALL, D.J., 59 - 161. San Diego: Academic Press.*
- ROMBOUGH, P.J., 1989: Oxygen conductance values and structural characteristics of the egg capsules of Pacific salmonids. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 92A, 279 - 283.
- ROMBOUGH, P.J., 1997: The effects of temperature on embryonic and larval development. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 177 - 224.*

- ROSENTHAL, H. & MUNRO, A.L.S., 1985: Der aquatische Lebensraum, Umweltbedingungen in natürlichen Gewässern und Aquakulturen. In: ROBERTS, R.J. & SCHLOTTFELDT, H.J., 1985: *Grundlagen der Fischpathologie, Berlin und Hamburg, 1 - 22.*
- ROSS, M.J. & WINTER, J.D., 1981: Winter Movements of Four Fish Species near a thermal plume in Northern Minnesota. *Transactions of the American Fisheries Society, 110, 14 - 18.*
- RUTHERFORD, J.C., BLACKETT, S., BLACKETT, C., SAITO, L. & DAVIES-COLLEY, R.J., 1997: Predicting the effects of shade on water temperature in small streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 31, 707 - 721.*
- SAAT, T. & VEERSALU, A., 1996: The early development in perch, *Perca fluviatilis* and ruffe, *Gymnocephalus cernuus* at different temperatures. *Annales Zoologica Fennici 33, 693-698.*
- SADLER, K., 1979: Effects of temperature on growth and survival of the European eel, *Anguilla anguilla* L. *Journal of Fish Biology 15, 499-507.*
- SANDSTRÖM, O., ABRAHAMSSON, I., ANDERSSON, J. & VETERNAÄ, M., 1997: Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. *Journal of Fish Biology 51, 1015-1024.*
- SANDSTRÖM, O., NEUMAN, E. & THORESSON, G., 1995: Effects of temperature on life history variables in perch. *Perca fluviatilis. Journal of Fish Biology, 47, 225 - 233.*
- SCHÄPERCLAUS, W., 1990: Fischkrankheiten. Teil 2, 5. Bearbeitete Auflage, Akademie-Verlag, Berlin, 1123 Seiten.
- SCHINDLER, D.W., 2001: The cumulative effects of climate warming and other human stresses on canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58, 18 - 29.*
- SCHMEING-ENGBERDING, F., 1953: Die Vorzugstemperaturen einiger Knochenfische und ihre physiologische Bedeutung. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 2, 125-155.*
- SCHMITZ, W. & SCHUMAN, G. O., 1982: Die sommerlichen Wassertemperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. *Archiv für Hydrobiologie 95, 435-443.*
- SCHMITZ, W., 1957: Die Bergbach -Zoozönosen und ihre Abgrenzung, dargestellt am Beispiel der oberen Fulda. *Archiv für Hydrobiologie, 53, 465 -498.*
- SCHÖNBORN, W., 1992: Fließgewässerbiologie. *Gustav Fischer Verlag 504 Seiten.*
- SCHWARZ, M., 1996: Verbreitung und Habitatanprüche des Strömers (*Leuciscus souffia* Risso 1826) in den Fließgewässern der Schweiz. *Diplomarbeit Universität Freiburg im Breisgau.*
- SCHWOERBEL, J. & BRENDELBERGER, H., 1999: Einführung in die Limnologie. *Elsevier Spektrum Verlag, Stuttgart, 480 Seiten.*
- SCOTT, A.P., BAYNES, S.M. SKARPHEDINSSON, O. & BYE, V.J., 1984: Control of spawning time in rainbow trout *Salmo gairdneri*, using constant long day lengths. *Aquaculture, 43, 225 - 233.*
- SCOTT, D. & POYNTER, M., 1991: Upper temperature limits for trout in New Zealand and climate change. *Hydrobiologia, 222, 147 - 151.*
- SCOTT, W. B. & CROSSMAN, E. J., 1973: Freshwater fishes of Canada. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada 184, 641-645.*

- SHEPHERD, B.G., HARTMAN, G.F. & WILSON, W.J., 1986: Relationships between stream and intragravel temperatures in coastal drainages, and some implications for fisheries workers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, 1818 - 1822.
- SHODJAI, F., 1980: Entwicklungs-, stoffwechsel- und ernährungsphysiologische Untersuchungen an der Aalquappe (*Lota lota* L.) unter Berücksichtigung ihrer Eigenschaft als Kulturfisch. *Dissertation Universität Kiel*.
- SINOKROT, B.A. & GULLIVER, J.S., 2000: In-stream flow impact on river water temperatures. *Journal of Hydraulic Research*, 38, 339 - 349.
- SINOKROT, B.A. & STEFAN, H.G. 1993: Stream temperature dynamics. Measurements and modeling. *Water Resources Research*, 29, 2299 - 2312.
- SINOKROT, B.A. & STEFAN, H.G. 1994: Stream water temperature sensitivity to weather and bed parameters. *ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, 120, 722 - 736.
- SINOKROT, B.A., STEFAN, H.G., McCORMICK, J.H. & EATON, J.G., 1995: Modeling of climate change effects on stream temperatures and fish habitats below dams and near groundwater inputs. *Climatic Change*, 30, 181 - 200.
- SMITH, K. & LAVIS, M.E., 1975: Environmental influences on the temperature of a small upland stream. *Oikos*, 26, 228 - 236.
- SMITH, K., 1972: River water temperatures: an environmental review. *Scottish Geographical Magazine*, 88, 211 - 220.
- SMITH, K., 1975: Water temperature variations within a major river system. *Nordic Hydrology*, 6, 155 - 169.
- SMITH, K., 1981: The prediction of river water temperatures. *Hydrological Sciences Bulletin*, 26, 19 - 32.
- SOMERO, G.N. & HOFMANN, G.E., 1997: Temperature thresholds for protein adaptation: when does temperature start to 'hurt'? In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 1 - 24.*
- SPENCE, J. A. & HYNES, H. B. N., 1971: Differences in fish populations upstream and downstream of a mainstream impoundment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28, 45-46.
- SPILLMANN, J., 1962: Sur la systématique de *Telestes soufia* (Risso). Variation de certain caractères numérique et métrique de l'espèce. *Bulletin du Muséum National d' Histoire Naturelle* 34, 435-452.
- STEFAN, H.G. & SINOKROT, B.A., 1993: Projected global climate change impact on water temperatures in five North Central U.S. streams. *Climatic Change*, 24, 353 - 381.
- STEFAN, H.G., FANG, X. & EATON, J.G., 2001: Simulated fish habitat changes in North American lakes in response to projected climate warming. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130, 459 - 477.
- STEINBACH, G. (Hrsg.), 1996: Steinbachs Naturführer - Süßwasserfische. *Mosaik Verlag GmbH, 287 Seiten.*
- STEWART, L., 1968: The movements of salmon in relation to variations in air and water temperatures. *Lancashire River Authority Fisheries Department report, Lancaster.*



- SUBASINGHE, R.P. & SOMMERVILLE, C., 1992: Effects of temperature on hatchability, development and growth of eggs and yolk-sac fry of *Oreochromis mossambicus* (Peters) under artificial incubation. *Aquaculture and Fisheries Management*, 23, 31 - 39.
- SUZUKI, R., 1975: Duration of development capacity of eggs after ovulation in the loach, cyprinid fish. *Aquaculture*, 23, 93 - 99.
- SVENDSEN, J.C., KOED, A. & AARESTRUP, K., 2004: Factors influencing the spawning migration of female anadromous brown trout. *Journal of Fish Biology*, 64, 528 - 540.
- SWEENEY, B.W., BOTT, T.L., JACKSON, J.K., KAPLAN, L.A., NEWBOLD, J.D., STANDLEY, L.J., HESSION, W.C. & HORWITZ, R.J., 2004: Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *PNAS*, Vol. 101, no. 39, [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0405895101](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0405895101)
- SWIFT, D. R., 1965: Effect of temperature on mortality and rate of development of eggs of pike (*Esox lucius* L.) and perch (*Perca fluviatilis* L.). *Nature* 206, 528.
- TANG, J., BRYANT, M.D. & BRANNON, E.L., 1987: Effect of temperature extremes on the mortality and development rates of coho salmon embryos and alevins. *Progressive Fish-culturist*, 49, 167 - 174.
- TARANGER, G.L. & HANSEN, T., 1993: Ovulation and egg survival following exposure of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., broodstock to different water temperatures. *Aquaculture and Fisheries Management*, 24, 151 - 156.
- TASKER, G.D. & BURNS, A.W., 1974: Mathematical generalization of stream temperature in central New England. *Water Resources Bulletin*, 10, 1133 - 1142.
- TAYLOR, E.W., EGGINGTON, S., TAYLOR, S.E. & BUTLER, P.J., 1997: Factors which may limit swimming performance at different temperatures. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 105 - 134.*
- THOMAS, R.E., GHARRETT, J.A., CARLS, M.G: RICE, S.D., MOLES, A. & KORN, S., 1986: Effects of fluctuating temperature on mortality, stress, and energy reserves of juvenile Coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115, 52 - 59.
- TONGIORGI, P., TOSI, L. & BALSAMO, M., 1986: Thermal preferences in upstream migrating eels of *Anguilla anguilla* (L). *Journal of Fish Biology*, 28, 501 - 510.
- TORGERSEN, C.E., FAUX, R.N., McINTOSH, B.A., POAGE, N.J. & NORTON, D.J., 2001: Airborne thermal sensing for water temperature assessment in rivers and streams. *Remote Sensing of Environment*, 76, 386 - 398.
- TORGERSEN, C.E., PRICE, D.M., LI, H.W. & McINTOSH, B.A., 1999: Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of Chinook salmon in Northeastern Oregon. *Ecological Applications*, 9, 301 - 319.
- TROXLER, R.W. & THACKSTON, E.L., 1977: Predicting the rate of warming of rivers below hydro-electric installations. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, August, 1902 - 1912.
- TUFESCU, M.V.A. & TUFESCU, T.V., 1996: Ratios of expected values (REX), a method for impact evaluation of thermal discharges on the fish community in the Pickering littoral waters of Lake Ontario. *Hydrobiologia* 328, 75 - 83.

- UNGER, E., 1939: Die Zucht des Zanders in Karpfenteichwirtschaften und in freien Gewässern. In: *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas* (R. DEMOLL & H. N. MAIER, eds), pp. 723-748. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- VAAS, K.F. & SACHLAN, F., 1955: Limnological studies on diurnal fluctuations in shallow ponds in Indonesia. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 12, 309-319.
- VAN DENSEN, W.L.T. & HADDERINGH, R.H., 1982: Effects of entrapment and cooling water discharge by the Bergum power station on the 0+ fish in the Bergumermeer. *Hydrobiologia*, 95, 351 - 368.
- VAN DER KRAAK, G. & PANKHURST, N.W., 1997: Temperature effects on the reproductive performance of fish. In: WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: *Global Warming: Implications for freshwater and marine fish*. Society for Experimental Biology seminar series; 61, Cambridge University Press, 159 - 176.
- VARLEY, M. E., 1967: British Freshwater Fishes - Factors Affecting their Distribution. London: Fishing News (Books) Limited.
- VON WESTERNHAGEN, H., 1988: Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. In: *Fish Physiology*, Vol. XIA, ed. HOAR, W.S. & RANDALL, D.J., 253 - 346. San Diego: Academic Press.
- VUGTS, H.F., 1974: Calculation of temperature variations of small mountain streams. *Journal of Hydrology*, 23, 267 - 278.
- WALKER, I.H. & LAWSON, J.D., 1977: Natural stream temperature variations in a catchment. *Water Research*, 11, 373 - 377.
- WALSH, W.A., SWANSON, C. & LEE, C.-S., 1991: Combined effects of temperature and salinity on embryonic development and hatching of striped mullet, *Mugil cephalus*. *Aquaculture*, 122, 323 - 333.
- WALSH, W.A., SWANSON, C., LEE, C.-S., BANNO, J.E. & EDA, H., 1989: Oxygen consumption by eggs and larvae of striped mullet, *Mugil cephalus*, in relation to development, salinity and temperature. *Journal of Fish Biology*, 35, 347 - 358.
- WANG, N. & ECKMANN, R. 1994: Effects of temperature and food density on egg development, larval survival and growth of perch (*Perca fluviatilis* L). *Aquaculture* 122, 323-333.
- WANG, T. & OVERGAARD, J., 2007: The Heartbreak of Adapting to Global Warming. *SCIENCE* Vol. 315, [www.sciencemag.org](http://www.sciencemag.org)
- WARD, J., 1963: Annual variation of stream water temperature. *ASCE, Journal of the Sanitary Engineering Division*, 89, 3710 - 3732.
- WARD, J.V., 1985: Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia*, 125, 31 - 46.
- WARE, D.M., 1975: Relation between egg size, growth, and natural mortality of larval fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32, 2503 - 2512.
- WEBB, B.W. & NOBILIS, F., 1994: Water temperature behaviour in the River Danube during the twentieth century. *Hydrobiologia*, 291, 105 - 113.
- WEBB, B.W. & NOBILIS, F., 1997: A long-term perspective on the nature of the air-water temperature relationship: a case study. *Hydrological Processes*, 11, 137 - 147.

- WEBB, B.W. & WALLING, D.E., 1993a: Longer-term water temperature behaviour in an upland stream. *Hydrobiological Processes*, 7, 19 - 32.
- WEBB, B.W. & WALLING, D.E., 1993b: Temporal variability in the impact of river regulation on thermal regime and some biological implications. *Freshwater Biology*, 29, 167 - 182.
- WEBB, B.W. & WALLING, D.E., 1996: Long-term variability in the thermal impact of river impoundment and regulation. *Applied Geography*, 16, 211 - 227.
- WEBB, B.W. & ZHANG, Y., 1997: Spatial and seasonal variability in the components of the river heat budget. *Hydrological Processes*, 11, 79 - 101.
- WESTERS, H. & STICKNEY, R. R., 1993: Northern pike and muskellunge. In: *Culture of nonsalmonid freshwater fishes* (R. R. STICKNEY, ed), pp. 199-214. Boca Raton: CRC Press.
- WICHERT, G.A. & LIN, P., 1996: A species tolerance index of maximum water temperature. *Water Quality Research Journal of Canada*, 31, 875 - 893.
- WIESER, W. & FORSTNER, H., 1986: Effects of temperature and size on the routine rate of oxygen consumption and on the relative scope for activity in larval cyprinids. *Journal of Comparative Physiology B*, 156, 791 - 796.
- WILIAMSON, J. H., CARMICHAEL, G. J., GRAVES, K. G., SIMCO, B. A. & TOMASSO, J. R. J., 1993: Centrarchids. In: *Culture of nonsalmonid freshwater fishes* (R. R. STICKNEY, ed), pp. 145-198. Boca Raton: CRC Press.
- WITKOWSKI, A., 1988: The Spawning Run Of The Huchen (L.) and its analysis. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, Vol. XVIII Fasc. 2, Szczecin, 23 - 31.
- WOOD, C.M. & McDONALD, D.G. (eds), 1997: Global Warming: Implications for freshwater and marine fish. *Society for Experimental Biology seminar series; 61*, Cambridge University Press, 425 Seiten.
- WOTTON, R.S., 1995: Temperature and Lake-Outlet communities. *J. therm. Biol.*, Vol. 20, No. 1/2, 121 - 125.
- WRIGHT, S.A., HOLLY, F.M. Jr, BRADLEY, A.A. & KRAJEWSKI, W., 1999: Long-term simulation of thermal regime of Missouri River. *ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, 125, 242 - 252.
- ZAWISZA, J. & BACKIEL, T., 1972: Some results of fishery biological investigations of heated lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 18, 1190 - 1197.
- ZWIENIECKI, M.A. & NEWTON, M., 1999: Influence of streamside cover and stream features on temperature trends in forested streams of Western Oregon. *Western Journal of Applied Forestry*, 14, 106 - 113.

## 9 Glossar

Atresie:	angeborener oder erworbener Verschluss bzw. die Nichtanlage von Hohlorganen
hyporheisch:	unter der Strömung (im Gewässerbett) befindlich
kalt-stenotherm:	bezeichnet Organismen, die nur in einem engen Bereich niedriger Temperatur existieren können, beispielsweise Salmoniden
Konvektion:	Transport von Stoffen oder physikalischen Eigenschaften (z.B. Wärme) durch die Bewegung von Teilchen
kurzwellige Strahlungsbilanz:	durch kurzwellige Sonneneinstrahlung bedingte Energieaufnahme an der Erdoberfläche
langwellige Strahlungsbilanz:	durch langwellige Wärmestrahlung (Rückstrahlung) bedingte Energieabnahme an der Erdoberfläche
meso-eurytherm:	bezeichnet Organismen, die an mittlere Temperaturbereiche angepasst sind. Grössere Varianz in den Temperaturansprüchen in Abhängigkeit von Lebensstadium und Jahreszeit (z. B. Mindesttemperaturen im Frühling/ Sommer für eine erfolgreiche Reproduktion).
poikilotherm:	wechselwarm
Vitellogenese:	Dotterbildung während der Eizellenentwicklung (Oogenese)