

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Lehrstuhl für Tierökologie

Einfluss standorttypischer abiotischer Faktoren auf die Brut
ausgewählter rheophiler Fischarten

(Tierversuch Nr. 211-2531-30/01)

Michael Christian Schubert

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzende(r):

Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c. J. Bauer

Prüfer der Dissertation:

1. apl. Prof. Dr. R. Gerstmeier
2. Jun.-Prof. Dr. J. P. Geist
3. Univ.-Prof. Dr. R. Schopf
(nur mündliche Prüfung)

Die Dissertation wurde am 16.11.2009 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 02.02.2010 angenommen.

Gewidmet Herrn Prof. Dr. Herbert Stein † 24.08.2002

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	I
Tabellenverzeichnis.....	III
1 Einleitung	1
2 Untersuchte Fischarten	3
3 Literaturbesprechung	6
3.1 Gefährdungssituation rheophiler Fischarten.....	6
3.2 Potenzielle Rückgangsursachen	7
3.3 Abiotische Parameter an den Brutstandorten.....	8
3.4 Einfluss abiotischer Parameter auf Fische	17
3.4.1 Wassertemperatur	17
3.4.1.1 Temperaturwahrnehmung, Thermoregulation, Temperaturpräferenz Temperatortoleranz und Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums	17
3.4.1.2 Temperaturabhängigkeit abiotischer und biotischer Parameter.....	22
3.4.1.3 Temperaturansprüche der untersuchten Fischarten	23
3.4.2 pH-Wert	26
3.4.2.1 pH-Wert Wahrnehmung, Präferenz und Toleranz.....	27
3.4.2.2 Schadwirkungen hoher pH-Werte	30
3.4.3 O ₂ - und Gesamtgasübersättigung	32
3.4.3.1 Wahrnehmung und Meidung von Gasübersättigungen.....	32
3.4.3.2 Schadwirkung von Gasübersättigungen	33
3.4.4 UV-B-Strahlung	37
3.4.4.1 Auswirkung der UV-B-Strahlung auf aquatische Ökosysteme	37
3.4.4.2 UV-B-Wahrnehmung, Toleranz und Schutzmechanismen bei Fischen	38
3.4.4.3 UV-B Schadwirkungen	42
3.5 Verhaltensbeobachtungen an Fischen	45
3.5.1 Temperaturpräferenzverhalten	45
3.5.2 Präferenz- bzw. Meideversuche	46
3.5.3 Beobachtung des Schwimmverhaltens	46
4 Material und Methoden	48
4.1 Verhaltensuntersuchungen mit BehavioQuant®	49
4.1.1 Allgemeine Funktionsweise	49
4.1.2 Verhaltensparameter	50
4.2 Temperaturversuche	52
4.2.1 Temperaturpräferenz.....	52
4.2.2 Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums	57
4.3 pH-Wert Versuche	59

4.3.1	Wasseraufbereitung und Kontrolle der Wasserparameter	59
4.3.2	Verhaltensbeobachtung	60
4.3.3	Meideversuche	63
4.4	O ₂ -Gesamtgasübersättigung	66
4.4.1	Wasseraufbereitung und Kontrolle der Wasserparameter	66
4.4.2	Verhaltensbeobachtung	68
4.4.3	Meideversuche	68
4.5	UV-B-Strahlung	69
4.5.1	Strahlungsmessung und Einschätzung der Strahlenbelastung im Freiland	69
4.5.2	Expositionsversuche im Freiland	71
4.5.3	Langzeitexposition im Sonnensimulator	74
4.5.4	Verhaltensbeobachtung im Sonnensimulator	77
4.5.5	Untersuchte biometrische Zielgrößen	79
4.6	Präferenzberechnung und statistische Auswertung	81
5	Ergebnisse	83
5.1	Einfluss der Wassertemperatur auf die Fischbrut	83
5.1.1	Temperaturpräferenz	83
5.1.2	Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums	87
5.2	Einfluss des pH-Wertes auf die Fischbrut	88
5.2.1	Schwimmverhalten	88
5.2.2	Meideverhalten	94
5.2.3	Zusammenhang zwischen den einzelnen Verhaltensparametern	95
5.3	Einfluss der O ₂ -Gesamtgasübersättigung auf die Fischbrut	96
5.3.1	Schwimmverhalten	96
5.3.2	Meideverhalten	100
5.3.3	Zusammenhang zwischen den einzelnen Verhaltensparametern	100
5.4	Einfluss der UV-B-Strahlung auf die Fischbrut	102
5.4.1	Einschätzung der Strahlenbelastung im Freiland	102
5.4.2	Schwimmverhalten	104
5.4.3	Fischwachstum	107
5.4.4	Fischhaut	110
5.4.5	Fischmortalität	113
5.4.6	Zusammenhang zwischen UV-B-Strahlenbelastung, UV-B-Schadwirkung, Fischart und-entwicklungsstadium	114
5.5	Zusammenfassende Gesamtdarstellung der Ergebnisse	116
6	Diskussion	118
6.1	Einfluss der Wassertemperatur auf die Fischbrut	118
6.1.1	Temperaturpräferenzverhalten	118

6.1.2	Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums	126
6.2	Einfluss des pH-Wertes auf die Fischbrut	126
6.2.1	Schwimmverhalten	128
6.2.2	Meideverhalten	129
6.3	Einfluss der O ₂ -Gesamtgasübersättigung auf die Fischbrut.....	130
6.3.1	Schwimmverhalten	130
6.3.2	Meideverhalten	131
6.4	Einfluss der UV-B-Strahlung auf die Fischbrut.....	132
6.4.1	Einschätzung der Strahlenbelastung im Freiland	133
6.4.2	Auswirkung auf das Schwimmverhalten.....	133
6.4.3	Auswirkung auf das Fischwachstum	134
6.4.4	Auswirkung auf die Fischhaut.....	135
6.4.5	Auswirkung auf die Fischmortalität.....	136
6.4.6	Zusammenhang zwischen UV-B-Strahlenbelastung, UV-B-Schadwirkung, Fischart und,-entwicklungsstadium	136
6.5	Einschätzung der ökologischen Relevanz und des Gefährdungspotenzials der untersuchten abiotischen Parameter an den Brutstandorten	137
7	Ausblick.....	140
8	Zusammenfassung.....	141
9	Summary	143
10	Literaturverzeichnis	145
11	Anhang.....	A1
	Anhang 1: Deutsche (englische) Bezeichnung und wissenschaftlicher Arname der untersuchten und aller erwähnten Fischarten.	A2
	Anhang 2: Literaturangaben zu den Temperaturansprüchen der untersuchten Fischarten. ..	A4
	Anhang 3: Literaturangaben zur fischschädigenden Wirkung alkalischer pH-Werte	A20
	Anhang 4: Literaturangaben zum Meideverhalten von Fischen gegenüber Gasübersättigungen	A23
	Anhang 5: Literaturangaben zur Auswirkung von Gasübersättigungen auf Fische	A25
	Anhang 6: Literaturangaben zur Intensität und Schadwirkung der UV-B-Strahlung bei verschiedenen Organismen und Gewässertypen in Abhängigkeit von der Wassertiefe.....	A32
	Anhang 7: Literaturangaben zur Auswirkung natürlicher und künstlicher UV-B-Strahlung auf Fische	A34
	Anhang 8: Temperaturpräferenz-Diagramme	A42
	Anhang 9: Wasserparameter bei den UV-B-Expositionsversuchen.	A46
	Danksagung	

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Längszonale Verteilung der Adultstadien der untersuchten Fischarten im Fließgewässer.	4
Abbildung 2: Habitatbesetzung eurytoper und rheophiler Fische in der Donau während der ersten Lebensmonate.	9
Abbildung 3: Einfluss abiotischer Faktoren auf die Fischbrut.	10
Abbildung 4: Anteile von CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} in Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers.	11
Abbildung 5: Temperaturkenngößen bei Fischen.	20
Abbildung 6: Schematische Darstellung des Messsystems BehavioQuant®.	50
Abbildung 7: Aufenthaltsbereiche zur Ermittlung der Aufenthaltshäufigkeiten der Fische mit BehavioQuant®.	52
Abbildung 8: Räumlicher Temperaturverlauf bei unterschiedlicher Steilheit des Gradienten.	53
Abbildung 9: Fließkanal zur Erzeugung des horizontalen Temperaturgradienten.	54
Abbildung 10: Zeitlicher Temperaturverlauf in den Fließkanalabteilen.	55
Abbildung 11: Versuchsanordnung zur Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums.	57
Abbildung 12: Versuchsaquarium zur Beobachtung des Schwimmverhaltens.	61
Abbildung 13: Zeitlicher Ablauf einer Verhaltensbeobachtung.	63
Abbildung 14: Wahlapparate zur Untersuchung des Präferenz-/Meideverhaltens.	64
Abbildung 15: Wasseraufbereitungssystem zur Erzeugung der O_2 -Gesamtgasübersättigung.	67
Abbildung 16: Entnahmeorte der Wasserproben zur Bestimmung der UV-B-Transparenz ausgewählter Fließgewässer.	70
Abbildung 17: Versuchsanlage zur UV-Freilandexposition.	72
Abbildung 18: Schematische Darstellung der Versuchsanlage zur UV-Freilandexposition.	72
Abbildung 19: Transmission der Acrylglasabdeckungen in den Freiland Expositionsversuchen.	73
Abbildung 20: Schematisierte Darstellung der UV-B-Exposition im Sonnensimulator.	75
Abbildung 21: Langzeitexposition im Sonnensimulator.	75
Abbildung 22: Spektralwertvergleich von simulierter und natürlicher UV-Strahlung.	76
Abbildung 23: Schematisierte Darstellung der Versuchsanordnung zur Verhaltensbeobachtung im Sonnensimulator.	78
Abbildung 24: Versuchsaquarien und Kameras zur Verhaltensbeobachtung im Sonnensimulator.	78
Abbildung 25: Präferenzverhalten juveniler Bachforellen und larvaler Nasen bei homogenen Temperaturverhältnissen und verschiedenen Temperaturgradienten.	83

Abbildung 26: Längen der Fische aus den unterschiedlichen Temperaturstufen bei Versuchsende.	87
Abbildung 27: Abweichung der Motilität, der Bewegungsin Konstanz und des Individualabstandes der Versuchsfische bei hohem pH-Wert.....	90
Abbildung 28: Häufigkeitsverteilung der Versuchsfische bei hohem pH-Wert und bei Kontrollbedingungen für die Aufenthaltsbereiche in horizontaler und vertikaler Richtung der Versuchsebene.	91
Abbildung 29: Präferenz der Fische für den hohen pH-Wert.	94
Abbildung 30: Abweichung der Motilität, der Bewegungsin Konstanz und des Individualabstandes der Versuchsfische bei O ₂ -Gesamtgasübersättigung.....	98
Abbildung 31: Häufigkeitsverteilung der Versuchsfische bei O ₂ -Gesamtgasübersättigung und bei Kontrollbedingungen für die Aufenthaltsbereiche in horizontaler und vertikaler Richtung der Versuchsebene.	99
Abbildung 32: Präferenz der Fische für O ₂ -Gesamtgasübersättigung.	100
Abbildung 33: UV-B-Strahlenbelastung während der Expositionversuche im Freiland.....	102
Abbildung 34: Vergleich der UV-B-Transmission der einzelnen Gewässer.	104
Abbildung 35: Mittlere Schwimmtiefe und Motilität UV-B exponierter und UV-B abgeschirmter Äschenlarven.	106
Abbildung 36: Vergleich von Schwimmtiefe und Motilität UV-B exponierter und UV-B abgeschirmter Äschenlarven während und außerhalb der UV-B Bestrahlungsphase.	107
Abbildung 37: Länge der Fische nach UV-B-Freilandexposition.	108
Abbildung 38: Kontroll Bachforellen und der UV-B Strahlung ausgesetzte Bachforellen mit makroskopischen Hautveränderungen.	110
Abbildung 39: Haut eines Kontroll- und UV-B bestrahlten Lachses nach UV-B Exposition im Sonnensimulator.	111
Abbildung 40: Mortalitätsdifferenz von UV-B exponierten Fischen zu Kontrollfischen in der Freilandexposition.	113
Abbildung 41: Differenz der kumulativen Mortalitäten von UV-B exponierten Fischen und Kontrollfischen im Sonnensimulator.	114
Abbildung 42: Zusammenhang zwischen Fischlänge bei Expositionsbeginn, Expositionsdauer, UV-Index, Fischmortalität und Fischwachstum.	115

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anforderungen der Adultstadien der untersuchten Fischarten hinsichtlich Wassertemperatur, Habitat und Reproduktion	3
Tabelle 2: Status der untersuchten autochthonen Fischarten nach der Roten Liste Bayern und FFH-Richtlinie	7
Tabelle 3: Zusammensetzung der Luftgase	13
Tabelle 4: Natürlich auftretende Extremwerte der untersuchten abiotischen Parameter in der fließenden Welle und an Brutstandorten ausgewählter Fließgewässer	16
Tabelle 5: Verwendete Geräte, Chemikalien, Utensilien und Verbrauchsmaterialien	48
Tabelle 6: Versuche zur Temperaturpräferenz der Jugendstadien verschiedener Fischarten	56
Tabelle 7: Versuche zur Auswirkung der Wassertemperatur auf das Wachstum der Jugendstadien verschiedener Fischarten	58
Tabelle 8: Versuche zur Auswirkung hoher pH-Werte auf das Schwimmverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten	62
Tabelle 9: Versuche zur Auswirkung hoher pH-Werte auf das Präferenzverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten	65
Tabelle 10: Versuche zur Auswirkung von O ₂ -Gesamtgasübersättigung auf das Schwimmverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten	68
Tabelle 11: Versuchsfische, Wasserparameter und Anzahl der Versuchswiederholungen zum Einfluss von O ₂ -Gesamtgasübersättigung auf das Präferenzverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten	69
Tabelle 12: Versuche zum Einfluss der natürlichen UV-B-Strahlung auf die Jugendstadien verschiedener Fischarten	74
Tabelle 13: Strahlenqualitäten im Sonnensimulator	76
Tabelle 14: Versuche zum Einfluss der künstlicher UV-B-Strahlung auf die Jugendstadien verschiedener Fischarten	77
Tabelle 15: Ermittelte Präferenztemperatur, untere und obere Meidetemperatur in Abhängigkeit von Fischgröße, Akklimatisationstemperatur und Adaptionszeit	85
Tabelle 16: Individualgewicht der Fische aus den unterschiedlichen Temperaturstufen bei Versuchsende	88
Tabelle 17: Zusammenhang zwischen Motilität, Bewegungsin Konstanz und Individualabstand bei hohem pH-Wert und bei Kontrollbedingungen	95
Tabelle 18: Zusammenhang zwischen Motilität, Bewegungsin Konstanz und Individualabstand bei O ₂ -Gesamtgasübersättigung und bei Kontrollbedingungen	101

Tabelle 19: UV-Index, maximale und mittlere UV-B-Intensität und UV-B-Dosis während der Freilandversuche..... 103

Tabelle 20: Anzahl und Durchmesser der dorsalen Becherzellen und Epidermisdicke für Fische nach Freilandexposition bzw. Exposition im Sonnensimulator 112

Tabelle 21: Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse. 117

1 Einleitung

In den letzten vier Jahrzehnten hat in den geschiebeführenden, voralpinen Fließgewässern ein drastischer Rückgang der Populationen vieler Fischarten stattgefunden. Der überwiegende Teil der in Bayern vorkommenden rheophilen Fischarten wird aufgrund ihrer akuten Gefährdungssituation in eine der fünf Gefährdungskategorien der Roten Liste gefährdeter Tierarten eingestuft (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2003). In vielen Fällen ist ein gestörter Altersaufbau der betroffenen Populationen festzustellen, der sich durch die fehlenden Jugendstadien bemerkbar macht. Die Ursache für die Individuenabnahme ist daher während der frühen Entwicklungsphase der Fische zu suchen und könnte zumindest teilweise in einer Schädigung der Fische an den Brutstandorten begründet sein.

Die Larvalstadien gelten neben den Fischembryonen als die gegenüber Umwelteinflüssen empfindlichsten Lebensstadien während der Fischontogenese (MCKIM 1977; WOLTERING 1984). Die Larval- und Juvenilstadien vieler rheophiler Fischarten halten sich im Gegensatz zu den adulten Tieren über einen artspezifischen Zeitraum in ufernahen, strömungsberuhigten Flachwasserbereichen auf (BARDONNET ET AL. 1991; COOP 1992; COWX & WELCOMME 1998; DEDUAL 1990; DUNCAN ET AL. 2001; FLOYD ET AL. 1984; HEGGENES & TRAAEN 1988; HENNEL 1992; MOORE & GREGORY 1988; PENAZ ET AL. 1978; SCHEIDEGGER & BAIN 1995; SCHIEMER & SPINDLER 1989; SCHIEMER & WAIDBACHER 1992; SCOTT 1985; SEMPEKI & GAUDIN 1995a,b; STEINHÖRSTER ET AL. 1996; WATKINS ET AL. 1997).

Aufgrund der anthropogen verringerten Abflussdynamik und des verminderten Geschiebetransports kommt es in den voralpinen Fließgewässern Bayerns infolge der mangelnden Substratumlagerung in den Flachwasserbereichen häufig zu flächendeckenden Veralgungen. Die Algenzönosen führen in Verbindung mit der geringen Wassertiefe und Trübung sowie der ungehindernten Sonneneinstrahlung zu einer gesteigerten photosynthetischen Aktivität und damit zu extremen tageszeitlichen Schwankungen von pH-Wert und O₂- bzw. Gesamtgassättigung. Sowohl erhöhte pH-Werte (BANDT 1937; BAUER ET AL. 1990; LABLEBEN 1994; SCHÄPERCLAUS 1979; SCHRECKENBACH ET AL. 1975; SCHRECKENBACH & SPANNENBERG 1987) wie auch Gasübersättigungen (ALDERDICE & JENSEN 1985; BAATH ET AL. 1990; COLT ET AL. 1986; EDSALL & SMITH 1991; ELSTON 1983; HAEMPEL 1929; KUHLMANN 1988; REICHENBACH-KLINKE 1977; SCHÄPERCLAUS 1979; SUPPLEE & LIGHTNER 1976) können jeweils für sich allein bereits als für Fische schädlich bis letal wirken. Zusätzlich kann eine weitere Schädigung von Algentoxinen ausgehen (BAGANZ 2005; RODGER ET AL. 1994). Auch die Zunahme der UV-B-Strahlung stellt ein Gefährdungspotenzial für Fische - besonders der frühen Entwicklungsstadien - dar (ZAGARESE & WILLIAMSON 2001).

Um das Gefährdungspotenzial abiotischer Umweltfaktoren an den Fischbrutstandorten einschätzen zu können, ist es von großer Bedeutung, ihre Auswirkung auf die Fischbrut unter kontrollierten Bedingungen qualitativ und quantitativ zu erfassen. Derartige Informationen sind erforderlich, um exakte Kennwerte für Schutzmaßnahmen einzelner Fischarten zu entwickeln. Außerdem stellen sie die Grundvoraussetzung für eine nachhaltige Planung und Umsetzung von ökologisch-verträglichen wasserbaulichen Maßnahmen dar (ROSENFELD 2003). Darüber hinaus sind Untersuchungen zur Habitatwahl von Fischbrut in der Fischbiologie von zunehmender Bedeutung, da die Fischbrut aufgrund ihrer komplexen Habitatanforderungen einen guten Indikator für den ökologischen Zustand von Fließgewässern darstellt (SCHIEMER ET AL. 1991).

Nach wie vor mangelt es an Kenntnissen über die ökologischen Ansprüche einzelner Fischarten unter Berücksichtigung ihrer gesamten Lebensphase. Den Habitatanforderungen der Fische während der frühen, sensiblen Entwicklungsphase an den Brutstandorten muss in diesem Zusammenhang besondere Bedeutung beigemessen werden. Um diesbezüglich fehlende bzw. nur lückenhaft vorliegende Daten in einigen Bereichen zu vervollständigen, wurde in der vorliegenden Arbeit der Einfluss von Wassertemperatur, erhöhten pH-Werten und O₂- bzw. Gesamtgasübersättigungen und erhöhter UV-B-Strahlung auf die Brut ausgewählter Fischarten untersucht.

Dabei sollten folgende Hypothesen getestet werden:

- Die in den Flachwasserbereichen auftretenden, im Vergleich zur fließenden Welle, höheren Wassertemperaturen, werden von der Fischbrut bevorzugt aufgesucht.
- Standorttypische hohe pH-Werte und O₂-Gesamtgasübersättigungen werden von der Fischbrut nicht gemieden.
- Standorttypische hohe pH-Werte, O₂-Gesamtgasübersättigungen und UV-B-Strahlungswerte wirken sich negativ auf die Fischbrut aus und können daher zur Gefährdung der betroffenen Populationen rheophiler Fischarten beitragen.

Bei der Auswahl der Versuche und Versuchsfische wurden zwei Strategien verfolgt. Um die Auswirkung der verschiedenen Parameter auf ein und dieselbe Fischart zu ermitteln, wurden einzelne Arten schwerpunktmäßig untersucht. Um darüber hinaus artspezifische Unterschiede bei der Wirkungsweise der einzelnen Parameter zu erfassen, wurden in den Einzelversuchen Vergleichsdaten zu verschiedenen Fischarten erhoben.

2 Untersuchte Fischarten

Da die vorliegende Arbeit ausschließlich Larval- und Juvenilstadien behandelt und sich Literaturangaben zur Biologie der einzelnen Arten überwiegend auf Adulttiere beziehen, wird auf eine detaillierte Artbeschreibung verzichtet. An dieser Stelle sei auf eingängige Werke verwiesen, die einen umfangreichen Überblick über die zoogeografische Verbreitung, die Biologie und die Lebensraumsansprüche einheimischer Fischarten geben (GERSTMIEIER & ROMIG 1998; LELEK 1987). Tabelle 1 vermittelt eine zusammenfassende Übersicht über die wesentlichen Charakteristika der untersuchten Fischarten, die für die in den folgenden Kapiteln bearbeiteten Fragestellungen von Bedeutung sind. Berücksichtigt werden dabei die artspezifischen Ansprüche an die Wassertemperatur und den Lebensraum (Habitat, Reproduktion). Die Angaben beziehen sich auf adulte Tiere und entsprechen zum Großteil den von SCHMUTZ ET AL. (2000) vorgenommenen Einstufungen, wurden aber in einigen Punkten abgeändert und ergänzt.

Tabelle 1: Anforderungen der Adultstadien der untersuchten Fischarten hinsichtlich Wassertemperatur, Habitat und Reproduktion (Nach SCHMUTZ ET AL. 2000 ergänzt und abgeändert durch den Verfasser* bzw. nach DUBLING ET AL. 2004**).

Familie	Art	Temperatortoleranz	Habitat	Reproduktion
Acipenseridae (Störe)				
	Sterlet	meso-eurytherm	rheophil A	litho/pelagophil
Cyprinidae (Karpfenartige)				
	Aitel	meso-eurytherm	rheophil B**	lithophil
	Barbe	meso-eurytherm	rheophil A	lithophil
	Elritze	oligo-stenotherm	eurytop	lithophil
	Frauennerfling	meso-eurytherm	rheophil A	lithophil
	Hasel	meso-eurytherm	rheophil A	lithophil**
	Karpfen	meso-eurytherm	eurytop	phytophil
	Moderlieschen	meso-eurytherm	stagnophil	phytophil
	Nase	meso-eurytherm	rheophil A	lithophil
	Nerfling	meso-eurytherm	rheophil A	phyto-lithophil**
	Perlfisch	meso-eurytherm	rheophil B	lithophil
Lotidae (Rutten)				
	Rutte	oligo-stenotherm	eurytop	litho-pelagophil
Gasterosteidae (Stichlinge)				
	Dreistachliger Stichling	meso-eurytherm*	eurytop	phytophil**
Salmonidae (Forellenartige)				
	Atlantischer Lachs	oligo-stenotherm*	rheophil A	lithophil**
	Bachforelle	oligo-stenotherm	rheophil A	lithophil
	Bachsaibling	oligo-stenotherm*	rheophil A**	lithophil**
	Huchen	oligo-stenotherm	rheophil A	lithophil
	Regenbogenforelle	oligo-stenotherm*	rheophil A**	lithophil**
	Seesaibling	oligo-stenotherm*	rheophi B**	lithophil**
Thymallidae (Äschen)				
	Äsche	oligo-stenotherm*	rheophil A	lithophil

Es wurden zwanzig Fischarten aus sechs Familien untersucht. Alle Fische stammen aus der künstlichen Vermehrung verschiedener bayerischer Teichwirtschaften. Bis auf den Bachsaibling und die Regenbogenforelle, die in den 80er Jahren des 19. Jahrhunderts aus Nordamerika

nach Europa eingeführt wurden, sind alle untersuchten Arten in einem der drei großen Stromsysteme Bayerns (Rhein, Donau, Elbe) autochthon. Beim Großteil der untersuchten Spezies handelt es sich um kieslaichende (lithophile), strömungsliebende Fischarten, die sich während ihrer gesamten Lebensphase im Fließgewässer bewegen (rheophil A) oder nur zeitweise strömungsberuhigte Nebengewässer und Altarme aufsuchen (rheophil B). Auch die strömungsindifferente (eurytope) Elritze ist eine in Fließgewässern weit verbreitete Art. Während die Salmoniden, die Äsche, die Elritze und die Rutte einen engen kühlen Temperaturbereich tolerieren (oligo-stenotherm), zeichnen sich die untersuchten Cypriniden und der Dreistachlige Stichling durch einen weiteren Temperatur-Valenzbereich aus (meso-eurytherm). Entsprechend ihren Ansprüchen hinsichtlich Habitat, Reproduktion und Wassertemperatur ist der bevorzugte Lebensraum der untersuchten Arten zum Großteil der Forellen- (Epi-/Metarhithral), Äschen- (Hyporhithral) bzw. Barbenregion (Epipotamal) zuzuordnen. Dies lässt sich durch den Fischregionsindex (FRI) nach DUßLING ET AL. (2004) darstellen (Abbildung 1). Sterlet und Nerfling bewohnen zwar als Adultstadien bevorzugt strömungsärmere (potamale) Fließgewässerregionen, suchen aber zum Laichen stromaufwärtsgelegene schnellfließendere Gewässerabschnitte mit kiesigem Grund auf, wo ihre Larval- und Juvenilstadien über einen artspezifischen Zeitraum geeignete Aufwuchshabitate besetzen.

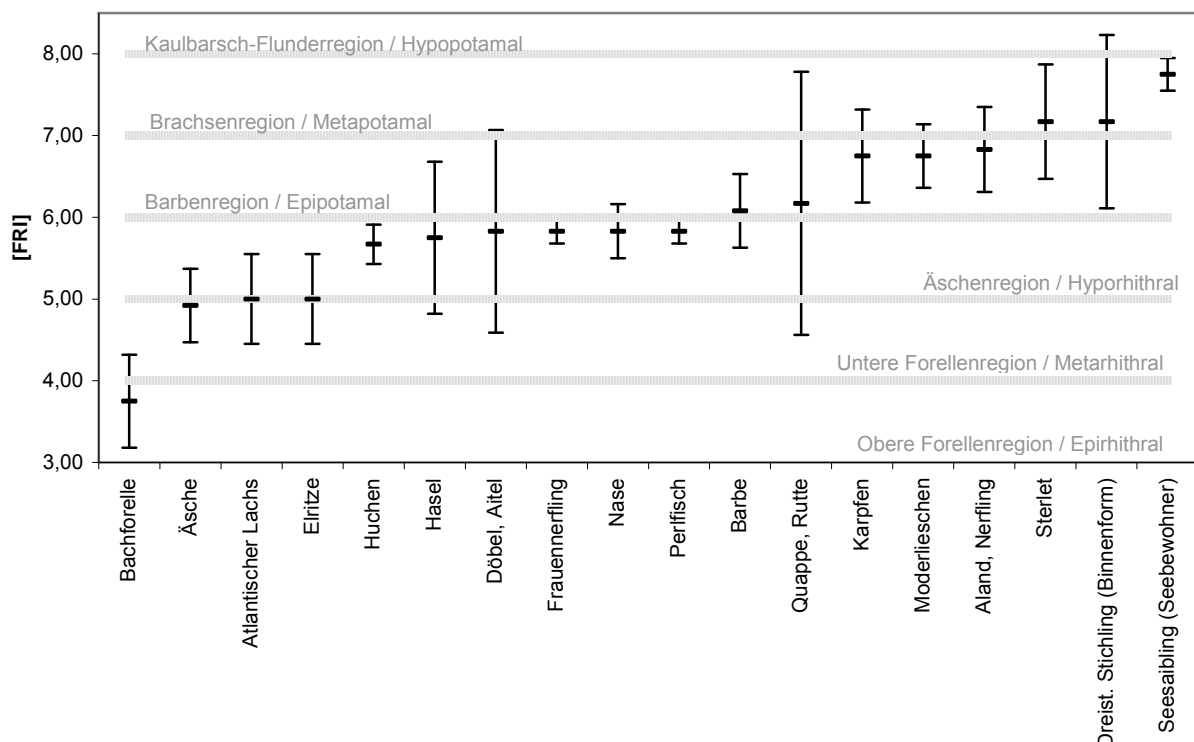


Abbildung 1: Längszonale Verteilung der Adultstadien der untersuchten Fischarten im Fließgewässer. Basierend auf dem Fischregionsindex (FRI) nach DUßLING ET AL. (2004, den Fließgewässerregionen nach ILLIES (1961) und den Fischregionen nach HUET (1949, 1953).

Der Karpfen, das Moderlieschen und der Dreistachlige Stichling heben sich als pflanzenliebende (phytophil) und eurytope- bzw. stillwasserliebende (stagnophile) Potambobewohner stärker von den übrigen Fischarten ab. Gleiches gilt für den Seesaibling als obligatem Seebewohner. Die Brut von Karpfen, Moderlieschen, Dreistachligem Stichling und Seesaibling hält sich demzufolge im Gegensatz zu den übrigen untersuchten Fischarten nicht in den litoralen Flachwasserbereichen rhitraler Gewässerabschnitte auf. Die Arten wurden mit in die Untersuchungen aufgenommen, um in den Einzelversuchen Vergleichsdaten für mehrere unterschiedliche Fischarten zu erhalten. Abhängig von der Laichzeit sind die frühen Entwicklungsstadien der einzelnen Arten innerhalb eines Jahres nur für einen begrenzten Zeitraum verfügbar. Darüber hinaus handelt es sich beim Karpfen um eine Fischart, über deren Temperaturpräferenz bereits umfangreiche Ergebnisse aus Laboruntersuchungen vorliegen. Daher eignet sich diese Fischart besonders, um die ermittelten Präferenztemperaturen auf Reproduzierbarkeit zu überprüfen. Die deutschen und wissenschaftlichen Artnamen der untersuchten und aller zitierten Fischarten sind in Anhang 1 zusammengefasst.

3 Literaturbesprechung

3.1 Gefährdungssituation rheophiler Fischarten

Fische zählen weltweit zu den am stärksten bedrohten Wirbeltiergruppen. Die Gefährdung rheophiler Fischarten ist ein globales Problem, das gleichermaßen für den nordamerikanischen Kontinent (JELKS ET AL. 2008) wie für gesamt Europa (IUCN 2008) dokumentiert ist.

Besonders in der Äschen- und Barbenregion ist die Gefährdung von Fischassoziationen auffällig hoch. Am Beispiel von Nase und Äsche lässt sich der weitverbreitete Populationsrückgang der Fließgewässerfischarten beschreiben. Die Nase ist deutschlandweit nur noch in Restbeständen anzutreffen (BOCK ET AL. 2004; BRÄMICK ET AL. 1999; DUßLING & BERG 2001; FISCHEREIVERBAND SAAR 2001; FÜLLNER ET AL. 2005; KLINGER 2001; PELZ ET AL. 2000). In der Schweiz wird sie als vom Aussterben bedroht (KIRCHHOFER ET AL. 2007) und in anderen europäischen Mitgliedsstaaten als stark gefährdet eingestuft (KACZKOWSKI ET AL. 2004). Die Äschenbestände im bayerischen Alpenraum sind stark rückläufig (BAARS 2000; STEINHÖRSTER 2001) und die Fischart wird im gesamten deutschen Bundesgebiet als gefährdet bis stark gefährdet eingestuft (DUßLING & BERG 2001; FÜLLNER ET AL. 2005; PELZ ET AL. 2000). Auch in österreichischen, schweizer und französischen Fließgewässern ist während der letzten Jahrzehnte ein Rückgang der Äschenpopulationen festzustellen, was auch auf viele Äschenpopulationen im gesamten europäischen Raum zutrifft (GARDINER 2000; KEITH & MARION 2002; KIRCHHOFER ET AL. 2007; UIBLEIN ET AL. 2001).

Auf Bayern bezogen werden 91 % der autochthonen, rheophilen Fischarten als gefährdet eingestuft (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2003). Dies trifft für sechzehn der achtzehn in der vorliegenden Arbeit untersuchten, autochthonen Arten zu (Tabelle 2). Lediglich Aitel und Karpfen sind nicht in einer der Gefährdungskategorien aufgeführt. Sieben der achtzehn Arten werden in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) geführt und unterliegen daher künftig einer gezielten Überwachung hinsichtlich ihrer Bestandsentwicklung (RICHTLINIE 92/43/EWG).

Tabelle 2: Status der untersuchten autochthonen Fischarten nach der Roten Liste Bayern (BAY. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ 2003) und FFH-Richtlinie (RICHTLINIE 92/43/EWG). RL: Status nach Roter Liste Bayern: 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet, V = Arten der Vorwarnliste). FFH: Nummer des FFH-Anhangs, in der die Fischart geführt wird.

Familie	Art	RL	FFH
Acipenseridae (Störe)			
	Sterlet	1	V
Cyprinidae (Karpfenartige)			
	Barbe	3	V
	Elritze	3	
	Frauennerfling	3	II, V
	Hasel	V	
	Moderlieschen	3	
	Nase	2	
	Nerfling	3	
	Perlfisch	1	II, V
Gadidae (Rutten)			
	Rutte	2	
Gasterosteidae (Stichlinge)			
	Dreistachliger Stichling	V	
Salmonidae (Forellenartige)			
	Atlantischer Lachs	0	II, V
	Bachforelle	V	
	Huchen	3	II, V
	Seesaibling	V	
Thymallidae (Äschen)			
	Äsche	2	V

3.2 Potenzielle Rückgangsursachen

Allgemeinen Gefährdungsursachen für Fließgewässerfaunen sind in der Literatur ausführlich beschrieben. Sie umfassen unter anderem die aus verschiedenen anthropogenen Aktivitäten resultierende Lebensraumdegradation bzw. -fragmentation und den Verlust von Lebensräumen (DUDGEON ET AL. 2006; HELFMAN 2007). Derartige negative Umweltveränderungen führen zum Rückgang der Fließgewässerpopulationen und nach Unterschreitung einer kritischen Populationsgröße (minimum viable population, GILPIN & SOULÉ 1986) zum Aussterben der betroffenen Populationen (extinction vortex).

Bei der Suche nach dem Grund des Fischarten- und Populationsschwundes in den Fließgewässern Bayerns werden verschiedene Faktoren in Betracht gezogen. Das Fehlen bzw. die Degradation von Laichplätzen (PULG 2006) und Brutfischeinständen (HENNEL 1992) werden ebenso als mögliche Rückgangsursache diskutiert wie das Unterbinden von Einwanderungsmöglichkeiten in Nebengewässer als Refugial-, Regenerations- und Reproduktionszonen und die eingeschränkte Wandermöglichkeit als Folge der Flussverbauung (TOMBECK 2006). Auch die Schädigung der Fischfauna durch Turbinenbetrieb (EBEL 2008), der gesteigerte Fraßdruck piscivorer Vögel (STEINHÖRSTER ET AL. 1996), Fertilitätsstörungen aufgrund endokrin wirksamer Substanzen (REINARTZ 1995) und die Verschiebung des Nahrungsangebotes im Zuge der Reoligotrophierung (SCHIEMER 1988) stellen eine mögliche Rückgangsursache dar. Obwohl einzel-

ne dieser Faktoren regional durchaus von Bedeutung sind und den Rückgang einzelner Fischarten erklären können, liefern sie keine befriedigende Begründung für den oft flächendeckenden Rückgang vieler Fischarten. So zeigten die von HENNEL (1992) an der Mittleren Isar durchgeführten Untersuchungen, dass weder fehlende Laichplätze, noch Reproduktionsstörungen der Grund für den Rückgang von Äsche und Nase in dieser Gewässerstrecke sind. Von REINARTZ (1995) im gleichen Untersuchungsgebiet durchgeführte Laichplatzuntersuchungen und In-vitro-Befruchtungsversuche mit den Geschlechtsprodukten von Nasenwildfängen schließen eine verminderte Fertilität als alleinige, bestandsgefährdende Rückgangsursache aus. Gleiches konnte für die Äsche in verschiedenen bayerischen Fließgewässern nachgewiesen werden (HEIM 2001; SCHUBERT 2002a,b). Auch Rückstandsuntersuchungen gaben bisher keinen Hinweis auf eine Schadstoffanreicherung als Rückgangsursache für die Nase, die als Algenfresser eine besondere Nische besetzt (REINARTZ 1995). Ein infolge der verbesserten Gewässergüte verringertes Nahrungsangebot ist aufgrund des Ernährungszustandes der adulten Fische nicht als Rückgangsursache der Nasenbestände anzunehmen, da auch eine negative Bestandsentwicklung in stark veralgten und damit nahrungsreichen Gewässern zu beobachten ist (STEIN 1992).

In vielen Fällen ist mit dem Populationsrückgang ein gestörter Altersaufbau zu beobachten. So beschreiben STEINHÖRSTER & STEIN (1997) für die Obere Isar und den Isarkanal im Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen einen immer noch ansehnlichen Bestand an gut genährten Äschen-sömmerlingen, was auf eine funktionierende Reproduktion schließen lässt. Des Weiteren berichteten sie, dass ein großer Teil der einsömmerigen Fische während der Wintermonate aus dem Gewässer verschwunden ist. Ein gleichermaßen gestörter Altersaufbau wurde für die Nasenbestände der oberen und der mittleren Isar beobachtet (HENNEL 1992; REINARTZ 1995). In vielen bayerischen Voralpenflüssen sind im Frühsommer in den Flachwasserbereichen große Schwärme von Nasenbrut anzutreffen, die bereits im Herbst desselben Jahres oft deutlich reduziert, und im folgenden Frühjahr kaum mehr nachzuweisen sind (REINARTZ 1995; STEINHÖRSTER ET AL. 1996).

Aufgrund derartiger Beobachtungen kann eine Schädigung der Fischbrut durch ungünstige abiotische Umweltparameter als weitere mögliche Rückgangsursache rheophiler Fischarten in Betracht gezogen werden. Die Larvalstadien gelten neben den Fischembryonen als die gegenüber Umwelteinflüssen empfindlichsten Lebensstadien während der Fischontogenese (MCKIM 1977; WOLTERING 1984).

3.3 Abiotische Parameter an den Brutstandorten

Die Brut vieler rheophiler Fischarten hält sich im Gegensatz zu den adulten Tieren über einen artspezifischen Zeitraum in ufernahen, strömungsberuhigten Flachwasserbereichen auf (COOP

1992; COWX & WELCOMME 1998; DEDUAL 1990; DUNCAN ET AL. 2001; FLOYD ET AL. 1984; HEGGENES & TRAAEN 1988; HENNEL 1992; MOORE & GREGORY 1988; PENAZ ET AL. 1978; SCHEIDEGGER & BAIN 1995; SCHIEMER & SPINDLER 1989; SCHIEMER & WAIDBACHER 1992; STEINHÖRSTER ET AL. 1996; WATKINS ET AL. 1997). Für die Äsche wird beschrieben, dass sich deren Larvalstadien nach dem Schlupf für einige Wochen schwarmweise in sehr flachem Wasser bzw. nahe der Wasseroberfläche aufhalten und später Richtung Strommitte in tiefere, schneller fließende Bereiche abwandern (BARDONNET ET AL. 1991; GAUDIN & SEMPEski 2001; GUTHRUF 1996; JUNGWIRTH ET AL. 2003; NYKÄNEN & HUUSKO 2004a,b, SAGNES ET AL. 1997, 2000; SCHUBERT 1998, 2002a; SCOTT 1985; SEMPEski & GAUDIN 1995a,b). Nach SCOTT (1985) findet dieser Habitatwechsel zeitgleich mit der Metamorphose zum Juvenilstadium statt, die ungefähr bei einer Körperlänge von 24 bis 30 mm einsetzt (GUTHRUF 1996; PENAZ 1975; SAGNES ET AL 1997). Auch die bevorzugten Habitate der Nasenbrut zeichnen sich durch niedrige Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen aus (FEORE ET AL. 2001), wobei die Nase wie viele andere rheophile Cypriniden im Vergleich zur Äsche über einen deutlich längeren Zeitraum in den Flachwasserhabitaten anzutreffen ist (SCHUBERT 1998). Auch die während der Tagesstunden besetzten Habitate larvaler Barben lassen sich durch Ufernähe, geringe Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten charakterisieren (BISCHOFF & SCHOLTEN 1996; EBEL 1999 unveröffentlicht in EBEL & SPEIERL 2003). Die Jungfische der Rutte halten sich ebenfalls häufig in ufernahen Flachwasserbereichen auf (HOCHLEITHNER 2002) und auch für die Elritze wird eine Präferenz für wärmere Flachwasserbereiche beschrieben (GARNER ET AL. 1998; HEDTKE 1998). SCHIEMER & SPINDLER (1989) beschreiben die Habitatbesetzung während der ersten Lebensmonate verallgemeinernd für verschiedene Fischarten (Abbildung 2).

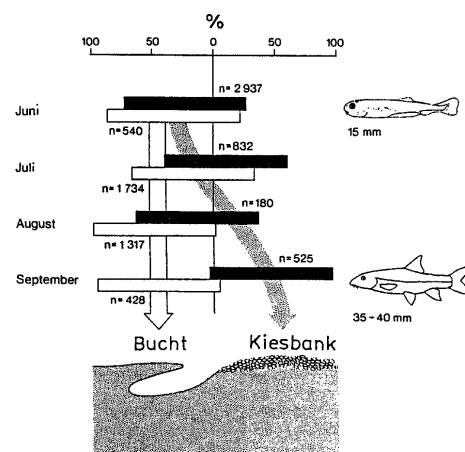


Abbildung 2: Habitatbesetzung eurytoper (weiß) und rheophiler (schwarz) Fische in der Donau während der ersten Lebensmonate (nach SCHIEMER & SPINDLER 1989).

Demnach bevorzugen sowohl eurytopen wie rheophile Fischarten während des Larvalstadiums (mittlere Größe 15 mm) flache, strömungsarme Kiesbänke und Buchten. Während die eurytopen Arten diesen Lebensraum auch noch im Juvenilstadium (mittlere Größe 35 – 40 mm) be-

siedeln, ist für die rheophilen Arten mit fortschreitender Ontogenese ein artspezifisch differenzierter Habitatwechsel in rascher überströmte Bereiche festzustellen.

Die Mikrohabitatnutzung ist unter anderem abhängig von der Habitatverfügbarkeit, der Fischdichte, dem Nahrungsangebot und biotischen Interaktionen (HEGGENES & SALVEIT 1990; MOYLE & BALTZ 1985). Die Präferenz von Jungfischen für strömungsarme, ufernahe Flachwasserbereiche wird dabei als eine, bei zahlreichen Fischarten verbreitete, Strategie zur Minimierung des Prädationsrisikos, des hydraulischen Stresses und zur Nahrungsoptimierung gedeutet (COOP & JURAJDA 1993; HARVEY 1991; JOWETT & RICHARDSON 1994; MACIEJ-GLIWICZ & JACHNER 1992; PENAZ ET AL. 1978; SCHLOSSER 1987). Ein wesentlicher Grund für die Habitatwahl während der Larval- und Juvenilphase besteht darüber hinaus in dem Temperaturpräferenzverhalten der Fische, was die Attraktivität unbeschatteter, strömungsberuhigter Flachwasserhabitate erklärt (COWX & WELCOMME 1998; SCHUBERT 1998). Die Wassertemperatur beeinflusst maßgeblich das Fischwachstum (Kapitel 3.4.1) und in der Natur wird ein maximales Wachstum der Fischlarven angestrebt, da die Mortalität in diesem Entwicklungsstadium am höchsten ist (verschiedene Autoren in WIESER ET AL. 1988).

Aufgrund ihrer Abhängigkeit von der Sonnenstrahlung treten an den Brutstandorten Extremwerte von Wassertemperatur, pH-Wert, O₂- bzw. Gesamtgasübersättigung und UV-B-Strahlung meist in Kombination auf (Abbildung 3).

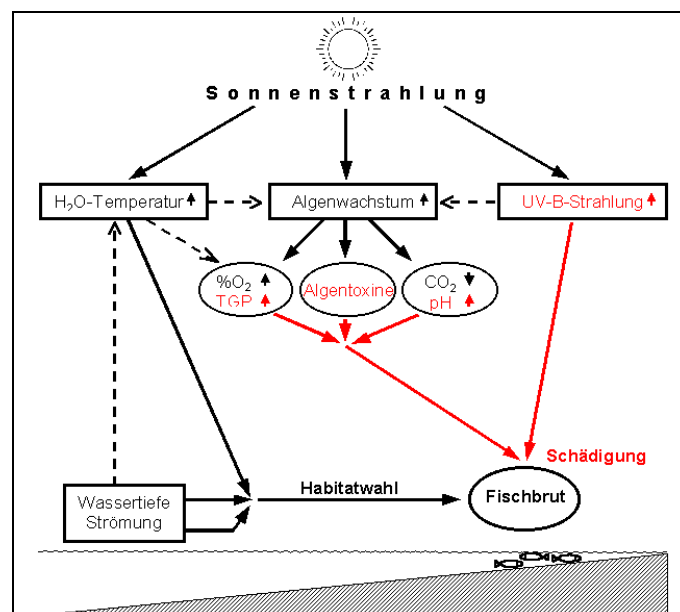


Abbildung 3: Einfluss abiotischer Faktoren auf die Fischbrut und Wechselwirkungen (gestrichelte Pfeile) einzelner abiotischer Faktoren.

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten abiotischen Parameter werden nachfolgend näher betrachtet.

pH-Wert

Der pH-Wert ist im Wesentlichen geogen bedingt, wird aber stark beeinflusst durch die Photosynthese höherer Wasserpflanzen, Moose und Algen, die Atmung von tierischen Lebewesen sowie durch den bakteriellen Abbau organischer Materialien. Gewässer mit Kalkstein geprägtem Einzugsgebiet wie in den Alpen und dem Alpenvorland weisen aufgrund des Carbonat (CO_3^{2-})-Kohlensäure (H_2CO_3)-Gleichgewichtes gute Puffereigenschaften auf. Der pH-Wert liegt in diesen Gewässern aufgrund des hohen Gehaltes an HCO_3^- und CO_3^{2-} natürlicherweise im schwach alkalischen Bereich. Die an diesem Puffersystem beteiligten Komponenten und Reaktionen wurden von BAUER (1991) ausführlich beschrieben (Abbildung 4).

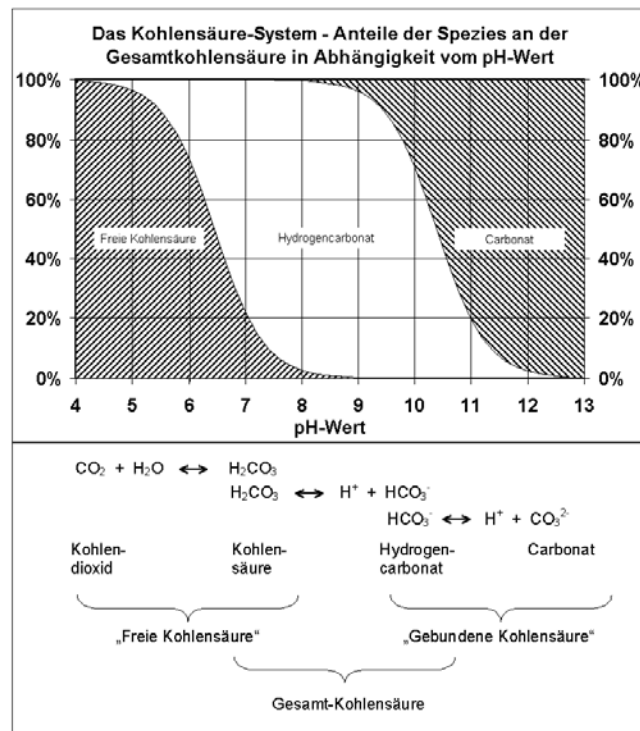


Abbildung 4: Anteile von CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} in Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers. Berechnet nach DIN 38404 D8 und C10 (Rechenbasis: $t = 15^\circ\text{C}$ und $LF(25^\circ\text{C}) = 160 \mu\text{S/cm.}$) (abgeändert aus BAUER 1991).

Wird durch die Photosynthese ausgeprägter Makrophytenbestände oder Algenzönosen CO_2 entzogen, so kann der pH-Wert bis auf 9, bei Verbrauch von HCO_3^- sogar auf 11 ansteigen (LAMPERT & SOMMER 1993). Die besonders dramatische Steigerung des pH-Wertes durch den Entzug von HCO_3^- beruht auf dem Wachstum spezialisierter Algenarten, die HCO_3^- im Austausch gegen OH^- -Ionen aktiv aufnehmen (KOHL & NICKLISCH 1988).

Die Problematik extremer tageszeitlicher pH-Schwankungen ist an sonnigen Tagen im Frühjahr und Sommer in den Flachwasserbereichen vieler voralpiner Fließgewässer anzutreffen (REINARTZ 1995; SCHUBERT 1998; STEINHÖRSTER ET AL. 1996). STEINHÖRSTER ET AL. (1996) konnten in einem Vergleich von Messwerten der 50er und 60er Jahre mit Messergebnissen der 90er Jahre zeigen, dass die mittleren pH-Werte damals bei einem deutlich niedrigeren Niveau

lagen. Die allgemeine Erhöhung des pH-Wertes führen sie auf die veränderte Einleitungssituation und eine zunehmende CO₂-Assimilation zurück. Da der Abbau organischer Verbindungen weitgehend in die Kläranlagen vorverlegt wird, finden CO₂-liefernde (= pH-senkende), O₂-zehrende Abbauprozesse nur noch in eingeschränktem Umfang im Vorfluter statt. Gleichzeitig gelangen jedoch ausreichend Pflanzennährstoffe in Form von Stickstoff und Phosphor ins Wasser. CO₂-Mangel und Phosphorüberschuss führen zu einem verstärktem Wachstum der Algenarten, die bei ihrer Photosynthese auf die Nutzung des schwer verwertbaren HCO₃ spezialisiert sind und damit maßgeblich die Tagesganglinien von pH-Wert und O₂-Sättigung bestimmen.

O₂- und Gesamtgasübersättigung

Druck und Wassertemperatur stellen die maßgeblichen Umweltfaktoren dar, die die Löslichkeit der Gase im Süßwasser beeinflussen (WEITKAMP & KATZ 1980). Entsprechend dem Henry'schen Gesetz ist die bei einer bestimmten Temperatur im Wasser gelöste Menge eines Gases direkt proportional zum Druck, der auf die Lösung ausgeübt wird. Mit einem Druckanstieg von 0,1 bar nimmt die Löslichkeit der Gase im Wasser um 10 % zu. Da sich der hydrostatische Druck pro Meter Wassertiefe um 0,1 bar erhöht, ergibt sich daraus - bezogen auf die Verhältnisse an der Wasseroberfläche in einem Meter Wassertiefe - eine 10 %ige Steigerung der Löslichkeit bzw. eine Abnahme der Gesamtgassättigung in gleicher Höhe. Mit zunehmender Wassertemperatur nimmt das Lösungsvermögen der Gase im Wasser ab, wodurch die Gesamtgassättigung bei Erwärmung des Wassers um 1 °C um 2,5 % ansteigt (KUHLMANN 1987). Die Gesamtgassättigung im Wasser wird auch als Gesamtgasdruck (**Total Gas Pressure = TGP**) bezeichnet und ist definiert als die Summe der Partialdrücke aller im Wasser gelösten Gase. Sie lässt sich durch Gleichung 1 beschreiben.

$\text{TGP [\%]} = \left[\frac{\text{BP} + \Delta P}{\text{BP}} \right] 100$	<p>TGP = Gesamtgasdruck BP = Luftdruck [mm Hg] ΔP = Differenz zwischen Gesamtgasdruck und lokalem Luftdruck [mm Hg]</p>
---	---

Gleichung 1: Berechnung des Gesamtgasdrucks im Wasser (aus COLT ET AL. 1986).

In zu 100 % gesättigtem Wasser liegen alle Gase in gelöster Form entsprechend ihrer Anteile in der über der Wassersäule befindlichen Atmosphäre vor (Tabelle 3).

Während O₂ ein biologisch aktives Gas ist, handelt es sich bei N₂ und den Edelgasen (überwiegend Argon) um biologisch inerte Gase. Bei der Entstehung von Gesamtgasübersättigungen sind hauptsächlich N₂ und O₂ von Bedeutung, während CO₂ aufgrund seiner hohen Löslichkeit im Wasser eine untergeordnete Rolle spielt (DEUFEL 1976; KNÖSCHE 1985; NEBEKER ET AL. 1976).

Tabelle 3: Zusammensetzung der Luftgase (abgeändert aus COLT 1986).

Gas	Molarer Anteil	Partialdruck [mm Hg]*
N ₂	0,78084	0,6078
O ₂	0,20946	0,5318
Ar	0,00934	0,4260
CO ₂	0,000345	0,3845
H ₂	0,5 · 10 ⁻⁶	8,457
CH ₄	1,7 · 10 ⁻⁶	1,0601
H ₂ S	—	0,4953

*Partialdruck [mm Hg] = C β⁻¹, mit C = Konzentration [mg L⁻¹] und β = Bunsen's Koeffizient [l (l atm)⁻¹]

Das Verhältnis, in dem N₂ und O₂ am Gesamtgasdruck beteiligt sind, ist vereinfacht in Gleichung 2 dargestellt.

$$\text{TGP [\%]} = 0,20946 \text{ C [O}_2 \text{ \%]} + 0,79018 \text{ C [N}_2 \text{ \%]}$$

TGP = Gesamtgasdruck
 C [O₂ %] = Sauerstoffsättigung im Wasser
 C [N₂ %] = Stickstoffsättigung im Wasser

Gleichung 2: Anteile von N₂ und O₂ am Gesamtgasdruck (aus JENSEN ET AL. 1985).

Daraus wird ersichtlich, dass eine Übersättigung mit N₂ sich viermal so stark auf den Gesamtgasdruck auswirkt wie eine gleichhohe O₂-Übersättigung. Durch verschiedene Umwelteinflüsse kann es im Gewässer zum Anstieg der Konzentration dieser beiden Gasfraktionen kommen. Wird der Gesamtgasdruck dabei über 100 % angehoben, spricht man von einer Gesamtgasübersättigung. Zum Anstieg des Gesamtgasdrucks tragen die verminderte Löslichkeit der Gase bei der Erwärmung des Wassers durch die Sonnenstrahlung oder durch Warmwasserausleitungen in Kraftwerksbereichen bei (COLT 1984; DEMONT & MILLER 1971). Auch der Lufteintrag und der variierende hydrostatische Druck an Dämmen und Kraftwerken sowie atmosphärische Luftdruckänderungen wirken sich gesamtgasdrucksteigernd aus (BACKMANN ET AL. 2002; BEININGEN & EBEL 1970; COUNIHAN ET AL. 1998; DOMITROVIC ET AL. 2000; HEGGBERGET 1984; SCHULZE-LUTZ 1995; WEITKAMP ET AL. 2003). Auch infolge der gesteigerten photosynthetischen Aktivität treten in betroffenen Gewässern neben den bereits beschriebenen starken tageszeitlichen pH-Schwankungen gleichzeitig ausgeprägte Oszillationen der O₂- und Gesamtgasättigung auf.

Gesamtgasübersättigungen, hervorgerufen durch die Erwärmung des Wassers und die photosynthetische O₂-Produktion an sonnigen Tagen, werden sowohl für die Teichwirtschaft (KRAUL 1983; LYON & FISHER 1998; ROMAIRE & BOYD 1979; SAIKI ET AL. 1999; TAKASHI & YOSHIHIRO 1975), für Seen bzw. aufgestaute Fließgewässer (GREEN 1975; HARVEY 1967; KANN & SMITH 1999; WOODBURY 1941) als auch für Küstengewässer (KROM ET AL. 1985; RAMSEY 1962; RENFRO 1963) beschrieben.

Die Problematik extremer Tagesganglinien von O₂- und Gesamtgassättigung ist ebenso in den Flachwasserbereichen vieler voralpiner Fließgewässer anzutreffen (REINARTZ 1995; SCHUBERT 1998; STEINHÖRSTER ET AL. 1996). Im Frühjahr und Sommer führt dort an sonnigen Tagen die an den CO₂-Entzug gekoppelte O₂-Produktion während der Photosynthese zu einer hohen O₂-Übersättigung. Der CO₂-Entzug hat aufgrund der besseren Löslichkeit des CO₂ im Vergleich zur O₂-Produktion nur geringfügigen Einfluss und kann daher den Gesamtgasdruck steigernden Effekt der O₂-Übersättigung nicht kompensieren. Verstärkt wird der Gesamtgasdruck zusätzlich durch die Erwärmung der Flachwasserbereiche aufgrund der geringen Wassertiefe und Wasserströmung sowie der Sonneneinstrahlung.

UV-B-Strahlung

Die Wassertemperatur und die Schwankung von pH-Wert bzw. O₂-Sättigung infolge gesteigerter photosynthetischer Aktivität werden maßgeblich von der Sonnenstrahlung beeinflusst. Neben diesen indirekten Auswirkungen nimmt die Sonnenstrahlung über die ultraviolette (UV) Strahlung auch direkten Einfluss auf die Flachwasserbereiche und die darin lebenden Fische.

Als UV-Strahlung wird der kurzwellige Bereich der elektromagnetischen Strahlung bezeichnet, der sich unterhalb von 400 nm an die sichtbare Strahlung anschließt. Da die Wirkungsweise der UV-Strahlung stark wellenlängenabhängig ist, differenziert man die drei Spektralbereiche UV-C (100-280 nm), UV-B (280-315 nm) und UV-A (315-400 nm). Während die energiereichste und besonders schädliche solare UV-C Strahlung vollkommen vom stratosphärischen Ozon absorbiert wird, erreicht mit zunehmender Wellenlänge ein größer werdender Anteil der solaren UV-B- und UV-A-Strahlung die Erdoberfläche. Unter 290 nm ist die Bestrahlungsstärke in unseren Breitengraden mit unter 10⁻⁶ W m² nm⁻¹ nicht mehr nachzuweisen (STEINMETZ 1999). Der Großteil bereits publizierter Studien zur Auswirkung von UV-B-Strahlung auf Fische stützt sich auf eine frühere Einteilung der Wellenlängenbereiche, wonach der UV-B-Strahlung die Wellenlängen von 280-320 nm zugeordnet werden. Aus diesem Grund wurde auch in der vorliegenden Untersuchung diese spektrale Einteilung der UV-B-Strahlung beibehalten, um die Ergebnisse mit den Resultaten anderer Arbeiten vergleichen zu können.

Neben atmosphärischen Wolken- und Aerosoleigenschaften und dem Sonnenstand ist der stratosphärische Ozongehalt ein wesentlicher Parameter, der die Intensität und spektrale Zusammensetzung der UV-Strahlung auf der Erdoberfläche beeinflusst (KÖPKE 2000; SEIDLITZ ET AL. 2001). Aufgrund der drastischen Abnahme des stratosphärischen Ozongehaltes hat während der letzten Jahrzehnte die UV-B-Strahlung auf der Erdoberfläche extrem zugenommen (MCKENZIE ET AL. 2007). Auf Bayern bezogen liegt die Zunahme der UV-B-Strahlung in den Frühjahrsmonaten gegenüber 1968 bei ca. fünfzehn Prozent (KÖPKE 1999). Die stärkste Abnahme im Gesamt Ozon war bislang im Spätwinter und Frühjahr aufgrund der Advektion ozonarmer Luft aus subtropischen und polaren Breiten in gemäßigte Breiten zu beobachten (KÖHLER

ET AL. 1995; OZONBULLETIN 1998). Verschiedene Klimamodelle vergangener Jahre prognostizierten für die nächsten Jahrzehnte eine fortschreitende Ozonabnahme über einen weiten geographischen Raum und als Zeitraum maximalen Ozonabbaus wurden die Jahre 2010 bis 2020 angegeben (JONES & SHANKLIN 1995; MADRONICH 1994; SHINDELL ET AL. 1998). Als Folge des Montreal-Protokolls sind die Konzentrationen der für den Ozonabbau verantwortlichen Substanzen derzeit jedoch rückläufig und die in den 1980er und 1990er Jahren zu verzeichnende Abnahme des stratosphärischen Ozons schreitet nicht weiter fort. Die Regeneration der Ozonschicht auf die Werte der 1970er Jahre wird allerdings vorraussichtlich noch einige Jahrzehnte in Anspruch nehmen, weshalb erhöhte UV-Strahlungswerte über den gleichen Zeitraum voraussichtlich fortbestehen werden (MCKENZIE ET AL. 2007). Darüber hinaus ist für die nördliche Hemisphäre infolge der vorhergesagten Reduktion der Bewölkung und des Aerosolgehalts trotz regenerierender Ozonschicht in den Sommermonaten mit erhöhten bzw. sogar zunehmenden UV-B-Strahlungswerten zu rechnen (KÖPKE ET AL. 2004; MCKENZIE ET AL. 2007). Neben diesen langzeitigen Änderungen sind auch kurzzeitige UV-Spitzen von großer Bedeutung. Niedrige Ozonwerte über den Zeitraum von wenigen Tagen (Ozonminilöcher) können die sonnenbrandwirksame (erythemgewichtete) UV-B-Strahlung um rund vierzig Prozent erhöhen (KÖPKE 1999). In den letzten Jahren konnten derartige „Ozonminilöcher“ über Bayern besonders im Spätwinter und Frühjahr registriert werden (STEINMETZ 1999).

Als Konsequenz anthropogener Einflüsse auf Hydrologie und Geochemie, gibt es neben der zunehmenden UV-B-Strahlung auch Hinweise auf eine systematische Veränderung, was das Eindringen der UV-B-Strahlung in die Gewässer betrifft. Das Ausmaß, in dem die schädliche UV-B-Strahlung im Gewässer wirksam werden kann, hängt von der Reflexion an der Wasseroberfläche und der gewässerspezifischen Abschwächung der Strahlung ab. Der Reflexion wird dabei häufig zuviel Bedeutung beigemessen. Wasser ist mit einem Reflexionswert von ca. 5 % ein geringer Reflektor für das Sonnenlicht (BLUMTHALER & AMBACH 1988; DIFFEY 1982; KÖPKE 2004 pers. Mitteilung).

Die Abschwächung der UV-Strahlung in natürlichen Gewässern erfolgt zum einen durch Absorption, zum anderen durch Streuung (KIRK 1994). Die Abschwächung hängt sowohl von der Konzentration des im Wasser gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) als Absorptionsmedium (KUHN ET AL. 1999; MORRIS ET AL. 1995; SCHINDLER 2001; SCULLY & LEAN 1994; WILLIAMSON ET AL. 1996), als auch von der Partikelkonzentration (SMITH ET AL. 1999) ab. Die UV-B-Penetration nimmt als negativ exponentielle Funktion der DOC-Konzentration zu. Daher kann eine verminderte Konzentration gelöster, organischer Materie infolge eines zunehmend ariden Klimas zu einer stärkeren UV-B-Zunahme im Gewässer führen, als sie der stratosphärischen Ozonreduktion zugeschrieben wird (MORRIS ET AL. 1995; PIENITZ & VINCENT 2000; SCHINDLER 2001; SCULLY ET AL. 1994; VINCENT ET AL. 1998; WILLIAMSON ET AL. 1996; YAN ET AL. 1996).

Fälschlicherweise wurde lange Zeit angenommen, dass die UV-B-Strahlung nicht in bedeutendem Maße ins Wasser eindringt (BULLOCK & COUTTS 1985). Während sie in trüben, eutrophen Gewässern häufig innerhalb weniger Zentimeter vollständig absorbiert wird (NAGL & HOFER 1997), wird sie in Gewässern mit geringer Partikelkonzentration und geringem DOC-Gehalt in der oberen Wasserschicht nicht signifikant abgeschwächt (CALKINS 1975; SMITH & BAKER 1979) und kann z.B. in klaren Alpenseen noch in mehreren Metern Wassertiefe nachgewiesen werden (SOMMARUGA & PSENNER 1997). Literaturangaben zu biologisch wirksamen UV-B-Strahlungswerten und deren Schädigung reichen daher abhängig von der untersuchten Organismusgruppe und Ebene der Auswirkung von wenigen Zentimetern bis zu mehreren Metern Wassertiefe (Anhang 6). Besonders Organismen in klaren, seichten Gewässern, in den obersten Wasserschichten oder in großen Höhenlagen sind oft hohen UV-B-Intensitäten ausgesetzt (KAWEEWAT & HOFER 1997; SIEBECK ET AL. 1994; WOREST & CALDWELL 1986), was wiederum auf die Brutstandorte vieler rheophiler Fischarten zutrifft. Dementsprechend sehen BATTINI ET AL. (2000) in der UV-B-Strahlung einen von vielen wichtigen Faktoren, die gemeinsam die Eignung eines Habitats bestimmen.

In Tabelle 4 sind exemplarisch einige, in verschiedenen Fließgewässern ermittelte, Extremwerte für Wassertemperatur, pH-Wert, O₂-Übersättigung, Gesamtgasübersättigung und UV-B-Strahlung aufgeführt.

Tabelle 4: Natürlich auftretende Extremwerte der untersuchten abiotischen Parameter in der fließenden Welle¹ und an Brutstandorten² ausgewählter Fließgewässer.

Parameter	Wert	Gewässer	Autor
Wassertemperatur [°C]	30-40	Moderlieschengewässer	BREGULLA (1988)
	33,1 ²	Isar	REINARTZ (1995)
	27,1 ²	Isar	SCHUBERT (1998)
pH-Wert	9,2 ¹	Vöckla	DUJMIC (1997)
	8,95 ¹	Traun	DUJMIC (1997)
	10,9 ²	Isar	REINARTZ (1995)
	9,7 ²	Isar	SCHUBERT (1998)
O ₂ -Übersättigung [%]	590 ²	Isar	REINARTZ (1995)
	366 ²	Isar	SCHUBERT (1998)
	505	Iller	SMIJA (1989)
Gesamtgasübersättigung [%]	137 ²	Isar	REINARTZ (1995)
	125 ²	Isen	REINARTZ (1995)
	125 ²	Isar	SCHUBERT (1998)
UV-B			
Intensität [W m ⁻²]			
290 – 320 nm	3,1	Wasseroberfläche in den USA	EWING ET AL. (1999)
280 – 320 nm	0,76	Wasseroberfläche in Südfinnland	HÄKKINEN & OIKARI (2004)
280 – 320 nm	1,58	Fließgewässer in Britisch Kolumbien	KELLY (2005)
Dosis [kJ m ⁻²]			
Erythemat gewichtet	1,66 – 3,0	Wasseroberfläche in Südfinnland	HÄKKINEN ET AL. (2004)
280 – 320 nm (3 h)	1,5	Wasseroberfläche in Südfinnland	HÄKKINEN & OIKARI (2004)
290 – 320 nm	35 u. 53	(Bayern)	SIEBECK ET AL. (1999)

3.4 Einfluss abiotischer Parameter auf Fische

Im Folgenden werden die bekannten Auswirkungen von Wassertemperatur, hohen pH-Werten, O₂- bzw. Gesamtgasübersättigungen und der UV-B-Strahlung auf die Fische beschrieben.

3.4.1 Wassertemperatur

Aquatische Organismen sind im Allgemeinen einer geringeren Schwankungsbreite der Umgebungstemperatur ausgesetzt als terrestrische. Darüber hinaus laufen die Temperaturschwankungen im Wasser viel langsamer ab als an Land. Fische sind jedoch als wechselwarme (poikilotherme) Lebewesen anfälliger gegenüber Temperaturänderungen der Umwelt als terrestrische, gleichwarme (homoiotherme) Organismen (BARDACH & BJORKLUND 1957; BEITINGER & FITZPATRICK 1979). Sie reagieren besonders sensibel auf Temperaturänderungen ihrer Umgebung (HUEY 1991; HUEY & KINGSLOVER 1989). Die Wassertemperatur wird daher in der Literatur übereinstimmend als eine der wichtigsten Umweltvariablen bezeichnet, die das Verhalten sowie physiologische und biochemische Prozesse poikilothermer, aquatischer Organismen beeinflusst (BEITINGER & FITZPATRICK 1979; STAUFFER 1980). Sowohl Labor- wie Freilanduntersuchungen belegen, dass Wachstum, Überlebensrate und Fortpflanzungserfolg von Fischen eng an art-spezifische Temperaturoptima gebunden sind.

3.4.1.1 Temperaturwahrnehmung, Thermoregulation, Temperaturpräferenz Temperaturtoleranz und Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums

Temperaturwahrnehmung

Verschiedene Untersuchungen deuten darauf hin, dass unterschiedliche Knochenfischarten Temperaturunterschiede von 0,03 bis 0,5 °C wahrnehmen können (BARDACH & BJORKLUND 1956; BREEDER 1951; BULL 1936; COLLINS 1952; MURRAY 1971; PRENZLIN 1989; SHELFORD & POWERS 1915; WELLS 1914).

Thermoregulation

Fische sind obligat poikilotherm. Mit Ausnahme der Thunfische und verschiedener Haiarten (FRY & HOCHACHKA 1979; STEVENS & NEILL 1978) fehlt den meisten Fischarten ein Mechanismus um ihre Körpertemperatur aufrechtzuerhalten, weshalb sie zu den Thermokonformern gehören. Ihre Körpertemperatur liegt gewöhnlich weniger als 0,6 °C über der Umgebungstemperatur.

peratur und steigt geringfügig als Funktion der Fischgröße und des Fischgewichtes an (STEVENS & FRY 1974).

Fische können auftretenden Temperaturänderungen entweder durch Akklimatisation oder durch Thermoregulation kompensieren. Meistens besteht die Reaktion auf Temperaturänderungen in einer Kombination aus beiden Komponenten (REYNOLDS & CASTERLIN 1980). Ein Fisch ist an die neue Temperatur akklimatisiert sobald er seine Metabolismusrate angepasst hat. Der Prozess der Temperaturakklimatisation ist weitgehend ein Enzymproblem, wobei die Dauer der Akklimatisation dem Zeitverlauf der Isoenzym-Induktion entspricht (SCHÄPERCLAUS 1979). Der Temperatúrausgleich geschieht bei kleinen Fischen schneller als bei großen und die Fische können sich schneller an hohe als an niedrige Temperaturen anpassen (DOUDOROFF 1942; NORRIS 1963 - beide in STAUFFER 1980; SCHRECKENBACH 2001). Die Thermoregulation erfolgt durch das aktive Aufsuchen geeigneter Wassertemperaturen, was als Temperaturpräferenzverhalten bezeichnet wird (REYNOLDS & CASTERLIN 1976; STAUFER 1980).

Temperaturpräferenz

Als bevorzugte Temperatur (Präferenztemperatur) wird der Wert bezeichnet, den die Fische am häufigsten aufsuchen, wenn sie sich frei in einem, gewöhnlich experimentell erzeugten, Temperaturgradienten bewegen können (ALABASTER & LLOYD 1981).

Das Temperaturpräferenzverhalten erfüllt gleichermaßen eine ökologische und physiologische Funktion. Die ökologische Funktion der Temperaturpräferenz ist in ihrem richtungsweisenden Charakter begründet. Sie führt die Fische in geeignete Habitate, die sich durch den Schutz vor Prädatoren, ein geeignetes Nahrungsangebot und durch eine thermale Nischenseparation von Konkurrenten auszeichnen (COUTANT 1987; REYNOLDS & CASTERLIN 1976; STAAKS 1996). Die physiologische Funktion besteht in der Thermoregulation an sich, die eine Optimierung aller physiologischen Prozesse zum Ziel hat (REYNOLDS & CASTERLIN 1976).

Bei der Präferenztemperatur wird zwischen akutem und finalem Temperaturpräferendum unterschieden. FRY (1947) definiert das finale Temperaturpräferendum als die Temperatur, bei der die bevorzugte Temperatur mit der Akklimatisationstemperatur identisch ist. Es ist also unabhängig von der „Temperaturvergangenheit“ des Fisches. Gleichzeitig stellt das finale Präferendum das Temperaturoptimum für alle physiologischen Vorgänge dar (BRETT 1971; BRITZ 1987; CRAWSHAW 1979). Für das akute Temperaturpräferendum besteht im Gegensatz zum finalen Temperaturpräferendum eine Abhängigkeit von der Akklimatisationstemperatur, der die Fische entstammen. JOHNSON & KELSCH (1998) gehen davon aus, dass die akute Präferenztemperatur von Arten, die in ihrer natürlichen Umgebung relativ hohen Temperaturschwankungen ausgesetzt sind (eurytherme Arten), mit steigender Akklimatisationstemperatur zunimmt. Für Arten die natürlicherweise geringe (kalt stenotherme Arten) oder hohe aber kurzzeitige (tropisch mesotherme Arten) Temperaturamplituden erfahren, sollte demgegenüber keine oder eine negati-

ve Abhängigkeit zwischen Akklimatisationstemperatur und akuter Präferenztemperatur zu erwarten sein. In einer Vielzahl von Untersuchungen wurde für verschiedene Fischarten eine meist lineare positive Abhängigkeit der akuten Präferenztemperatur zur Akklimatisationstemperatur nachgewiesen (BRETT 1952; CHERRY ET AL. 1975, 1977a; FERGUSON 1958; FRY 1947; GARSIDE ET AL. 1977; JAVAID & ANDERSON 1967b; MELDRIM & GRIFT 1971; PITT ET AL. 1956; SULLIVAN & FISHER 1953b; ZAHN 1962). Wenige Ausnahmen belegen eine negative Abhängigkeit (GARSIDE & TAIT 1958; ZAHN 1962) bzw. eine Unabhängigkeit (BRETT 1952; MCCAULEY & TAIT 1970; ZAHN 1962) beider Temperaturgrößen. Die Präferenztemperatur ist spezifisch für Fischart und ontogenetische Entwicklungsstufe (COUTANT 1987) und für jede Lebensphase genetisch vorprogrammiert (BRANDT ET AL. 1980; CHEEK ET AL. 1985; DENDY 1948; GODDARD & TAIT 1976). Häufig bevorzugen frühe Entwicklungsstadien höhere Temperaturen als ältere Stadien derselben Art (BARANS & TUBB 1973; BRANDT 1980; FERGUSON 1958; LAFRANCE ET AL. 2005; KWAIN & MCCAULEY 1978; MCCAULEY & HUGGINS 1979; MCCAULEY & READ 1973; MCCracken & STARKMAN 1968; OTTO ET AL. 1976; REYNOLDS & CASTERLIN 1978; SPIGARELLI & THOMMES 1979). Dem widersprechend bemerkten REUTTER & HERDENDORF (1975), dass bei einigen Arten das finale Präferendum bei Adulten höher lag als bei 0+ Stadien. Für verschiedene Fischarten konnte wiederum keine signifikante Alters- bzw. Größenabhängigkeit der Präferenztemperatur festgestellt werden (BEITINGER & MAGNUSON 1974; REYNOLDS ET AL. 1976b).

Das Temperaturpräferenzverhalten einer Fischart kann stark von anderen abiotischen und biotischen Umweltparametern überlagert oder beeinflusst werden. Neben der bereits erwähnten Akklimatisationstemperatur und dem Entwicklungsstadium, besteht auch eine Abhängigkeit der Präferenztemperatur vom Ernährungszustand der Fische und von der Futterqualität. Die Präferenztemperatur nimmt bei Futtermangel bzw. schlechtem Ernährungszustand oder schlechter Futterqualität ab (BRETT ET AL. 1969; VAN DIJK ET AL. 2002; DESPATIE ET AL. 2001; JAVAID & ANDERSON 1967a; MAGEE ET AL. 1999; PULGAR ET AL. 2003; WALLMAN & BENNET 2006; ZDANOVICH 2006). Die Fische können so durch das Aufsuchen niedrigerer Wassertemperaturen ihre Metabolismuskosten und die zur Aufrechterhaltung aller Stoffwechselvorgänge notwendige Futtermenge bei Futtermangel erniedrigen. Als weitere das Temperaturpräferenzverhalten beeinflussende Faktoren werden O₂-Gehalt (BRYAN ET AL. 1984), Salinität (MELDRIM & GRIFT 1971), Licht (KWAIN & MCCAULEY 1978; MELDRIM & GRIFT 1971; SULLIVAN & FISHER 1953a), Pestizide und andere toxische Substanzen (KLEERKOPER ET AL. 1973; OGILVIE & ANDERSON 1965; PETERSON 1973, 1976), Betäubungsmittel (OGILVIE & FRYER 1971), Pathogene (COVERT & REYNOLDS 1977; REYNOLDS ET AL. 1976a), Tagesperiodik (REYNOLDS & CASTERLIN 1979; SCHURMANN & CHRISTIANSEN 1994; STAKS 1996; SUTTERLIN & STEVENS 1992; PODRABSKY ET AL. 2008), Jahresperiodik (BARANS & TUBB 1973; REUTTER & HERDENDORF 1975; MORTENSEN ET AL. 2007; SULLIVAN & FISHER 1953b; ZAHN 1963), Geschlecht bzw. Hormonlevel (BASLOW 1967; JOHANSEN 1985; CLELEN ET AL. 2006; PARVATHESWARO 1969; PODRABSKY ET AL. 2008;

WALLMAN & BENNET 2006), der Genotyp des Hämoglobins (PETERSEN & STEFFENSEN 2003), die Aktivität bei der Nahrungsaufnahme (BRETT 1952; NEILL & MAGNUSON 1974), das Sozialverhalten (BEITINGER & MAGNUSON 1975) und Prädatoren (GIFT 1970; HATCH 1973 - beide in STAUFFER 1980) angeführt.

Temperaturtoleranz

Obwohl einzelne Fischarten in Habitaten mit extremen Wassertemperaturen von $-2,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $44\text{ }^{\circ}\text{C}$ anzutreffen sind (LOWE & HEATH 1969; SCHOLANDER ET AL. 1957), ist keine Art innerhalb dieses gesamten Temperaturbereiches lebensfähig. Die Temperaturamplitude der natürlichen Binnengewässer der gemäßigten Zone reicht gewöhnlich von 0 bis $30\text{ }^{\circ}\text{C}$, wobei die Extremwerte in den Flachwasserbereichen im Sommer und Winter auftreten (verschiedene Autoren in ALABASTER & LLOYD 1981).

Jede Fischart hat einen charakteristischen Toleranzbereich mit einer unteren (ILLT bzw. CTMIN) und oberen (IULT bzw. CTMAX) Letalitätsgrenze und einem dazwischenliegenden Präferenzbereich und einem Optimumsbereich, der sich durch eine ungestörte Nahrungsaufnahme und ein normales Verhalten auszeichnet (ELLIOTT 1981) (Abbildung 5).

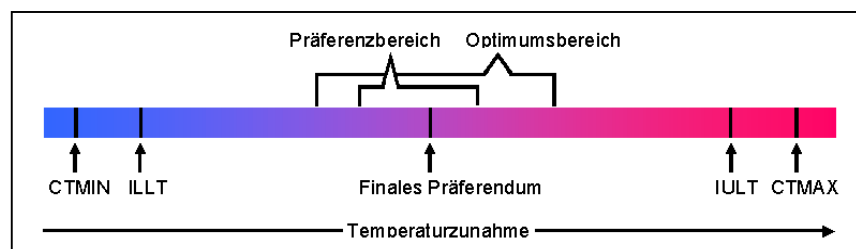


Abbildung 5: Temperaturkenngrößen bei Fischen. Untere und obere beginnende Letaltemperatur ILLT und IULT (FRY 1947), untere und obere kritische Maximaltemperatur CTMIN und CTMAX (COWLES & BOGERT 1944) und finales Temperaturpräferendum (FRY 1947).

Dies beruht weitgehend auf der Tatsache, dass die Temperatur auch bei Fischen die Reaktionsgeschwindigkeit sämtlicher chemischer und damit auch biochemischer sowie physiologischer Prozesse beeinflusst (BEITINGER ET AL. 2000). Die Temperaturtoleranz wird entscheidend von der Kondition der Fische bestimmt, da die Fische bei raschen Temperaturänderungen an Energiemangel sterben, wenn keine ausreichenden Energiereserven für die Temperaturanpassung vorhanden sind (SPANGENBERG & SCHRECKENBACH 1984). Der artspezifische Temperaturtoleranzbereich ist in gleichem Maße wie die Präferenztemperatur phylogenetisch stark konservativ und weitgehend unabhängig von der Herkunft der Fische (BEITINGER ET AL. 2000; COULIBALY ET AL. 2006; MYRICK & CECH 2000; RODNICK ET AL. 2004). Dabei ist die obere Meidetemperatur bei den meisten Fischarten deutlicher definiert als die untere Meidetemperatur (COUTANT 1975). Ebenso wie für die akute Präferenztemperatur, besteht auch eine Abhängigkeit des Temperaturtoleranzbereiches von der Akklimatisationstemperatur, der die Fische ent-

stammen. Es besteht ein direkter positiver Einfluss auf die kritische Minimaltemperatur und die Resistenzzeit gegenüber Temperaturveränderungen (FRY ET AL. 1946; GRAY 1990; KITA ET AL. 1996; LYYTIKÄINEN ET AL. 1997; OPUSZYNSKI ET AL. 1989, SIEMIEN & STAUFFER 1989). Auch für die obere Temperaturtoleranzgrenze besteht allgemein eine positive Abhängigkeit von der Akklimatisationstemperatur (ALABASTER 1964; ALABASTER & DOWNING 1966; BEITINGER ET AL. 2000; BISHAI 1960; CHARLON ET AL. 1970; CHERRY ET AL. 1977a; CURRIE ET AL. 1998; ELLIOTT 1991; FANGUE & BENNET 2003; FELDMETH & BASKIN 1976; FLOREZ 1972; KAYA 1978; LUTTERSCHMIDT & HUTCHINSON 1997; MCLEAY ET AL. 1983; TSUCHIDA 1995; ZIEGEWEID ET AL. 2008). Jedoch wurden für Nichtsalmoniden und Salmoniden teilweise widersprüchliche Ergebnisse erzielt. So konnte für verschiedene Nichtsalmoniden beobachtet werden, dass die CTMAX für Fische aus Habitaten mit stark schwankenden und hohen Wassertemperaturen höher lag als bei Fischen aus Habitaten mit relativ konstanten und niedrigeren Wassertemperaturen (BROWN & FELDMETH 1971; DE VLAMING 1971; FEMINELLA & MATTHEWS 1984). Ähnliche Untersuchungen mit Salmoniden zeigten keinen Einfluss der Herkunft bzw. umweltbedingten Temperaturakklimatisation oder der Akklimatisationstemperatur im Labor auf die CTMAX (BEITINGER & BENNETT 2000; ELLIOTT & ELLIOTT 1995; LOHR ET AL. 1996). Das lässt darauf schließen, dass Unterschiede in der Temperaturtoleranz verschiedener Salmonidenpopulationen bzw. –zuchtstämme genetisch bedingt sind (CARLINE & MACHUNG 2001; VINCENT 1960). Verschiedene Untersuchungen belegen, dass Fische, die den natürlichen tageszeitlich bedingten Temperaturschwankungen ausgesetzt sind, im Vergleich zu Fischen, die an eine konstante, auf den Tagesgang bezogene mittlere Temperatur akklimatisiert sind, eine höhere Temperaturtoleranz zeigen (FELDMETH ET AL. 1974; OTTO 1974; SCHAFFER & RYAN 2006).

Hinsichtlich der Beziehung zwischen Temperaturtoleranz und Fischalter bzw. Fischgröße kann keine allgemeingültige Aussage getroffen werden. Entsprechend ihrer Präferenztemperatur tolerieren frühe Entwicklungsstadien häufig höhere Temperaturen als ältere Stadien derselben Art (HUNTSMAN & SPARKS 1924; RODNICK ET AL. 2004). Dem widersprechend ermittelten ALTMANN & DITTMER (1966) und SPAAS (1960) mit zunehmendem Fischalter höhere obere Letaltemperaturen. Für einige Arten wurde wiederum kein Einfluss der Fischgröße auf die obere Temperaturtoleranz festgestellt (OTTO ET AL. 1976; verschiedene Autoren in BRETT 1970).

Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums

Bei uneingeschränktem Nahrungsangebot nimmt das Wachstum mit der Temperatur annähernd linear bis zu einem Optimumswert zu. Oberhalb des Temperaturoptimums nimmt die Wachstumsrate aufgrund der eskalierenden Metabolismuskosten wieder ab (BRETT ET AL. 1969). Die optimale Temperatur für das Fischwachstum stimmt bei den meisten Spezies mit der Präferenztemperatur überein (BEITINGER & FITZPATRICK 1979; JOBLING 1981; KELLOG & GRIFT 1983) und ist daher artspezifische, phylogenetisch stark konservativ und weitgehend unabhängig von der

Herkunft der Fische. Nach IMSLAND ET AL. (1996) sinkt die optimale Wachstumstemperatur mit zunehmender Fischgröße.

3.4.1.2 Temperaturabhängigkeit abiotischer und biotischer Parameter

Die Wassertemperatur beeinflusst zahlreiche abiotische wie biotische Parameter im Lebensraum der Fische. Aus der Meidung hoher Wassertemperaturen durch eine Fischart, kann daher nicht direkt auf die Wassertemperatur als limitierenden Umweltfaktor geschlossen werden. Es ist auch möglich, dass andere Faktoren, die mit der Temperatur korreliert sind, eine Temperaturabhängigkeit der Verbreitung der Fische vortäuschen. So kann z. B. bei steigender Wassertemperatur der damit verbundene sinkende O₂-Gehalt den begrenzenden Faktor für die Lebensraumsprüche einer Fischart darstellen.

Neben der Temperaturabhängigkeit des Lösungsvermögens von Gasen im Wasser wird die Wirkung vieler toxischer Verbindungen mit steigender Temperatur erhöht (PETERSON 1976; REICHENBACH-KLINKE 1980; ROBERTS & SCHLOTFELD 1985). Eine Temperaturerhöhung führt gleichzeitig zu einer Verschiebung des Ammonium (NH₄⁺) / Ammoniak (NH₃)-Dissoziationsgleichgewichtes zur Seite des fischgiftigen NH₃ (Kapitel 3.4.2.2). Sowohl Schwimmgeschwindigkeit (BRETT ET AL. 1958; LAGARDÈRE ET AL. 1995; MACNUTT ET AL. 2004; STAAKS ET AL. 1999) als auch Schwimmleistung (CHILDS & CLARKSON 1996; HEGGENES & TRAAEN 1988; MANN & BASS 1997; WARD ET AL. 2002) und das Schwarmverhalten (WILLIAMS & COUTANT 2003) der Fische sind temperaturabhängige Größen. Dementsprechend wirkt sich die Wassertemperatur auch auf den Fluchreflex und damit die Anfälligkeit gegenüber Prädatoren aus (COUTANT 1973). Änderungen der Wassertemperatur beeinflussen darüber hinaus den Ausbruch und Verlauf von Infektionskrankheiten (CLIFTON-HARDLEY 1986; HOLT ET AL. 1975). Teilweise scheinen bestimmte Fischarten mit zunehmender Temperatur empfindlicher auf Gasübersättigungen zu reagieren (GRAY ET AL. 1985; Kapitel 3.4.3.2). Nach NYMAN (1972 in STAUFFER 1980) nimmt mit steigender Wassertemperatur die innerartliche Aggressivität beim europäischen Aal zu, wobei bei unterschiedlichen Wassertemperaturen auch unterschiedliche Substratpräferenzen der Aale zu beobachten sind.

3.4.1.3 Temperaturansprüche der untersuchten Fischarten

Hinsichtlich ihrer Temperaturansprüche lassen sich die Adultstadien der einzelnen untersuchten Fischarten allgemein als meso-eurytherm bzw. oligostenotherm bezeichnen (Kapitel 2, Tabelle 1).

Allgemeine Angaben zur oberen Toleranzgrenze im freien Gewässer liegen für Salmoniden im Bereich von 20 bis 24 °C und für Cypriniden bei 27 bis 32 °C (ALABASTER & LLOYD 1981; RICHTLINIE 78/659/EWG ; REICHENBACH-KLINKE 1976; SCHRECKENBACH 1999). Als Präferenztemperaturbereich werden für Salmoniden Temperaturbereiche von 7 bis 15 °C und für Cypriniden 15 bis 33 °C angegeben (REICHENBACH-KLINKE 1980). Das Wachstumsoptimum liegt nach SCHRECKENBACH (1999) für Salmoniden bei 8 bis 18 °C und für Cypriniden bei 18 bis 28 °C.

Nachfolgend werden die Literaturangaben zu den artspezifischen optimalen Wachstumstemperaturen, Präferenztemperaturen, oberen und unteren Meidetemperaturen und oberen kritischen Temperaturen bzw. Letaltemperaturen der untersuchten Fischarten zusammengefasst. Obwohl sich die vorliegende Arbeit auf die Larval- bzw. frühen Juvenilstadien beschränkt, werden auch Literaturangaben zu den Adultstadien berücksichtigt, da Literaturwerte zu den frühen Entwicklungsstadien der untersuchten Arten teilweise nur vereinzelt vorliegen. Die unterschiedlichen experimentellen Methoden bei der Ermittlung der Temperaturansprüche machen es unmöglich allgemeine artspezifische Aussagen zu treffen. Um die umfangreichen Literaturangaben übersichtlich wiederzugeben, beschränken sich die Angaben im folgenden Text auf die in der Literatur wiederzufindenden maximalen Temperaturbereiche ohne differenzierte Betrachtung der verschiedenen Entwicklungsstadien und Versuchsbedingungen. Detaillierte Literaturwerte unter Berücksichtigung der jeweils zugrunde liegenden Versuchsbedingungen wie Fischalter, Labor- oder Freilandbeobachtung und Akklimatisationstemperatur sind im Anhang zusammengefasst (Anhang 2).

Aitel

Die obere Toleranzgrenze liegt bei 27 bis 39 °C (ALABASTER & LLOYD 1980; HOROSEWICZ in REICHENBACH-KLINKE 1976), die finale Präferenztemperatur zwischen 29 und 32 °C (STAAKS 1997), das Wachstumsoptimum bei 8 bis 25 °C (HOROSEWICZ in REICHENBACH-KLINKE 1976; WIESER ET AL. 1988).

Äsche

Als obere Meidetemperatur wird 18 °C (ALABASTER 1964), als obere Toleranzgrenze 15 bis 26,2 °C (KRAIEM & PATTEE 1981; SCHINDLER 1975) und für die nah verwandte Arktische Äsche 25 bis 29,3 °C (LOHR ET AL. 1996) angegeben. Nach ELLIOTT (1981) erstreckt sich der Temperaturbe-

reich, in dem Nahrung aufgenommen wird und keine unnormale Verhaltensänderungen zu beobachten sind, von 4 bis 18 °C. Die optimale Wachstumstemperatur liegt zwischen 12 und 18 °C (ALABASTER 1964). In Fütterungsversuchen zeigten larvale Äschen bei 12,6 °C ein schnelleres Wachstum als bei 9,6 °C, im Vergleich zu 15,2 °C wuchsen die Fische bei 22,8 °C schneller, wobei die Ultrastruktur der Leber bei 22,8 °C nachteilige Veränderungen zeigte (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001). Im Freiland liegt die mittlere sommerliche Wassertemperatur für verschiedene europäische Äschengewässer bei 15,0 bis 20,5 °C (BAARS ET AL. 2001; ILLIES 1961; MÜLLER 1961; PERSAT & PATTEE 1981; SCHMITZ & SCHURMANN 1982; UIBLEIN ET AL. 2001).

Atlantischer Lachs

Die obere Toleranzgrenze liegt bei 20 bis 34 °C (COWX & WELCOMME 1998), die akute bzw. finale Präferenztemperatur bei 6,3 bis 18,2 bzw. 14 bis 20 °C (FISHER & ELSON 1950; JAVAID & ANDERSON 1967a). Nach ELLIOTT (1981) liegt der optimale Temperaturbereich, bei dem die Futteraufnahme stattfindet und keine Anzeichen von unnormalem Verhalten auftreten, zwischen 6 und 23 °C. Als optimale Wachstumstemperatur werden Werte von 13 bis 20 °C angesehen (DWYER & PIPER 1987; JONSSON ET AL. 2001). Nach BOHL (1999) sollen Junglachse besser wachsen, wenn sie bei täglich rhythmisch wechselnden Temperaturen von 10 und 16 °C gehalten werden. LUND ET AL. (2002) konnten eine subletale Stresswirkung in Form einer gesteigerten Expression von Hitzeschockproteinen (Hsp`s) bei Wassertemperaturen zwischen 22 und 25 °C nachweisen.

Bachforelle

Die untere und obere Meidetemperatur liegt bei 6 bis 13 °C und 15 bis 25 °C (CHERRY ET AL. 1977a), die obere Toleranzgrenze bei 19 bis 30 °C (COWX & WELCOMME 1998), die akute bzw. finale Präferenztemperatur bei 11,7 bis 18,8 °C bzw. 12 bis 17,6 °C (CHERRY ET AL. 1977a; FERGUSON 1958; JAMES 1931 in COUTANT 1977). Für die optimale Wachstumstemperatur werden Werte von 10 bis 19 °C angegeben (HEWITT 1943; WINGFIELD 1940). Angaben zur maximalen verträglichen Temperatur im Freiland liegen zwischen 24,1 und 27,6 °C (BARTON ET AL. 1985; BINNS & EISERMANN 1979; BOWLBY & ROFF 1986; WEHRLY ET AL. 2007).

Bachsaibling

Die untere und obere Meidetemperatur liegt bei 6 bis 18 °C und 14,5 bis 26 °C (CHERRY ET AL. (1975, 1977a), die obere Toleranzgrenze bei 23,7 bis 30,8 °C (FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN 1895; SELONG ET AL. 2001), die akute bzw. finale Präferenztemperatur bei 8 bis 19 bzw. 8 bis 20,3 °C (CHERRY ET AL. 1975; COOPER & FULLER 1945 in COUTANT 1977; PETERSON ET AL. 1979;

SULLIVAN & FISHER 1953b). Die optimale Wachstumstemperatur wird mit 10 bis 19 °C angegeben (HOKANSON ET AL. 1973).

TANG & BOISCLAIR (1995) stellten mit zunehmender Temperatur bis 18 °C eine steigende Schwimmaktivität juveniler Bachsaiblinge fest und bei einer weiteren Temperaturerhöhung auf 20,7 °C einen Aktivitätsverlust. Angaben zur maximalen verträglichen Temperatur im Freiland liegen zwischen 22,3 und 27,6 °C (BINNS & EISERMANN 1979; BOWLBY & ROFF 1986; EATON ET AL. 1995; WEHRLY ET AL. 2007).

Barbe

Die obere Toleranzgrenze liegt bei 29,7 bis 30,3 °C (KRAIEM & PATTEE 1980). Nach BARAS & PHILIPPART (1999) wachsen 0+ Stadien erst bei Temperaturen über 13,5 °C.

Dreistachliger Stichling

Die obere Meidetemperatur liegt bei 11 bis 30 °C (LACHANCE ET AL 1987; RØED 1979), die obere Toleranzgrenze bei 21,6 bis 34,6 °C (HOROSEWICZ 1973; JORDAN & GARSIDE 1972) und die finale Präferenztemperatur bei 7,5 bis 18 °C (GARSIDE ET AL. 1977; RØED 1979).

Elritze

Die obere Toleranzgrenze liegt bei 23 bis 31 °C (BLESS 1992; REICHENBACH-KLINKE 1976), das Wachstumsoptimum bei 13 bis 25 °C (REICHENBACH-KLINKE 1976).

Karpfen

Die untere und obere Meidetemperatur liegt bei 16 bis 30 °C und 31 bis 34,5 °C (GAMMON 1973 in COUTANT 1977; NEIL 1971; REYNOLDS unveröffentlicht in COUTANT 1977; SCHMEING-ENGBERDING 1953), die obere Toleranzgrenze bei 28,1 bis 46 °C (OPUSZYNSKI ET AL. 1989; SHKOBATOVA & KUDRIAVTSEVA 1964 in EIFAC 1969), die akute bzw. finale Präferenztemperatur bei 17 bis 32 °C bzw. 21,3 bis 32 °C (PITT ET AL. 1956; NEIL 1971; SCHMEING-ENGBERDING 1953). Als Temperaturbereich für optimales Wachstum werden 16 bis 38 °C angegeben (OPUSZYNSKI ET AL. 1989; SCHMEING-ENGBERDING 1953).

Moderlieschen

Die obere Toleranzgrenze liegt bei 32,8 bis 34,8 °C (ANONYMUS unveröffentlicht in ARNOLD & LÄNGERT 1995).

Nase

KECKEIS ET AL. (2001) beobachteten an larvalen Nasen bei zunehmenden Temperaturstufen von 10 bis 28 °C einen Anstieg der Wachstumsrate, der Futteraufnahme und der Respiration.

Bei 28 °C konnte eine Behinderung der Skelettbildung und eine leicht reduzierte Überlebensrate festgestellt werden, die aber mit 94 % noch sehr hoch war. Als Temperaturoptimum geben sie für larvale Nasen bei beginnender exogener Ernährung 19 °C, für späte Larven 22 °C an. WOLNICKI & MYZSKOWSKI (1998) ermittelten bei beginnender exogener Ernährung larvaler Nasen bei 25 und 28 °C eine Überlebensrate von 98 %.

Nerfling

Die obere Toleranzgrenze liegt bei 23,7 bis 37,9 °C (FLOREZ 1972; HOROSEWICZ 1973), die Präferenztemperatur bei 17 °C (LENKIEWICZ 1964).

Perlfisch

Es konnten keine Literaturangaben hinsichtlich der Temperaturansprüche des Perlfisches recherchiert werden.

Regenbogenforelle

Die untere und obere Meidetemperatur liegt bei 6 bis 15 °C und 13,5 bis 27 °C (CHERRY ET AL. 1975, 1977a), die obere Toleranzgrenze bei 22,6 bis 30 °C (BEITINGER ET AL. 2000; HREADER & HOUSTON 1983), die akute bzw. finale Präferenztemperatur bei 8,4 bis 22,2 °C bzw. 11,3 bis 22 °C (CHERRY ET AL. 1975; JAVAID & ANDERSON 1967a; KWAIN & MCCAULEY 1978; MCCAULEY ET AL. 1977). Als optimale Wachstumstemperatur werden 8 bis 20 °C angegeben (GALL & CRANDELL 1992; SWIFT in REICHENBACH-KLINKE 1976). Angaben zur maximalen verträglichen Temperatur im Freiland liegen zwischen 24,2 und 26,3 °C (BARTON ET AL. 1985; BINNS & EISERMANN 1979; BOWLBY & ROFF 1986).

Sterlet

ZDANOVICH (2006) ermittelte für juvenile Sterlets in Abhängigkeit vom Fütterungszustand eine finale Präferenztemperatur von 20,1 bis 23,0 °C. KONSTANTINOV ET AL. (2005) geben wiederum für Juvenilstadien eine optimale Wachstumstemperatur von 24,0 °C an.

3.4.2 pH-Wert

JONES (1948) sieht in der Konzentration der H⁺-Ionen im Wasser einen der bedeutendsten Faktoren, der den im Gewässer vorzufindenden Faunentyp bestimmt. Wegen der vielfachen Auswirkungen des pH-Wertes auf die Wasserchemie ist es schwierig zwischen direkten und indirekten Effekten zu unterscheiden. Es steht jedoch fest, dass aquatische Organismen unabhängig von

den indirekten, wasserchemischen Auswirkungen einen Toleranz- und Optimalbereich hinsichtlich des pH-Wertes aufweisen (LAMPERT & SOMMER 1993).

Im Folgenden wird darauf eingegangen, inwieweit Fische in der Lage sind, den pH-Wert wahrzunehmen, welche pH-Toleranz bzw. -Präferenz verschiedene Fischarten aufweisen und in welcher Weise sich hohe pH-Werte direkt oder indirekt auf Fische auswirken.

3.4.2.1 pH-Wert Wahrnehmung, Präferenz und Toleranz

pH-Wert Wahrnehmung

ÁTLAND & BARLAUP (1996) vermuten, dass es für Fische allgemein schwer ist, chemische Signale zu erkennen und zu lokalisieren, da die Signale durch die Schwimmaktivität zerstreut werden. Nach BULL (1940 in JONES ET AL. 1985b) antworten Seesaiblinge auf eine Änderung von 0,15 pH Einheiten und sind eventuell fähig noch geringere Änderungen wahrzunehmen. JONES ET AL. (1985b) stellten übereinstimmend mit WELLS (1915) fest, dass ein leichter Anstieg der H^+ Ionen bei neutralem Hintergrund anziehend auf Fische wirken kann, wenn er nicht mit einer Zunahme von CO_2 verbunden ist. Diese Ergebnisse widersprechen der Annahme anderer Autoren, dass leichte H^+ Gradienten keinen richtungsweisende Faktor darstellen (HØGLUND 1961; JONES 1948; POWERS 1930).

pH-Wert Präferenz

Die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen deuten darauf hin, dass Süßwasserfische sich innerhalb eines weiten Bereiches indifferent gegenüber dem pH-Wert als richtungsweisendem Reiz verhalten. JONES (1948) wies beim Dreistachligen Stichling keine eindeutige Präferenz im Bereich von pH 7,0 bis 11,0 nach. Erst ab einem pH-Wert von 11,4 war eine deutliche Meidereaktion festzustellen. Die Versuche von HØGLUND (1961) belegten für Rotaugen keine Präferenz in einem pH-Gradienten von 7,4 bis 10,5. SCHRECKENBACH ET AL (1975) stellten für ein- und zweisömmerige Karpfen keine akute Präferenz für pH-Werte zwischen 7,5 und 10,0 fest. Lediglich nach vorausgehender, längerer Hälterung bei hohem pH stellte sich ein Meideverhalten ein. Die Versuche von ROYCE-MALMGREN & WATSON (1986) zeigten keine Präferenz juveniler Atlantischer Lachse bei Wahlmöglichkeit zwischen pH 7,6 und 5,1. In den Experimenten von STEINHÖRSTER (1996) wurden pH-Werte über 10 von juvenilen Nasen nicht gemieden und jederzeit von der Thermophilie überlagert. Auch PETERSON ET AL. (1989) beobachteten für die meisten von ihnen untersuchten Fischarten keine eindeutige pH-Präferenz. Sie sehen im pH-Wert daher eher einen einschränkenden als einen kontrollierenden Faktor. Auch Freilandbeobachtungen führen zu widersprüchlichen Ergebnissen hinsichtlich des pH-Präferenzverhaltens von Fischen (LACROIX ET AL. 1995; MUNIZ & LEIVESTAD 1980; ROSSELAND ET AL. 1986; SCOTT ET AL. 2005). Es gibt jedoch auch Belege für ein deutliches Meide- bzw. Präferenzverhalten von

Fischen unter Laborbedingungen. Für verschiedene Fischarten wurde eine Meidung von pH-Werten über 9,5 nachgewiesen (HARTWELL ET AL. 1986; SERAFY & HARRELL 1993; WEST ET AL. 1997). PETERSON ET AL. (1989) ermittelten für den Dreistachligen Stichling, die Regenbogenforelle und den Bachzwergdöbel eine Präferenz für die pH-Werte 8,0 bis 9,0 und 10,0. Auch WEST ET AL. (1997) ermittelten für mehrere Süßwasserfischarten Neuseelands pH-Präferenzen, wobei adulte Fische ein deutlicheres Präferenzverhalten zeigten als Juvenilstadien. Einen möglichen Grund für die unterschiedliche Ausprägung des Verhaltens sehen die Autoren in der Überlagerung oder Abschwächung des Präferenzverhaltens durch den stärkeren Bewegungsdrang der juvenilen Fische. Auch die größere „Erfahrung“ der adulten Tiere mit unterschiedlichen pH-Werten könnte zu dem deutlicheren Präferenzverhalten beigetragen haben.

Bei der Ermittlung von pH-Präferenzen darf der CO₂-Gehalt des Wassers nicht außer Acht gelassen werden, da häufig ein pH-maskierender störender Einfluss des CO₂ festgestellt werden kann. Viele Fische sind in der Lage CO₂, unabhängig vom begleitenden pH-Wert, wahrzunehmen und hohe CO₂-Konzentrationen zu meiden (HØGLUND 1961; JONES ET AL. 1985b; SHELFORD & ALLEE 1913; WEST ET AL. 1997; YAMASHITA & YOSHII 1977; YOSHII ET AL. 1980). Die Empfindlichkeit der einzelnen Fischarten gegenüber CO₂ ist unterschiedlich und nimmt mit zunehmendem Alter, steigendem pH-Wert und steigendem SBV ab (DEUFEL 1976; SCHÄPERCLAUS 1979). Im Allgemeinen reagieren Salmoniden empfindlicher auf hohe CO₂-Gehalte als Cypriniden (REUSS 1969). Während ROBERTS & SCHLOTFELD (1985) Beobachtungen erwähnen, bei denen Fische bereits 1,6 mg L⁻¹ CO₂ mieden, wird der obere Grenzwert für die besonders CO₂-empfindlichen Salmoniden allgemein mit 20 bis 25 mg L⁻¹ angegeben (EIFAC 1969; LABLEBEN & STEGER 1971). Diese Werte sind nach EDDY & MORGAN (1969 in SCHÄPERCLAUS 1979) für Forellen als zu hoch anzusehen. BOHL (1999) gibt als Orientierung für die Produktion von Süßwasserfischen eine obere CO₂-Konzentration von 10 mg L⁻¹ an.

pH-Wert Toleranz

Die Ansprüche an den pH-Wert sind nicht für alle Fischarten gleich. Nach SCHÄPERCLAUS (1979) liegt das pH-Optimum der meisten Fischarten zwischen 6,5 und 8,0. LEUNER & KLEIN (2000) wiesen in bayerischen Gewässern Bachforellen bei pH-Werten bis 9,0 nach, während Äschen auch noch bei einem pH-Wert von 9,5 und verschiedene Cypriniden bei pH-Werten bis 10,0 anzutreffen waren. Einige Fischarten haben sich an stark alkalische Lebensräume angepasst. So leben Populationen der Regenbogenforelle (cutthroat) in Nevada in Seen bei einem pH-Wert von 9,4 (GALAT ET AL. 1985), Magadi-Maulbrüter in Gewässern Kenyas bei einem pH-Wert von 9,9 (WOOD ET AL. 1994) und *Chalcalburnus tarichi* in der Türkei im größten Sodasee der Welt bei einem pH von 9,8 (SARI 2008). Nach REICHENBACH-KLINKE (1980) haben besonders Barbenarten ihr Optimum im alkalischen Bereich.

SCOTT & WILSON (2007) konnten hingegen bei Fischen, deren Lebensraum zeitweise von alkalischen pH-Werten geprägt ist, im Labor keine erhöhte Toleranz gegenüber der akuten Einwirkung hoher pH-Werte feststellen.

Nach Meinung von SCHÄPERCLAUS (1979) hat bereits ein pH-Wert von 8,5 meist irreversible Schäden und bei längerer Einwirkungsdauer den Fischtod zur Folge. Werte über 9,5 werden von mehreren Autoren als toxisch für Fische beschrieben und die obere pH-Toleranzgrenze verschiedener Salmoniden wird mit 9,8 bis 10,2 angegeben (Anhang 3). Nach BANDT (1937) und SCHRECKENBACH ET AL. (1975) führen pH-Werte über 10,0 zu einer sofort einsetzenden, hochgradigen Schädigung und innerhalb kürzester Zeit zum Tod. Dem widersprechend überlebten in den Versuchen von SANBORN (1945 in ALABASTER & LLOYD 1980) verschiedene Fischarten eine siebentägige Exposition bei pH-Werten von 10,4 bis 10,5, starben jedoch bei einem pH-Wert von 11,1 innerhalb von 2 bis 5 Stunden. Auch WUHRMANN & WORKER (1948) stellten nach 24-stündiger Exposition bei pH 9,5 bis 9,7 keine Schädigung von Regenbogenforellenbrut und adulten Aiteln fest. BROWN & JEWELL (1926) und WIEBE (1931) beobachteten beim plötzlichen Umsetzen verschiedener Fischarten vom sauren ins alkalische Milieu und umgekehrt, innerhalb eines pH-Bereiches von 4,4 bis 9,7 bzw. 6,1 bis 9,5 keine Schädigung der Fische. SPRAGUE (1964) beobachtete bei juvenilen Atlantischen Lachsen während einer sechswöchigen Exposition bei pH 9,5 lediglich eine Mortalität von 5 %. Fische reagieren jedoch bereits vor Erreichen der kritischen Grenzwerte auf zu hohe pH-Werte mit aktiven Regulationsmechanismen, um den Blut-pH in den notwendigen Grenzen zu halten. Unzuträgliche pH-Werte stellen einen Stressfaktor dar und gehen längerfristig immer auf Kosten des Zuwachses und der Gesundheit (BAUR & RAPP 2003; DAS ET AL. 2006).

Zusammenfassend lässt sich bemerken, dass eine chronische Wirkung von pH-Werten über 10,0 für alle in Europa heimischen untersuchten Fischarten als schädlich einzustufen ist, während für Salmoniden und einige andere Arten bereits eine längerer Einwirkung von pH-Werten über 9,0 als negativ anzusehen ist. Labordaten können jedoch nicht ohne weiteres auf das Freiland übertragen werden, wenn die hohen pH-Werte auf photosynthetischer Aktivität beruhen. In diesem Fall ist von einer möglichen synergetischen Wirkung hoher O₂-Konzentrationen und Gesamtgasübersättigungen oder von Algtoxinen auszugehen (ALABASTER & LLOYD 1981).

Die Toleranz der Fische gegenüber hohen pH-Werten wird durch verschiedene Faktoren wie Entwicklungsstadium, Akklimatisations-pH und die Konzentration des gelösten O₂ beeinflusst.

Entwicklungsstadium und Fischalter

Hinsichtlich der Abhängigkeit der letalen Wirkung hoher pH-Werte von der Fischgröße liegen unterschiedliche Ergebnisse vor. CAIRNS & SCHEIER (1958) stellten mit zunehmender Fischgröße eine erhöhte Anfälligkeit Blauer Sonnenbarsche gegenüber hohen pH-Werten fest.

BERGHOUSE (1992) beobachtete eine abnehmende Toleranz von 3 zu 12 Tage alten Zanderlarven (*Stizostedion vitreum*). Als Ursache vermutet er die fortschreitende Entwicklung der Kiemen, die im Vergleich zur Fischhaut ein besonders pH-sensibles Gewebe darstellen (DAYE & GARSIDE 1976). Demgegenüber belegen die Untersuchungen von BANDT (1937) für mehrere Fischarten mit fortschreitendem Entwicklungsstadium eine abnehmende Sensibilität, was in darauffolgenden Untersuchungen bestätigt wurde (MANTELMAN 1967 in ALABASTER & LLOYD 1980; SAIKI ET AL. 1999). DAYE & GARSIDE (1975) stellten bei Bachsaiblingen wiederum keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Fischgröße und der Schadwirkung hoher pH-Werte fest.

Akklimatisations-pH

JORDAN & LLOYD (1964) beobachteten mit zunehmendem Akklimatisations-pH einen Anstieg der oberen pH-Letalitätsgrenze bei Regenbogenforellensetzlingen. Auch MURRAY & ZIEBELL (1984) wiesen für die Regenbogenforelle eine Abhängigkeit der Schadwirkung hoher pH-Werte von der Dauer des pH-Anstieges nach. So konnten sie die Regenbogenforellen während einer graduellen fünftägigen pH-Steigerung an einen pH-Wert von 9,8 akklimatisieren, während eine Erhöhung des pH-Wertes auf 9,5 innerhalb von sechs Stunden zu deutlichen Anzeichen von Stress und erhöhter Mortalität führten.

O₂-Gehalt

WIEBE (1931) wies bei pH 9,6 und einem O₂-Gehalt von 5 mg L⁻¹ eine Schädigung Blauer Sonnenbarsche nach, während die Fische bei pH 9,5 und 10 mg L⁻¹ O₂ unbeeinflusst blieben. Sofern die Toxizität des alkalischen Wassers vom pH-Wert an der Kiemenoberfläche abhängt, könnte eine Steigerung des O₂-Gehaltes im Wasser zu einer erhöhten Konzentration des ausgeschiedenen CO₂ an der Kiemenoberfläche führen (LLOYD 1961), und damit in einem lokal niedrigeren pH-Wert resultieren.

3.4.2.2 Schadwirkungen hoher pH-Werte

Die schädigende Wirkung alkalischer pH-Werte wird vorwiegend im Zusammenhang mit der Fischhaltung in der Teichwirtschaft beschrieben (BAUER ET AL. 1990; LABLEBEN 1994; LYON & FISHER 1998; SCHRECKENBACH ET AL. 1975; SCHRECKENBACH & SPANNENBERG 1987). Alkalische pH-Werte können jedoch auch im freien Gewässer zu Fischsterben führen (DAHL 1957 in ALABASTER & LLOYD 1980; EICHER 1946) und stellen wie bereits in Kapitel 3.3 beschrieben auch ein Problem an den Brutstandorten in stark veralgten Flachwasserbereichen kalkreicher Fließgewässer dar.

Eine wesentliche Ursache der fischschädigenden Wirkung hoher pH-Werte ist in der pH-Wert-Abhängigkeit des NH_4^+ / NH_3 -Dissoziationsgleichgewichtes im Wasser begründet (SCHRECKENBACH & SPANNENBERG 1987). Die Erhöhung des pH-Wertes führt in NH_4^+ -reichem Wasser zur Vergiftung der Fische mit im Wasser befindlichem NH_3 (Intoxikation). Die amoniotelischen Fischarten scheiden NH_3 als Hauptendprodukt des Eiweißstoffwechsels passiv durch Diffusion über die Kiemen aus. Daher können hohe pH-Werte auch in NH_4^+ -unbelastetem Wasser durch Behinderung der NH_3 -Exkretion zur Vergiftung mit körpereigenem NH_3 (Autintoxikation) führen. Verschiedene Untersuchungen deuten darauf hin, dass wenige Fischarten in der Lage sind N_2 als Harn- N_2 auszuscheiden und so dauerhaft bei hohen pH-Werten zu leben (MOMMSEN & WALSH 1989; OLSON & FROMM 1971; READ 1971; SAHA & RATHA 1987, 1989; WALSH ET AL. 1990; WILKIE & WOOD 1991; WOOD ET AL. 1989, 1994). Nach WILSON ET AL. (1998) überlebten Regenbogenforellen eine Alkali-Exposition, indem sie die NH_4^+ -Produktion reduzierten. Es ist jedoch hinreichend bekannt, dass eine kurzzeitig starke oder langanhaltende geringfügige Erhöhung des pH-Wertes infolge der NH_3 -Vergiftung zur akuten bzw. chronischen Schädigung der Fische führt. Diese äußert sich primär in einer verstärkten Schleimsekretion, gefolgt von einer Kiemenschwellung, Kiemennekrose und einer Sekundärinfektion der Kiemen mit Bakterien und Pilzen. Als Konsequenz der daraus resultierenden eingeschränkten Kiemenfunktion kommt es zu Wachstumsdepressionen. Auch eine gesteigerte Anfälligkeit gegenüber Krankheitserregern, ein verändertes Blutbild und deutlich sichtbare Organschädigungen sind mögliche Folgen einer pH-Wert abhängigen NH_3 -Vergiftung (BAUR & RAPP 2003; SCHRECKENBACH & SPANNENBERG 1987). Die beschriebenen Schadbilder und eine verminderte Überlebensrate konnten sowohl in natürlichen Gewässern als auch in der Aquakultur mit starken tageszeitlichen pH-Wert-Schwankungen in Verbindung gebracht werden (KANN & SMITH 1999; LAMPERT & SOMMER 1993; LYON & FISHER 1998; SERAFY & HARRELL 1993; SAIKI ET AL. 1999). Als kritisch für die NH_3 -Exkretion sehen SCHRECKENBACH & SPANNENBERG (1987) für Forellen bereits einen pH-Wert von 8,0, für den Karpfen und den Aal 8,5. Diese Angaben beziehen sich jedoch auf die Haltungsbedingungen in der Teichwirtschaft und weniger auf die Verhältnisse im Freiland.

Hohe pH-Werte wirken sich auch direkt über ihre basische Wirkung negativ auf die Fische aus. Das OH^- -Ion ist sehr reaktiv und reagiert mit fast allen Typen von biologischen Molekülen, wodurch eine starke Schadwirkung von ihm ausgeht (COLT ET AL. 1991). Die durch die OH^- -Ionen verursachten Schäden werden als Laugenkrankheit (Alkalose) bezeichnet. Symptome der Alkalose sind zerfressene Kiemenblättchen und Flossen, sowie Blutungen (AMLACHER 1992; BAUR & RAPP 2003), aber auch Schäden an Augen, gefolgt von Blindheit (EICHER 1946), Störungen der Säure-Base- und der Ionenregulation werden beschrieben (WILKIE ET AL. 1993; WILKIE & WOOD 1991; YESAKI & IWAMA 1992).

Auch über eine Verstärkung der Toxizität verschiedener Übergangsmetalle und Pestiziden können sich hohe pH-Werte negativ auswirken (BRADLEY & SPRAGUE 1985; KARTHIKEYAN ET AL. 2007; KHILLARE & WAGH 1987; MARKING 1975).

Detaillierte Literaturangaben zur pH-Schadwirkung in Abhängigkeit von Fischart, Entwicklungsstadium und Expositionszeit sind im Anhang aufgeführt (Anhang 3).

Über die beschriebenen Schadwirkung hinaus, gibt es auch Hinweise auf eine Beeinflussung des Verhaltens im alkalischen Milieu. SCHRECKENBACH ET AL. (1975) beschreiben ein bis zum unmittelbaren Körperkontakt vermindertes Abstandsverhalten von Karpfen bei pH 9,0. MURRAY & ZIEBELL (1984) beobachteten für juvenile Regenbogenforellen ab einem pH-Wert von 8,9 einen Aktivitätsverlust, wobei die Nahrungsaufnahme bis pH 9,9 stattfand. Bei pH-Werten über 9,5 zeigten Hasel eine erhöhte, ab pH 10,5 eine verlangsamte Atemfrequenz (WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995). Auch niedrige pH-Werte können sowohl Hyper- wie auch Hypoaktivität bei Fischen hervorrufen (mehrere Autoren in ÁTLAND & BARLAUP 1996) und ROYCE-MALMGREN & WATSON (1986) vermuten eine Einflussnahme niedriger pH-Werte auf die Verhaltensantwort von Salmoniden gegenüber olfaktorischen Reizen. Die gleichen Autoren konnten keine unterschiedliche Aktivität juveniler Atlantischer Lachse bei pH 5,1 und 7,6 feststellen.

3.4.3 O₂- und Gesamtgasübersättigung

3.4.3.1 Wahrnehmung und Meidung von Gasübersättigungen

Fische haben prinzipiell die Möglichkeit schädliche Gesamtgasübersättigungen durch eine laterale Ausweichreaktion oder durch Abtauchen in die Tiefe (vertikale-hydrostatische Kompensation) zu meiden. Lange Zeit wurde allgemein angenommen, dass Fische nicht fähig sind, Gesamtgasübersättigungen wahrzunehmen und aktiv zu meiden. Verschiedene Untersuchungen deuten jedoch darauf hin, dass diese Theorie nicht für alle Fischarten und unter allen Umständen zutrifft. So wurde sowohl unter Laborbedingungen, als auch im Freiland für verschiedene Fischarten eine Meidung von Gesamtgasübersättigungen nachgewiesen, während einige Arten kein Meideverhalten zeigten und wieder andere Arten keine schlüssigen Ergebnisse bzw. widersprüchliche Resultate lieferten (Anhang 4). Derartige Beobachtungen bestätigen die Aussage von WEITKAMP & KATZ (1980), dass die Fähigkeit der Erkennung schädlicher Gasübersättigungen bei Fischen nicht gut entwickelt ist. In Übereinstimmung damit ist KUHLMANN (1987) der Meinung, dass Fische nur unzureichend in der Lage sind, Gasübersättigungen wahrzunehmen und darauf zu reagieren. Ein potenzielles Meideverhalten wird häufig durch stärkere Reize wie erhöhte Wassertemperaturen oder das Territorialverhalten vollkommen überlagert

(MARCELLO & FAIRBANKS 1976 in WEITKAMP & KATZ 1980; MELDRIM ET AL. unveröffentlicht in GIFT 1977; STEVENS ET AL. 1980; STEINHÖRSTER 1996).

3.4.3.2 Schädigung von Gasübersättigungen

Bereits Anfang des letzten Jahrhunderts wurden Gasübersättigung in natürlichen Gewässersystemen als potenzieller Letalfaktor für aquatisches Leben angeführt (GORHAM 1901). Generell können Druck- und Temperaturänderungen, wie sie in Flüssen auftreten, zur Gesamtgasübersättigung und als deren Konsequenz zur Gasblasenkrankheit (**Gas Bubble Disease = GBD**) aquatischer Lebewesen führen (BEININGEN & EBEL 1970; CRUNKILTON ET AL. 1980; SCHULZE-LUTZ 1995). Abhängig von der Expositionsdauer und dem Ausmaß der Gasübersättigung kommt es bei der GBD im Fischkörper zur Bildung extrazellulärer (chronische GBD) bzw. intrazellulärer (akute GBD) Gasbläschen (ALDERDICE & JENSEN 1985). Sowohl die chronische als auch die akute GBD können in einer erhöhten Mortalität der Fische resultieren (BOUCK 1980; COLT 1986; ELSTON 1983).

Subletale Gasübersättigungen können sich für den Fisch in negativer Weise auf die Schwimmfähigkeit (CORNACCHIA & COLT 1984; COUNIHAN ET AL. 1998; SCHIEWE 1974), das Blutbild (NEWCOMB 1974), die Temperaturtoleranz (EBEL ET AL. 1971 in WEITKAMP & KATZ 1980), die Funktion des Seitenlinienorgans (WEBER & SCHIEWE 1976) und die Anfälligkeit gegenüber Prädation (MESA & WARREN 1997) und Infektionskrankheiten (BAATH ET AL. 1989; ELSTON 1983) auswirken. Jedoch können auch bakterielle Infektionen wiederum die Anfälligkeit gegenüber der GBD erhöhen (WEILAND ET AL. 1999). Während WRIGHT & MCLEAN (1985) und COLT ET AL. (1985) keine Beeinflussung des Fischwachstums durch subletale Gasübersättigungen feststellten, belegen mehrere Untersuchungen bei Fischen eine eingeschränkte Nahrungsaufnahme und einen wachstumshemmenden Effekt von Gasübersättigungen (BENTLEY & DAWLEY 1981; CORNACCHIA & COLT 1984; ESPMARK & BAEVERFJORD 2008; KRISE 1993; KRISE ET AL. 1990; THORN ET AL. 1978; WEITKAMP & KATZ 1980). Auch ein abnormales Verhalten (WYATT & BEININGEN 1971 in WEITKAMP & KATZ) bzw. Unruhe (SCHÄPERCLAUS 1979; MOHR 1984) werden häufig als Symptome mit der GBD in Verbindung gebracht. In den Versuchen von CHAMBERLAIN ET AL. (1980) führte die Übersättigung des Wassers mit N₂, O₂ oder Luft zu einer gesteigerten Schwimmaktivität der Fische. Die Verhaltensantwort fiel mit zunehmender Übersättigung immer deutlicher aus.

Die Empfindlichkeit gegenüber Gesamtgasübersättigungen bzw. deren Auswirkung auf die Fische ist unter anderem abhängig von der Fischart, dem Entwicklungsstadium bzw. Fischalter, den fischspezifischen Lebensraumsansprüchen, der Wassertemperatur, dem physiologischen Zustand, der Fütterungsintensität, sowie von der Zusammensetzung der verschiedenen Gasfraktionen und dem Ausmaß der Übersättigung.

Fischart

WEITKAMP & KATZ (1980) geben einen Überblick über die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen und kommen zum Schluss, dass eine beträchtliche Schwankungsbreite bei der Toleranz verschiedener Fischarten vorliegt. Nach ihren Recherchen gehören die Salmoniden zu den empfindlichsten Arten, jedoch gibt es vermutlich Arten, die noch empfindlicher reagieren. Im Allgemeinen werden die Cypriniden gegenüber den Salmoniden als toleranter eingestuft (HEGGBERGET 1984; KUHLMANN 1987). Innerhalb der Salmoniden ist der Atlantische Lachs nach HÖNIG ET AL. (1979) bedeutend anfälliger als die Regenbogenforelle, und Rogner sensibler als Milchner. KNÖSCHE (1985) vermutet, dass Arten, die natürlicherweise häufiger Gasübersättigungen ausgesetzt sind, weniger gefährdet sind als Arten aus einer Umwelt mit ausgeglichenem Gashaushalt. Nach GRAY ET AL. (1982) könnten auch Individuen ein und derselben Art, aber unterschiedlicher Herkunft aufgrund von genetischen Adaptionsvorgängen einen unterschiedlichen Grad der Toleranz aufweisen (GRAY ET AL. 1982). Gefestigt wird diese Theorie durch die Beobachtungen von CRAMER & MCINTYRE (1975), die verschiedene Königslachspopulationen untersuchten und feststellten, dass sich die Stämme als am tolerantesten gegenüber Gesamtgasübersättigungen erwiesen, die in ihrer „Vergangenheit“ am häufigsten Gasaübersättigungen ausgesetzt waren und ihre Toleranz weitervererbten.

Entwicklungsstadium und Fischalter

Generell scheint die Toleranz der verschiedenen Lebensstadien zwei aufeinanderfolgenden Tendenzen zu folgen. Zunächst nimmt die Toleranz vom Fischei, das sich als sehr resistent gegenüber Gesamtgasübersättigungen erweist (RUCKER & KANGAS 1974), zu den besonders empfindlichen Entwicklungsstadien nach Aufzehren des Dottersackes (NEBEKER ET AL. 1978) hin ab. Darauf folgend nimmt die Toleranz von den Larval- über die Juvenilstadien zum Adultstadium mit zunehmender Körpermasse wieder zu (CORNACCHIA & COLT 1984; KUHLMANN 1988; WEITKAMP & KATZ 1980; WOOD 1968). Auch HAEMPEL (1929) betrachtet gerade junge Fische als besonders sensibel gegenüber hohen O₂-Übersättigungen. Widersprüchlich hierzu deuten verschiedene Untersuchungen auf eine generell zunehmende Empfindlichkeit juveniler Stadien mit fortschreitendem Alter und zunehmender Größe hin (CRUNKILTON ET AL. 1980; GRAY ET AL. 1985; HÖNIG ET AL. 1979; JENSEN ET AL. 1986; KRISE & HERMAN 1991; verschiedene Autoren in WEITKAMP & KATZ 1980).

Fischspezifische Lebensraumansprüche

Viele Untersuchungen belegen, dass Fische Gesamtgasübersättigungen länger tolerieren können, wenn größere Wassertiefen verfügbar sind, die es den Fischen ermöglichen, die Gesamtgasübersättigung durch Abtauchen in tiefere Wasserschichten zu meiden (JENSEN ET AL. 1986;

WEITKAMP & KATZ 1980). Demzufolge werden gerade pelagische und ufernahe Organismen durch Gasübersättigungen geschädigt (CRUNKILTON ET AL. 1980). Die besondere Gefährdung ufernaher Organismen leitet sich aus der geringen Wassertiefe und der dadurch fehlenden Möglichkeit zur vertikalen Meidung auftretender Gasübersättigungen ab. Daher kann eine Gasübersättigung in seichten Habitaten schneller zur Gasblasenkrankheit führen als in Habitaten mit größeren Wassertiefen (COLT 1986; MOHR 1984; WEITKAMP & KATZ 1980). An sich nicht kritische Werte können in Lebensräumen, in denen eine schnelle Änderung des Gasdruckes stattfindet schädigend wirken (NEBEKER ET AL. 1978).

Eine unterbrochene Exposition bei erhöhtem TGP gibt den Fischen nicht nur die Möglichkeit zur Erholung, sondern kann auch deren Resistenz gegenüber Gesamtgasübersättigungen erhöhen, wenn die Erholungszeit in gesättigtem Wasser genügend lang ist (verschiedene Autoren in WEITKAMP & KATZ 1980). Bereits GORHAM (1901) stellte fest, dass sich Fische von der GBD erholen können. Zahlreiche folgende Untersuchungen bestätigen, dass es sich bei den Symptomen der GBD um ein reversibles Krankheitsbild handelt, das verschwindet, wenn die Fische in gesättigtes Wasser zurückgesetzt werden (ADAMS & TOWLE 1974; 1975; HANS ET AL. 1999; KNITTEL ET AL. 1980; SCHIEWE 1974).

Wassertemperatur

Für verschiedene Fischarten wurde mit zunehmender Wassertemperatur bei gleichbleibender Gesamtgasübersättigung ein signifikanter Mortalitätsanstieg beobachtet, während die Sterblichkeit anderer Fischarten von der Temperatur unbeeinflusst blieb (GRAY ET AL. 1985; NEBECKER ET AL. 1979; verschiedene Autoren in WEITKAMP & KATZ 1980).

Besondere Bedeutung hat die Wassertemperatur zweifellos durch die Temperaturabhängigkeit des Lösungsvermögens der Gase im Wasser (Kapitel 3.3).

Physiologischer Zustand und Fütterungsintensität

Nach KUHLMANN (1988) beeinflusst auch der physiologische Zustand der Fische und die Fütterungsintensität die Schadwirkung von Gesamtgasübersättigungen. Ein schlechter Ernährungszustand scheint den negativen Einfluss der Gasübersättigung zu verstärken (BOUCK & KING 1985 in COLT ET AL. 1986; CORNACCHIA & COLT 1984).

Zusammensetzung der einzelnen Gasfraktionen

Von Bedeutung beim Ausbruch der GBD sind hauptsächlich N_2 und O_2 während CO_2 aufgrund seiner hohen Löslichkeit im Fischblut als emboliebildendes Gas ausscheidet (DEUFEL 1976; KNÖSCHE 1985; NEBEKER ET AL. 1976). Über die Beteiligung der beiden Gase an der GBD bestehen unterschiedliche Auffassungen. Nach Ansicht einiger Wissenschaftler ist nur die Übersättigung des Wassers mit N_2 unabhängig vom TGP für das Auftreten der GBD bedeutend

(GOLOWIN 1983; HOFER 2001; KNÖSCHE 1985; RÜMMLER 1986). Die meisten in den 1960ern und 1970ern durchgeführten Untersuchungen berücksichtigten lediglich N_2 als Ursache für den Ausbruch der GBD. Diese Einschätzung beruhte auf der Annahme, dass der biologisch innerte N_2 das ursächliche Agens der Übersättigung darstellt, während eine Übersättigung des biologisch aktiven O_2 im Fischkörper durch Stoffwechselprozesse reguliert und reduziert würde (WEITKAMP & KATZ 1980). Diese These bestätigend wurde bei gleichbleibender Gesamtgasübersättigung mit steigendem N_2 / O_2 -Verhältnis eine zunehmende Schadwirkung festgestellt (KUHLMANN 1987; NEBEKKER ET AL. 1976, 1979; RUCKER 1976).

Nach anderen Untersuchungen ist jedoch das Ausmaß der Gesamtgasübersättigung für den Ausbruch der GBD insgesamt von größerer Bedeutung als das N_2 / O_2 -Verhältnis. So führte bei konstantem N_2 -Partialdruck eine Erhöhung des O_2 -Partialdrucks und die damit verbundene Zunahme der Gesamtgasübersättigung zu einer gesteigerten Mortalität der Fische (MEEKIN & TURNER 1974 in WEITKAMP & KATZ 1980; RUCKER & KANGAS 1974). Erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang auch die Beobachtungen von NEBEKKER ET AL. (1976, 1979). Sie stellten bei konstanter Gesamtgasübersättigung mit einem zunehmendem O_2 / N_2 -Verhältnis einerseits eine abnehmende Mortalität, andererseits aber deutlichere und schwerwiegendere Anzeichen der Gasblasenkrankheit fest und folgerten daraus, dass der O_2 -Übersättigung eine maßgebliche Rolle bei der Bildung externer Emphyseme und Läsionen zukommt.

Laboruntersuchungen zur Auswirkung unterschiedlicher O_2 -Übersättigungen auf Fische lieferten verschiedene Ergebnisse. Einige Untersuchungen zeigten keine oder nur geringe Effekte (HEISLER ET AL. 1988; HOBE ET AL. 1984; LEPERSON ET AL. 2002; WIEBE & MCGAVOCK 1932). Andere Arbeiten wiesen infolge von dauerhaften O_2 -Übersättigungen bzw. starken tageszeitliche Schwankung des O_2 -Gehaltes unter anderem histopathologische Veränderungen bzw. negative Auswirkungen auf die Embryonalentwicklung, das Wachstum und die Überlebensrate der Fische nach (ALABASTER & LLOYD; ELSTON 1983; GUILDON 1974; GUILDON & POPOVA 1977; KANN & SMITH 1999; LYON & FISHER 1998; SAIKI ET AL. 1999; SEBERT ET AL. 1984; SERAFY & HARRELL 1993; STEWART ET AL. 1967; WILCOCK ET AL. 1996). Auch HAEMPEL (1929) spricht hohen O_2 -Konzentrationen eine schädigende Wirkung zu. Mehrere Untersuchungen zeigten, dass auch eine durch O_2 hervorgerufene Gesamtgasübersättigung bei Fischen und anderen aquatischen Lebewesen zur Gasblasenkrankheit führen kann (ALIKUNHI ET AL. 1951; DOULOS & KINDSCHI 1990; EDSALL & SMITH 1991; ENGELHORN 1943; KROM ET AL. 1985; PLEHN 1924; REICHENBACH-KLINKE 1977; RENFRO 1963; RUCKER 1972; STICKNEY 1968; SUPPLEE & LIGHTNER 1976; WOODBURY 1941).

Schädliche Grenzwerte

Aufgrund der Abhängigkeit der Schadwirkung von den eben beschriebenen Einflussfaktoren ist eine Angabe von allgemeingültigen Grenzwerten nur in eingeschränktem Maße möglich. Es

besteht eine negative Korrelation zwischen der Gesamtgasübersättigung und der Expositionszeit, die zum Fischtod führt (ANTCLIFFE ET AL. 2002).

Zahlreiche Untersuchungen belegten in seichtem Wasser (<1 m) bei ungefähr 120-125 % TGP einen deutlichen Anstieg der Mortalität bei gleichzeitig abnehmender Letalitätszeit. Für Salmoniden wird allgemein ein kritischer Grenzwert von 110 % TGP angegeben (USEPA 1976), jedoch brach die GBD in verschiedenen Untersuchungen bereits bei 103 bis 105 % TGP aus (Anhang 5). Für Stickstoff werden bereits Grenzwerte von 102, 105 bzw. 120 % zur Vermeidung der Gasblasenkrankheit bei verschiedenen Fischarten und -entwicklungsstadien angegeben (GOLOWIN 1983; KNÖSCHE 1985). Für O₂ werden Grenzwerte von 250 bis 350 % in Betracht gezogen (GOLOWIN; KNÖSCHE 1985; KRAUL 1983; KROM ET AL. 1985; RUCKER 1972; TAKASHI & YOSHIHIRO 1975). Eine Überschreitung des oberen Grenzbereiches von 35 mg L⁻¹ O₂ (SCHRECKENBACH ET AL. 1987) führt zu einer CO₂-Anreicherung im Blut, was in einer Ausfällung von Kalzium- und Magnesiumsalzen in der Niere (Nephrokalzinose) resultieren kann und Werte über 40 mg L⁻¹ können bereits tödlich wirken (HAEMPEL 1929; TAEGE 1984).

3.4.4 UV-B-Strahlung

Erhöhte Werte der UV-A-Strahlung (AHMED & SETLOW 1993; BASS & SISTRUN 1997; BELAND ET AL. 1999; BULLOCK & ROBERTS 1979; MITCHELL ET AL. 2004; SETLOW ET AL. 1993; WILLIAMSON ET AL. 1997; WINCKLER & FIDHIANY 1996) und im besonderen Maße der UV-B-Strahlung sind für Fische mit vielseitigen Schadwirkungen verbunden. Im Folgenden werden die bekannten Auswirkungen der UV-B-Strahlung, speziell auf Fische, dargestellt.

3.4.4.1 Auswirkung der UV-B-Strahlung auf aquatische Ökosysteme

Die Angaben zu biologisch wirksamen Strahlungswerten reichen in Abhängigkeit der untersuchten Organismengruppe bzw. des Gewässertyps und der Ebene der Auswirkung von wenigen Zentimetern bis zu mehreren Metern Wassertiefe (Anhang 6).

Es gibt bereits Beweise für die Schädigung des Phyto- und Zooplanktons, größerer Invertebraten wie Korallen und Anemonen sowie verschiedener Amphibien- und Fischarten (BLAUSTEIN ET AL. 1995; BLAUSTEIN & KIESECKER 1997; FLAMARIQUE & HARROWER 1999; HADER ET AL. 2007; REIST ET AL. 2006; SIEBECK 1999; ZAGARESE & WILLIAMSON 1994). Neben pelagischen Eiern (HUNTER ET AL. 1979, 1981, 1982; MALLOY ET AL. 1997) und nicht im Kies verborgenen, substrathaftenden Eiern (FLAMARIQUE & HARROWER 1999), sind auch Fischlarven im besonderen Maße durch die UV-B-Strahlung gefährdet. Sie sind transparent, besitzen nur wenig photoprotektive Pigmente (FREITAG ET AL. 1998) und halten sich meist positiv phototaktisch vorwiegend

in der photischen Zone häufig nahe der Wasseroberfläche auf (FLAMARIQUE & HARROWER 1999; HÄDER ET AL. 1995). Die hohe UV-B-Empfindlichkeit der frühen Entwicklungsstadien resultiert u. a. auch aus dem großen Körperoberflächen / -volumen-Verhältnis, das den Anteil der UV-B exponierten Zellen erhöht (OLSON 2005).

Zunehmend werden rückgängige Fischbestände mit der Sonnen- bzw. UV-B-Strahlung in Verbindung gebracht (HUNTER ET AL. 1981; KOUWENBERG ET AL. 1999; ZAGARESE & WILLIAMSON 2001). WALTERS & WARD (1998) berichten von einem tiefgreifenden Rückgang der Überlebensrate anadromer Salmoniden, der seit Mitte der 1980er Jahre in sonnigen Regionen beobachtet werden kann. TEMPL (2000) beschreibt den gleichen Sachverhalt für österreichische und bayerische Bachforellenbestände in Gewässerabschnitten mit fehlenden Unterständen während längerer Schönwetterperioden.

3.4.4.2 UV-B-Wahrnehmung, Toleranz und Schutzmechanismen bei Fischen

UV-B-Wahrnehmung

Es ist allgemein anerkannt, dass sowohl die Photoperiode als auch die Beleuchtungsstärke die Aktivität und die Standortwahl von Fischen beeinflussen (PINHORN & ANDREWS 1965). Mit zunehmendem Alter der Fische ändert sich häufig die Verhaltensantwort auf die Beleuchtungsstärke. Während die Adultstadien bestimmter Fischarten eine negative Phototaxis zeigen, kann während der frühen Entwicklungsphase häufig keine derartige Meidung festgestellt werden (KWAIN & MACCRIMMON 1969).

Nach SIEBECK ET AL. (1994) gibt es keine oder nur unzureichende Daten über UV-Meidereaktionen bei Fischen. Die derzeit vorliegenden Erkenntnisse erlauben keine Aussage hinsichtlich eines spezifischen Meideverhaltens gegenüber der UV-B-Strahlung. Die Beobachtungen, dass Amerikanische Flussbarsche und Blaue Sonnenbarsche ihre Laichnester in DOC-armen und damit UV-transparenteren Seen in größerer Wassertiefen anlegen als in DOC-reichen, weniger UV-transparenten Seen, lässt vermuten, dass diese Fischarten in der Lage sind, die UV-Strahlung wahrzunehmen und aktiv zu meiden (GUTIÉRREZ-RODRÍGUEZ & WILLIAMSON 1999; HUFF ET AL. 2004; WILLIAMSON ET AL. 1997). Beobachtungen aus der Aquakultur beschreiben für Regenbogenforellen und Atlantische Lachse eine potenzielle Meidereaktion gegenüber erhöhter UV-Strahlung, indem die Fische Schatten aufsuchen bzw. versuchen aus den Hälterbecken zu entkommen (BULLOCK & COUTTS 1985; BULLOCK & ROBERTS 1981). Diese Beobachtungen haben jedoch rein qualitativen Charakter. Für Renkenlarven wurde ein andeutungsweise Meideverhalten der obersten Wasserschichten und somit der UV-B-Strahlung festgestellt (YLÖNEN ET AL. 2003 in HÄKKINEN ET AL. 2003a).

KELLY & BOTHWELL (2002) machten, basierend auf Freiland-Enclosure-Versuchen, erste quantitative Angaben und belegten ein signifikantes Meideverhalten larvaler und juveniler Silberlachse

gegenüber UV-Strahlung (280-400 nm) bzw. UV-A-Strahlung (320-400 nm). Eine selektive Verhaltensantwort auf die UV-B-Strahlung (280-320 nm) konnten sie aufgrund ihres Versuchsdesignes jedoch nicht belegen. HOLTBY & BOTHWELL (2008) konnten in Freilandversuchen ein Meideverhalten juveniler Silberlachse gegenüber der UV-A-Strahlung beobachten, wobei sie keinen signifikanten Zusatzeffekt der UV-B-Strahlung feststellten. Auch Laborversuche mit juvenilen Seesaiblingen zeigten keine eindeutige Meidung der UV-B-Strahlung (HOLIERHOEK & POWER 1995). Nach OBERWEGER (1998 in HOFER 2000) wählen Goldfische normalerweise Habitate mit geringer UV-Strahlung, jedoch überlagern andere Umweltfaktoren wie Nahrung und Wassertemperatur dieses Meideverhalten.

Im Gegensatz zu den wenigen verfügbaren Angaben zur UV-Sensitivität von Fischen auf der Verhaltensebene, wurde für zahlreiche Fischarten eine UV-Wahrnehmung auf physiologischer Ebene in Form eines UV-spezifischen Sehvermögens nachgewiesen. Das Sehvermögen im UV-Bereich kann dabei abhängig von der Fischart während der Ontogenese variieren (BOWMAKER 1990; FLAMARIQUE 2000). Der Absorptionsbereich der entsprechenden Photorezeptoren in der Fischretina liegt vorwiegend im UV-A und nur teilweise im UV-B-Bereich (AVERY ET AL. 1983; BOWMAKER 1990; DOWNING ET AL. 1986; FLAMARIQUE 2000; HAWRYSHYN ET AL. 1989; HAWRYSHYN & BEAUCHAMP 1985; MUNTZ & NORTHMORE 1970; TOWEE 1995; WALTER ET AL. 1989). Unter natürlichen Umständen korrelieren die Strahlungsintensitäten von UV-A und UV-B. Daher ermöglicht eine negative Phototaxis der Fische, hervorgerufen durch UV-A-Strahlung, auch der schädlichen UV-B-Strahlung zu entfliehen, obwohl diese selbst nicht wahrgenommen wird (HOFER 2000).

UV-B-Toleranz

Die UV-B-Toleranz variiert zwischen verschiedenen Fischarten (BLAZER ET AL. 1997; EWING ET AL. 1999; FABACHER ET AL. 1997, 1998, 1999; FABACHER & LITTLE 1995; HÄKKINEN ET AL. 2002; HUNTER ET AL. 1979, 1982; LITTLE ET AL. 1994; MARKKULA ET AL. 2006). Sie ändert sich auch während der Ontogenese eines Individuums, indem die Toleranz mit dem Fischalter zunimmt (BROWMAN ET AL. 2003; CHARRON ET AL. 2000; GRANT & LICHT 1995; HUNTER ET AL. 1979; KOUWENBERG ET AL. 1999; OVASKA ET AL. 1997; WIEGAND ET AL. 2004). Die Beobachtungen von FLAMARIQUE & HARROWER (1999) an Eiern des Rotlachs weisen auf eine möglicherweise variierende Toleranz zwischen Einzelindividuen derselben Art hin, die wahrscheinlich auf unterschiedliche maternaler Erbanlagen sowie physiologische und physikalische Unterschiede zurückzuführen ist. Auch YLÖNEN & KARJALAINEN (2004) beobachteten bei Renken eine individuell stark unterschiedliche UV-B-Toleranz. Während EISLER (1961) für UV-adaptierte Regenbogenforellen eine zunehmende Toleranz beschreibt, stellten GUTIÉRREZ-RODRÍGUEZ & WILLIAMSON (1999) bei Blauen Sonnenbarschen aus Seen mit unterschiedlicher UV-Transparenz keine

unterschiedliche UV-B-Toleranz fest. Auch JOKINEN ET AL. (2008) konnten in Langzeitversuchen keine Adaptionsfähigkeit juveniler Lachse gegenüber erhöhter UV-B-Strahlung feststellen. Aufgrund dieser natürlichen Varianzen und wegen der nicht standardisierten Versuchsbedingungen, die den Literaturangaben zugrunde liegen, besonders im Hinblick auf die verwendete spektrale Strahlenqualität und -intensität, ist es nicht möglich, absolute fischartspezifische Schwellenwerte für die UV-B-Schadwirkung anzugeben. In einigen Untersuchungen wurden jedoch artspezifische Unterschiede der UV-B-Toleranz beschreiben (FABACHER & LITTLE 1995; HUNTER ET AL 1979; LITTLE & FABACHER 1994; MARKKULA ET AL. 2006; MCFADZEN ET AL. 2000; VEHNÄÄINEN ET AL. 2003).

UV-B-Schutzmechanismen

Fische haben prinzipiell die Möglichkeit UV-B bedingte Photoschäden durch ein Meideverhalten, die Produktion photoprotektiver Substanzen und durch Photoreparaturmechanismen entgegenzuwirken.

Meideverhalten

Wie bereits beschrieben, gibt es nur qualitative bzw. indirekte Hinweise auf ein Meideverhalten einzelner Fischarten gegenüber erhöhten UV-B-Werten (siehe UV-B-Wahrnehmung).

Photoprotektive Substanzen

UV-B-absorbierende, photoprotektive Substanzen wie micosporinähnliche Aminosäuren (MAAs) sind besonders in den äußeren Epithelzellen der Fischhaut, der Schleimhaut aber auch unterschiedlichen anderen Geweben verschiedener Fischarten und Entwicklungsstadien nachgewiesen worden. Ihre Konzentration nimmt gewöhnlich mit der Fischgröße zu und korreliert mit der UV-B-Toleranz der Fische (BANDARANAYAKE ET AL. 2000; CHIOCCARA ET AL. 1980; FABACHER ET AL. 1999; FABACHER & LITTLE 1995, 1998; GRANT ET AL. 1980; KARENTZ ET AL. 1991; KAWEEWAT & HOFER 2001; PLACK ET AL. 1981; SHICK & DUNLAP 2002; ZAMZOW & LOSEY 2002; ZAMZOW & SIEBECK 1996). Nach ZAMZOW (2004) können Fische die UV-Absorption in Abhängigkeit von der UV-Exposition modifizieren. So nimmt die UV-Absorption des Fischschleims bei marinen Fischen mit zunehmender Wassertiefe (ZAMZOW & LOSEY 2002) und Entfernung zum Äquator (ZAMZOW 2003) ab. Die MAAs können von Tieren nicht produziert werden und müssen mit der Nahrung aufgenommen werden (CAREFOOT ET AL. 2000; CARROL & SHICK 1996; NEWMAN ET AL. 2000; MASON ET AL. 1998). ZAMZOW & SIEBECK (1996) beobachteten bei in Gefangenschaft gehaltenen Fischen mit zunehmender Zeit der Gefangenschaft eine Abnahme der UV-Absorption des Fisschleims, was sie auf eine qualitativ unzureichende Ernährung zurückführen. Gleichzeitig war eine Verschiebung des Absorptionsmaximums in den kurzwelligeren Bereich

und bei kranken Fischen (Flossenfäule) eine signifikante Abnahme der UV-Absorption festzustellen.

Auch die durch die Einwirkung der UV-B-Strahlung hervorgerufene verstärkte Pigmentierung bzw. Melanisierung der Fischhaut (EWING ET AL. 1999; FABACHER ET AL. 1994; HÄKKINEN ET AL. 2002; HUNTER ET AL. 1979; KAWEEWAT & HOFER 2001; LITTLE & FABACHER 1994; LOWE & GOODMAN-LOWE 1996; MCARDLE & BULLOCK 1987) könnte nach AHMED & SETLOW (1993) eventuell mit einer zunehmenden UV-B-Toleranz verbunden sein. Dies wurde für verschiedene Phyto- und Zooplanktonarten bereits nachgewiesen (MORGAN & CHRISTY 1996; SIEBECK 1999). Melanin kann auf zwei Wegen vor der schädlichen UV-B-Strahlung schützen. Es absorbiert und streut nicht nur die Strahlung, sondern beseitigt auch UV-induzierte, reaktive Sauerstoffverbindungen (BRUSTAMANTE ET AL. 1993; SARNA ET AL. 1984). FABACHER ET AL. (1999) zitieren verschiedene Autoren, die mit abnehmender Wellenlänge eine zunehmende Absorptionswirkung des Melanins belegen. Jedoch weist das Melanin keinen charakteristischen Absorptionsspektrum im UV-B-Bereich auf. Eine verstärkte Melanisierung ist daher nicht zwingenderweise mit einer gesteigerten UV-B-Toleranz gleichzusetzen. Dies wird durch verschiedene Untersuchungen bestätigt, die keine unterschiedliche UV-B-Toleranz von Albino- und normal pigmentierten Fischen feststellen konnten (BERGHAWN & KARAKIRI 1990; FABACHER ET AL. 1999; FUNAYAMA ET AL. 1994). Da die Pigmentzellen in der Dermis lokalisiert sind (ROBERTS & SCHLOTFELD 1985) stellt eine verstärkte Pigmentierung der Fischhaut keinen Schutz für die epidermalen Zellen dar.

Photoreparaturmechanismen

Photoreparaturmechanismen sind für verschiedene Fischarten belegt (AHMED & SETLOW 1993; APPELGATE & LEY 1988; DONG ET AL. 2007; FUNAYAMA ET AL. 1994; KAUPP & HUNTER 1981; MITCHELL ET AL. 2004; OLSON & MITCHELL 2006; SHIMA & SETLOW 1984; VETTER ET AL. 1999; WIEGAND ET AL. 2004). Dabei können UV-B induzierte DNA-Schädigungen behoben werden (KOMURA ET AL. 1991 in FUNAYAMA ET AL. 1994). Enzymatische Abwehrsysteme wirken reaktiven Sauerstoffverbindungen, die durch die UV-B-Strahlung erzeugt werden und das normale Redoxgleichgewicht der Zellen stören und sie in oxidativen Stress versetzen, entgegen (FINDEL & HOLBROOK 2000). Auch Hitzeschockproteine können durch ihrer Funktion bei der Reparatur von Proteinen (BUKAU 2001) an den Reparaturmechanismen UV-B induzierter Schäden beteiligt sein.

Darüber hinaus könnte eine niacinreiche Nahrung Fischen Schutz vor „Sonnenbrand“ bieten (DELONG ET AL. 1958; POSTON & WOLFE 1985). Dies wurde jedoch durch die Versuche von ALLISON (1960) nicht bestätigt.

3.4.4.3 UV-B Schädwirkungen

Da das Absorptionsspektrum der Proteine in den Bereich der solaren UV-B Emission fällt und besonders aromatische Aminosäuren durch die kurzwellige Strahlung geschädigt werden, kann die UV-B-Strahlung Proteine, Membranen und zelluläre Pigmente und daher die meisten grundlegenden biologischen Prozesse beeinflussen (GHETTI ET AL. 1999; HÄDER 1999). Als eine der wesentlichen Ursachen für die Schädwirkung der UV-B-Strahlung sind DNA-Schäden bekannt, die eine wichtige Rolle bei der Entstehung UV-induzierter biologischer Effekte wie Sonnenbrand, Zelltod, Mutationen und Hautkrebs einnehmen (BROWMAN ET AL. 2003; JAGGAR 1985; MITCHELL & NAIRN 1989; YOU ET AL. 2001). Letztendlich können die DNA-Schäden zu einer gestörten Embryonal-/ Larvalentwicklung führen und die Überlebensrate der Fische vermindern (LESSER ET AL. 2001).

Die Wirkungsweise der UV-B-Strahlung ist unter anderem abhängig von ihrer spektralen Zusammensetzung und der gleichzeitigen Präsenz der reparaturwirksamen blauviolettten Strahlung (ca. 390 bis 470 nm) (SIEBECK ET AL. 1999). Nach dem Gesetz der Reziprozität hängen photochemische Reaktionen nur von der insgesamt absorbierten Energie (kummulative Dosis) ab und sind statistisch unabhängig von der Strahlungsintensität und der Expositionszeit, die die kummulative Dosis bestimmen (MARTIN ET AL. 2003). Bei unterschiedlichen Versuchen mit Fischen war Reziprozität jedoch nur bei kurzen Expositionszeiten und hohen Strahlungsintensitäten /-dosen, nicht aber bei Langzeitexposition und niedrigen Intensitäten gegeben (HUNTER ET AL. 1981; KOUWENBERG ET AL. 1999; VEHNÄINEN 2007). KOUWENBERG ET AL. (1999) vermuten, dass Reziprozität nur standhält, wenn die Schädwirkungen die Reparaturmechanismen überwiegen.

Neben den unmittelbaren Strahlungswirkungen, die letztendlich auf die Absorption von UV-B Quanten durch Proteine und Nukleinsäuren zurückzuführen sind, gibt es auch indirekte Wirkungen durch freie Radikale, z. B. O₂-Radikale, die ihrerseits mit Molekülen reagieren, nachdem sie außerhalb oder innerhalb des Organismus durch UV-Absorption gebildet worden sind (SIEBECK ET AL. 1999).

Es sind bereits unterschiedliche Schädwirkungen der UV-B-Strahlung für verschiedene Fischarten und Entwicklungsstadien nachgewiesen worden.

Bereits zu Beginn des vorletzten Jahrhunderts wurde erwähnt, dass Sonnenlicht die Fischhaut beeinflusst (HOME 1820 in BULLOCK 1988). Da die Fischepidermis weder pigmentiert noch keratinisiert ist und in allen epidermalen Schichten Zellteilung stattfindet (BULLOCK 1982), ist sie empfindlicher gegenüber der UV-B-Strahlung als die Epidermis von Säugetieren. Zellen, die sich in der Teilung oder in der DNA- Synthese befinden, sind am anfälligsten gegenüber strahlungsinduzierten Schäden (GIESE 1976 in BULLOCK 1988). In der Aquakultur werden Sonnenbrand ähnliche Hautläsionen bei Fischen an der dorsalen Region zwischen Kopf und Rücken-

flosse bereits seit längerer Zeit beschrieben und mit Sonnen- bzw. UV-Exposition in Verbindung gebracht (CROWELL & MCCAY 1930). Auch zahlreiche Laboruntersuchungen belegen für verschiedene Fischarten UV-B induzierte Hautläsionen und teilweise auch eine Degeneration der Schleimzellen (Anhang 7). Ein damit verbundenes Krankheitsbild wird als „Saddle Back Disease“ bzw. „Sattlerkrankheit“ bezeichnet. Die Krankheit beginnt mit einem rechteckigen, gut abgegrenzten, schwarzen Fleck im Bereich der Rückenflosse, gefolgt von einer Haut- bzw. Gewebekrose, die häufig mit einer bakteriellen Sekundärinfektion verbunden ist (MORISSON ET AL. 1981). BELL & HOAR (1950) beschrieben zum ersten Mal sog. „Sonnenbrandzellen“ in der Haut von Salmoniden. Diese wurden in zahlreichen folgenden Untersuchungen bei unterschiedlichen Fischarten nach vorausgegangener UV-B Bestrahlung nachgewiesen (Anhang 7). Bei den Sonnenbrandzellen handelt es sich um apoptotische Zellen, die einen fragmentierten, pyknotischen Nucleus aufweisen. UV-B-bedingte Schädigungen der Fischhaut sind nach BULLOCK (1988) oft irreversibel, wobei mit zunehmender Schädigung folgende Stufen durchschritten werden: Stufe 1: Anschwellen der Schleimzellen; Stufe 2: irreguläre Oberflächenschicht, gewöhnlich verbunden mit perinuklearen Höfen um die epidermalen Malphigizellen; Stufe 3: Sonnenbrandzellen; Stufe 4: epidermale Oedeme und/oder Hyperplasie; Stufe 5: epidermale Nekrose; Stufe 6: Verlust der Bindung der Malphigizellen, epidermale Spaltung; Stufe 7: beginnende Häutung der äußeren Epidermisschicht; Stufe 8: komplette Häutung der Epidermis.

Neben der Irritation der Haut wurde auch eine Schädigung der DNA, des Zentralnervensystems, der Augen und eine Veränderung der Otolithen festgestellt. Des Weiteren wurden eine negative Beeinflussung des Immunsystems und physiologischer Vorgänge und oxidativer Stress im Muskel- und Hautgewebe nachgewiesen.

Als Folge der verschiedenartigen negativen Auswirkung der UV-B-Strahlung kommt es häufig zu Wachstumsdepressionen, einer gestörten Entwicklung und gesteigerter Mortalität von Fischeiern, Embryonal-, Larval- und Juvenilstadien (Anhang 7). Als indirekte Schädigung ist die erhöhte Krankheitsanfälligkeit UV-B exponierter Fische zu sehen. Eine intakte Schleimschicht stellt aufgrund ihrer multifunktionellen Fähigkeiten eine starke physikalische, chemische und immunologische Barriere dar, die den Fisch vor Schaden und Krankheiten schützt (SHEPARD 1994). Irritationen der Epidermis und eine Degeneration der Schleimschicht wie sie von der UV-B-Strahlung hervorgerufen werden können, verursachen osmotische Störungen und erleichtern das Eindringen von Krankheitserregern (PICKERING & RICHARDS 1980; ZAGARESE & WILLIAMSON 2001). UV-B-bedingte Hautschäden können somit den Ausbruch von Infektionskrankheiten hervorrufen (NOWAK 1999; ZAGARESE & WILLIAMSON 2001). Die Anfälligkeit gegenüber solchen Sekundärinfektionen kann durch den synergistischen Effekt einer durch die UV-B-Strahlung unterdrückten Immunabwehr und Wundheilung zusätzlich verstärkt werden (BULLOCK & ROBERTS 1992; FABACHER ET AL. 1994; JOKINEN ET AL. 2008; KNOWLES 1992; SALO ET AL. 1998, 2000; MARKKULA ET AL. 2005, 2006, 2007; ZEEMAN & BRINDLEY 1981). Als weitere indirekte

Schadwirkung kann die nachteilige Beeinflussung der Fischaktivität, sowie des Fress- und Schwarmverhaltens der Fische angesehen werden (BULLOCK & ROBERTS 1981; LITTLE ET AL. unveröffentlicht in SIEBECK ET AL. 1994; HOLTBY & BOTHWELL 2008).

Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass die UV-B-Strahlung die Wasserqualität durch die Bildung biologisch aktiver freier Radikale, Photodekomposition organischer Materie und Veränderungen in der Verfügbarkeit von Spurenelementen wie Eisen oder Kupfer negativ beeinflusst (PALENIK ET AL. 1991). In Flachwasserbereichen wurde eine Verschiebung des natürlichen Gleichgewichts von N_2 , O_2 und CO_2 beobachtet (ANUSHA & ASAEDA 2008).

Unter Einwirkung von UV-Strahlung wirken die chemisch weitgehend inerten, reaktionsträgen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAHs) fischtoxisch. Die PAHs gelangen durch Schadstoffemissionen aus der Luft, Bodenerosion, sowie kommunale und industrielle Abwässer ins Wasser. Infolge des synergistischen Effekts von PAHs und UV-Strahlung wurden morphologische Veränderungen der Schleimzellen, der sekundären Kiemenlamellen, der Augen und einer erhöhte Mortalität nachgewiesen (CHOI & ORIS 2000; DIAMOND ET AL. 2006; FARWELL ET AL. 2006; HÄKKINEN ET AL. 2003b; LAYCOCK ET AL. 2000; ORIS & GEISY 1987; SPEHAR ET AL. 1999; VEHNÄINEN ET AL. 2003; WEINSTEIN ET AL. 1997). Auch bei Pestiziden kann es unter Einfluss der Sonnenstrahlung zu einer Verstärkung der toxischen Wirkung kommen (METCALF 1968). Phototoxische Agentien führen in der Anwesenheit von UV-A-Strahlung zu einer Photosensibilisierung von Zellen, die normalerweise von der UV-Strahlung unbeeinflusst bleiben (BULLOCK & ROBERTS 1979; ROBERTS & BULLOCK 1981). LITTLE ET AL. (2007) wiesen bei Regenbogenforellen eine unter Einwirkung von UV-B-Strahlung gesteigerte Toxizität von Cyanocobalt nach.

Für Fische liegen derzeit noch keine Untersuchungen zur Wechselwirkung der UV-B-Strahlung mit hydrochemischen bzw. hydrophysikalischen Parametern vor. Für die Larven verschiedener Amphibienarten wurde bereits ein mortalitätssteigernder bzw. die Schwimmaktivität vermindern-der, synergistischer Effekt von UV-B-Strahlung, niedrigen pH-Werten und hohen Nitratgehalten beschrieben (HATCH & BLAUSTEIN 2000; LONG ET AL. 1995; PAHKALA ET AL. 2002). WINCKLER & FIDHIANY (1996) beobachteten einerseits bei gleichzeitiger Temperaturerhöhung eine verstärkte Schadwirkung der UV-A-Strahlung und konnten andererseits eine Beeinflussung des Temperaturpräferenzverhaltens durch die UV-A-Strahlung feststellen.

3.5 Verhaltensbeobachtungen an Fischen

3.5.1 Temperaturpräferenzverhalten

Aufgrund der herausragenden Bedeutung der Wassertemperatur für die Fische wurden bereits sehr früh Versuche zum Temperaturverhalten von Fischen durchgeführt (SHELFORD & POWERS 1915; WELLS 1914). Da Fische in einem Temperaturgradient einen bestimmten Temperaturbereich bevorzugen, können Laborversuche zur Temperaturpräferenz zur Erklärung der Verteilung der Fische im Freiland beitragen. Bei Laborversuchen zur Ermittlung der Temperaturpräferenz finden vorwiegend horizontale (BROWN 1989; CHERRY ET AL. 1977a; DEACON & HECHT 1995; DESPATIE ET AL. 2001; LAFRANCE ET AL. 2005; MCCAULEY & POND 1971; MELDRIM & GRIFT 1971; SULLIVAN & FISHER 1953b; WELLS 1914; ZAHN 1960; ZDANOVICH 2006), vertikale (MCCAULEY & POND 1971; MULLER & FRY 1976; OTTO ET AL. 1976) oder radiale (KLEERKOPER ET AL. 1973; MYRICK ET AL. 2004; PETERSON & METCALFE 1979) Temperaturgradienten Verwendung. Teilweise werden auch elektronische Shuttleboxen verwendet, die es den Fischen ermöglichen, ihre bevorzugte Umgebungstemperatur selbst zu regulieren (CASTERLIN & REYNOLDS 1982; COUTANT ET AL. 1984; NEILL & MAGNUSON 1974; MORTENSEN ET AL. 2007; REYNOLDS & CASTERLIN 1976; STAAKS ET AL. 1999). Die einzelnen Versuchsaapparaturen bringen aufgrund ihrer spezifischen Konstruktionsweise unterschiedliche Nachteile mit sich. Von Bedeutung sind hierbei die heterogenen Verhältnisse von Beleuchtung und hydrostatischem Druck (vertikaler Gradient), die begrenzte Wassertiefe und das unterschiedliche Angebot an Deckungsmöglichkeiten (horizontaler Gradient, elektronische Shuttlebox) oder die Pseudorheotaxis der Versuchsfische (horizontaler Gradient) (MCCAULEY 1977; MYRICK ET AL. 2004).

Die Wahl der zu verwendenden Versuchsaapparatur hat sich neben diesen konstruktionstypischen Nachteilen an der natürlichen Verhaltensweise der Fische zu orientieren. Freischwimmende, substratgebundene Fische verhalten sich wahrscheinlich im horizontalen Temperaturgradienten am natürlichsten (MYRICK ET AL. 2004). Nach Ansicht von JAVAID & ANDERSON (1967b) kann die Art des verwendeten Versuchsdesigns das Versuchsergebnis erheblich beeinflussen. So weicht die von ihnen für Regenbogenforellen im horizontalen Temperaturgradienten ermittelte Präferenztemperatur erheblich von den Ergebnissen ab, die GARSIDE & TAIT (1958) im vertikalen Temperaturgradienten ermittelten. Dem widersprechend konnten MCCAULEY & POND (1971) keinen signifikanten Unterschied der Präferenztemperatur der Regenbogenforelle im horizontalen und vertikalen Temperaturgradienten feststellen. Sie sehen die Diskrepanz der Ergebnisse von JAVAID & ANDERSON (1967b) und GARSIDE & TAIT (1958) eher im unterschiedlichen Fischalter als in den unterschiedlichen Versuchsaapparaturen begründet. Auch MCCAULEY (1977) geht davon aus, dass das Versuchsdesign im Vergleich zu anderen Variablen wie

Fischalter, Fischgröße, Jahreszeit, physiologischem Zustand und sozialen Interaktionen das Versuchsergebnis nur wenig beeinflusst.

Allgemein betrachtet liegen die im Labor ermittelten Temperaturpräferenzen häufig oberhalb der im Freiland beobachteten Präferenztemperaturen bzw. außerhalb des im Freiland auftretenden Temperaturbereiches (CHRISTIE & REGIER 1988; FERGUSON 1958; MCCAULEY & READ 1973; STAAKS 1996). Sie erweisen sich aber als weitgehend reproduzierbar, artspezifisch und unabhängig von den verwendeten unterschiedlichen Versuchsapparaturen (REYNOLDS & CASTERLIN 1976).

3.5.2 Präferenz- bzw. Meideversuche

Präferenz- und Meideverhalten stellen leicht quantifizierbare Verhaltensparameter dar, die Auskunft über günstige bzw. ungünstige Umweltbedingungen liefern können (z. B. PRIEDE ET AL. 1988; WANNAMAKER & RICE 2000). Zur Untersuchung des Präferenz- bzw. Meideverhaltens von Fischen gegenüber unterschiedlichen Wasserparametern oder toxischen Substanzen können Apparaturen unterschiedlicher Bauweise verwendet werden. Als die grundlegenden Versuchsapparaturen kann man Y-TANKS (FAVA & TSAI 1976; KYNARD 1974; WHITMORE ET AL. 1960), Zwei-Kammer-Wahlapparaturen (SHELFORD & ALLE 1913), horizontale Gradienten (ISHIO 1964), transversale Gradienten (HØGLUND 1961), Grenzschicht-Kammern (CHERRY ET AL. 1977b; JONES 1948) und Aquarien mit mehreren Zuläufen (JOHNSON & WEBSTER 1977; WHITMORE ET AL. 1960) unterscheiden. Zur Ermittlung der pH-Präferenz im Labor werden sowohl kontinuierliche (PETERON ET AL. 1989; WEST ET AL. 1997) als auch stufenweise pH-Gradienten (ÅTLAND & BARLAUP 1996; HØGLUND 1961; JONES ET AL. 1985a,b) zugrunde gelegt.

3.5.3 Beobachtung des Schwimmverhaltens

Ursprünglich entwickelte Tests zur Auswirkung von Schadstoffen auf Fische zielen meist auf die Mortalität (z. B. LC₅₀-Wert) oder zumindest auf eine erhebliche physische Beeinträchtigung (z. B. Rheotaxistest) der Tiere ab. Ihre Empfindlichkeit reicht nicht aus, um eine subakute Schädigung anzuzeigen. Doch bereits vor der Letalitätsgrenze und massiven physischen Beeinträchtigungen eintretende Veränderungen sind von großer ökologischer Relevanz und müssen unbedingt berücksichtigt werden. Zunehmend werden daher sensiblere Biomarker wie Transkriptionsprodukte (z. B. **Heat Shock Proteins** = HSP) als Endpunkt bei Toxizitätstests und Untersuchungen zur Wirkung verschiedenster Stressoren gewählt (SANDERS 1993).

Neben der Analyse von Transkriptionsprodukten bietet auch die Erfassung des Verhaltens die Möglichkeit subletale Auswirkungen zu dedektieren, da sich Schädigungen des Organsystems,

besonders aber des Nerven- und Sinnessystems, häufig in Verhaltensänderungen manifestieren (SPIESER 1980). Das Verhalten kann somit als Indikator genutzt werden um Umweltveränderungen anzuzeigen und es liefert zusätzlich Informationen hinsichtlich des Wohlergehens der Fische (BEITINGER 1990; WIBE 2003; DAWKINS 2004; HUNTINGFORD ET AL. 2006). So ist z. B. eine Veränderung der Schwimgeschwindigkeit bzw. Aktivität ein sensibler Indikator für ungünstige Umweltveränderungen (BAGANZ 2005; ESPMARK & BAEVERFJORD 2008; KRAMER 1987; LITTLE & FINGER 1990; SCHERER 1992; STEFFENSEN & FARRELL 1998). Weitere relevante Verhaltensparameter die von Umweltstressoren beeinflusst werden können sind das Schwarmverhalten (SCHERER 1992; SHELTON & JOHNSTONE 1995; WIBE ET AL. 2002) sowie die Vertikal- und Horizontalverteilung der Fische (FERNÖ ET AL. 1995; JUELL 1995; WIBE ET AL. 2002).

Es bieten sich verschiedene Möglichkeiten der Verhaltensbeobachtung. Unter anderem kann die Atemfrequenz als Frequenz der Kiemendeckelbewegung elektronisch oder über Videoaufzeichnungen registriert werden (MORGAN 1977; WESTLAKE & SCHALIE 1977). Das Orientierungs- und Schwimmvermögen der Fische kann im Rheotaxistest (BESCH ET AL. 1977; KRESS & NACHTIGALL 1989; LINDAHL ET AL. 1977; POELS 1977), das Schwarmverhalten im Streifenzyliner (NAKAMURA 1952) untersucht werden. Aufenthaltsort und Schwimmaktivität der Fische können durch Fotografie bzw. Videobeobachtung, teilweise verbunden mit computergestützter Datenerfassung (HUGHES & KELLY 1996; HUSE & SKIFTESVIK 1990; KRESS & NACHTIGALL 1989) oder über Photozellen (KLEERKOOPER 1977; STAAKS ET AL. 1999) und Magnetmarken (LILLELUND 1967; PETRY 1975) erfasst werden.

Ältere Methoden der Aktivitätsmessung waren mit einer Einschränkung der Bewegungsfreiheit der Fische und einem beschränkten Informationswert infolge der einfachen Registrierung der Aktivität durch Plus- oder Minuswerte verbunden. Demgegenüber bringt der Einsatz von Magnetmarken und induzierten Spannungen u. a. die Vorteile der Bewegungsfreiheit und der Unabhängigkeit von Licht mit sich (LILLELUND 1967). Jedoch ist das Anbringen von Magnetmarken nur bei Individuen mit einer bestimmten Mindestgröße möglich und durch die Anbringung der Marken ist von einer Beeinträchtigung des normalen Verhaltens auszugehen. Das gleiche gilt für die von KOTRSCHAL & ESSLER (1996) beschriebene computergestützte Schwimmpfadverfolgung unter Verwendung von Farbmarken.

Das computergestützte Verhaltensmesssystem BehavioQuant[®] ermöglicht als nicht invasive Methode die gleichzeitige Verhaltensbeobachtung und -analyse mehrerer unmarkierter Versuchsobjekte im gleichen Versuchsraum (SPIESSER 1985).

4 Material und Methoden

Tabelle 5 führt die verwendeten Geräte, Chemikalien und Verbrauchsmaterialien auf.

Tabelle 5: Verwendete Geräte, Chemikalien, Utensilien und Verbrauchsmaterialien.

Messung der Wasserparameter	
Wassertemperatur:	siehe Geräte bei pH-Wert und O ₂
pH-Wert:	Geräte: Aqualog pH RS 232 C mit Elektrode TA-pH-T; PH 196 T mit Elektrode TA-pH-T (beide WTW, Weilheim)
CO ₂ -Gehalt:	Pufferlösungen: pH 7,00; pH 10,2 (WTW, Weilheim) Geräte: Lf 196 mit Elektrode Tetra Con 96-1,5 (WTW, Weilheim); pH-Meter und Temperatur siehe pH-Wert Chemikalien: HCl 0,1 m (Nr. 109060 Merck, Darmstadt)
O ₂ -Gehalt /-sättigung:	Aqualog Oxi RS 232 C mit Elektrode EOT 196; Oxi 196 mit Elektrode EO 196-1,5 (beide WTW, Weilheim)
Gesamtgassättigung:	Tensiometer 300 C (Novatec alpha, Bellinham/Washington, USA)
UV-B-Strahlung:	Unterwasserspektralradiometer LI-1800UW (LI-COR, Lincoln Nebraska); Unterwasserspektralradiometer RAMSES ACC-UV (TriOS Optical Sensors, Oldenburg)
Einstellung der Wasserparameter	
Wassertemperatur:	Regelheizer 25 bis 100 W (Jäger); Thermostate „Biotherm-2000“ (KDW-K Dietsche, Waldshut); Niederdruck-Durchlauferhitzer (Clage); Unterthecken-Kühlaggregat Typ „Cornelius“ (Hierhammer Kältetechnik, München); Compactthermostat RCS 5 (Lauda Königshofen)
pH-Wert:	Natriumhydroxid-Plätzchen (Nr. 106498 Merck, Darmstadt); Natriumhydrogencarbonat (Nr. 106329, Merck, Darmstadt)
O ₂ -/Gesamtgasättigung:	O ₂ : Stahlflasche (Linde) Utensilien: Druckarmatur; Gummischlauch mit Ausströmer; KG-Rohr (Ø 20 cm) mit Endverschlüssen; PVC-Verschraubungen (Schlauchanschluss)
UV-B-Strahlung:	Freilandversuche: PLEXIGLAS® RESIST SDP 16/32 NO DROP / UV-B-undurchlässig PLEXIGLAS® SDP 16/64 ALLTOP / UV-B-durchlässig, (Röhm, Darmstadt) Laborversuche: Sonnensimulator EKS 14 und EKS 15 (GSF-Neuherberg)
Versuchsaquarien und Verhaltensenclosures	
Temperaturgradient/ Zweikammerwahlapparat:	Styrodur®; Silikon; Aluminiumrohre (Ø 2 cm); Aquariensand; Edelstahllochblech (1 mm Lochung); Schaumgummi (1 cm stark)
Verhaltensenclosure/ Horizontal-Wahlapparat:	Aquarium (200 x 50 x 50 cm); PLEXIGLAS® milchig transparent; Silikon; Edelstahllochblech (1 mm Lochung); Schaumgummi (1 cm stark)
Wasserleitungssystem und Pumpen	
Wasserleitungssystem:	Teflonschläuche; Silikonschläuche; PVC-Rohrleitung; Gardena® Microdipsystem; (jeweils verschiedene Ø)
Pumpen:	Dosierpumpen BL5 und BL10 (Hanna Instruments, USA); Tauchpumpen (aus dem Aquarien- und Gartenbedarf mit verschiedenen Förderleistungen)
Kameratechnik (Präferenz- und Verhaltensbeobachtung)	
Kameras:	Videokamera: S-VHS MOVIE/AG-455E (Panasonic) CCD-Kameras: SDT (SDT GmbH, Seefeld) ; WAT-902H (Watec)
Objektive:	B251 4D (SDT GmbH, Seefeld);
Utensilien:	BNC-Kabel; BNC-Cinch-Adapter; Multiplexer
Histologie	
Fixierung und Präparation:	Geräte: Mikrotom Mod. 1140 Autocut (Reichert-Jung); Tissue Tek VIP Entwässerungsautomat (Vogel, Mikes Scientific); Tissue Tek thermo, dispersing, cryo console; Medax Heißwasserbad Chemikalien: Bouinsche-Lösung (Ansatz: 15 Teile gesättigte Pikrinsäure, 5 Teile 37 % Formaldehyd, 1 Teil 100 %ige Essigsäure); Alkohol (70, 80, 96 und 100 %); Isopropanol; Xylol; Utensilien: Paraffin (Paraplast, Sherwood); Objektträger, Deckgläser; Eukitt (O. Kindler, Freiburg)
Färbung:	Geräte: Färbeautomat HMS Slide Stainer (Carl Zeiss)
Auswertung:	Mikroskop Axiolab re (Zeiss); Kamera ProgRES 3008 (Jenoptik); ImageTool Software (Imagetool Digitale Bildverarbeitung GmbH)

4.1 Verhaltensuntersuchungen mit BehavioQuant®

Das Verhaltensmesssystem BehavioQuant® fand Verwendung bei der Ermittlung der Temperaturpräferenzen (Kapitel 4.2.1) und der Erfassung des Präferenz- bzw. Schwimmverhaltens unter erhöhten pH-Werten (Kapitel 4.3.2 und 4.3.3), O₂- bzw. Gesamtgassättigungen (Kapitel 4.4.2 und 4.4.3) und UV-B-Strahlungswerten (Kapitel 4.5.3).

Die Versuche mit BehavioQuant® wurden jeweils in einem von der Umwelt abgeschlossenen Raum durchgeführt. Um eine Beeinflussung des Verhaltens durch den Versuchsbetreuer zu vermeiden, wurde der Raum spätestens eine Stunde vor Versuchsbeginn und während des Beobachtungszeitraumes nicht mehr betreten.

4.1.1 Allgemeine Funktionsweise

Das Verhaltensmesssystem BehavioQuant® ermöglicht es, Position, Größe und Bewegung von Objekten z. B. Fischen quantitativ zu erfassen und weiterzuverarbeiten (SPIESSER 1985). Die gewonnenen Informationen über die Bewegungen und Aufenthaltsorte der Fische im vorgegebenen Versuchsraum (Verhaltensenclosure) erlauben eine Aussage über Veränderungen in deren Verhalten. Hierzu werden die Fische mit einer CCD-Kamera direkt oder indirekt über einen Spiegel beobachtet (Abbildung 6). Zur Justierung der Kamera und zur Überprüfung der Objekterkennung ist ein Kontrollbildschirm an die Rechneinheit angeschlossen. Dieser zeigt sowohl das von der CCD-Kamera erfasste, fortlaufende Bild, als auch die Qualität der Objekterkennung in Form einer grün überlagerten Rasterdarstellung aller erkannten Objekte. Über einen Multiplexer können bis zu 16 Kameras im Wechsel angesteuert werden. Das fortlaufende Signal der Kamera wird an eine bildverarbeitende, computergesteuerte Einheit weitergeleitet. Diese rastert den auf eine Fläche projizierten Versuchsraum in Koordinaten und speichert die Anfangs- und Endpunkte aller in diesem Raum erkannten Objekte als X,Y-Koordinatenpaar. Dadurch lassen sich Position und Größe jedes einzelnen Objektes bestimmen. Die Objekterkennung beruht auf deren optischen Abhebung vom Hintergrund. Dazu werden die fortlaufenden Bilder mit einem zuvor erstellten Referenz-Hintergrundbild verglichen. Als Objekt erkannt werden alle Bereiche der jeweiligen Momentaufnahme, die sich in der Helligkeit um einen einstellbaren Betrag vom Hintergrundbild unterscheiden.

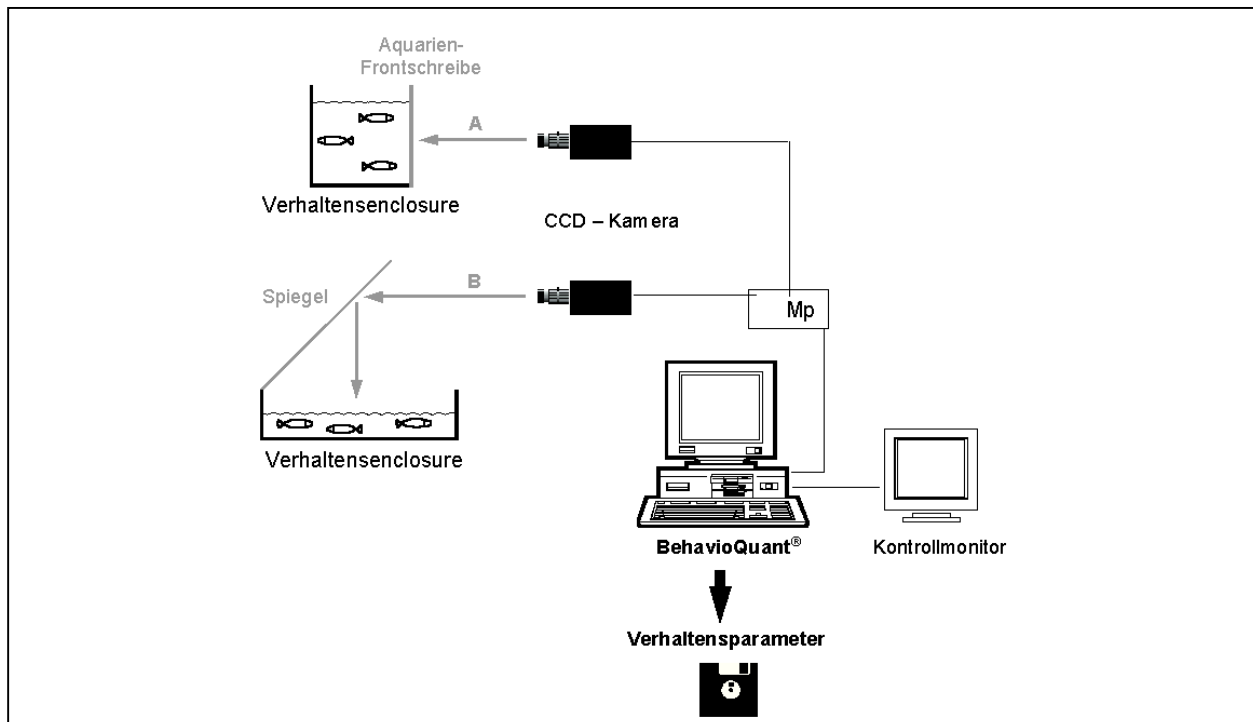


Abbildung 6: Schematische Darstellung des Messsystems BehavioQuant®. Direkte (A) bzw. indirekte (B) Beobachtungsweise. Mp = Multiplexer.

Zur Auswertung der gespeicherten Daten werden die Ausdehnungskordinaten (X,Y Objektfang; X,Y Objektende) aller erkannten Objekte, die eine vorgebbare Minimal- bzw. Maximalgröße aufweisen, in Mittelpunktskordinaten konvertiert. Durch Zuordnung des resultierenden Positionskordinatenpaares 25 mal in der Sekunde für jedes Objekt ist eine Spurverfolgung jedes einzelnen Fisches möglich. Die berechneten Spuren bilden die Grundlage zur Beschreibung des Verhaltens durch die im folgenden kurz beschriebenen Verhaltensparameter.

4.1.2 Verhaltensparameter

Motilität

Die Motilität gibt die relative Schwimmgeschwindigkeit der Fische in überschrittenen Koordinatenrasterpunkten pro Sekunde an. Die Berechnung der zurückgelegten Wege erfolgt in Form von Vektoren, die durch die Verbindung der objektzugehörigen Positionskordinaten zweier jeweils aufeinanderfolgender Bilder entstehen. Unter Verwendung der Vektoren und des während der Objektaufnahme mitgeführten Zeitrasters wird die relative Bewegungsgeschwindigkeit für jeden einzelnen Fisch berechnet. Aufgrund der durch die Beobachtung mit nur einer Kamera resultierenden Zweidimensionalität sind die errechneten Bewegungsbahnen, bedingt durch die Flächenprojektion, mit dem Fehler der Streckenverkürzung behaftet. Dieser Fehler ist abhängig von der Schwimmrichtung der Fische. Er wird umso größer, je mehr die Bewegungs-

richtung der Versuchstiere von der Parallelen zur Bildebene abweicht. Der in der Spurverfolgung errechnete, von den Fischen zurückgelegte Weg, liegt zwischen der tatsächlich durchschwommenen Strecke (nur bei Schwimmrichtung parallel zur Bildebene) und 0 (bei Schwimmrichtung senkrecht zur Bildebene). Bei geringer Wassertiefe kann der Fehler der Streckenverkürzung weitgehend vernachlässigt werden, da die Möglichkeit eines Ausweichens der Fische in die dritte Dimension stark reduziert ist. Die Motilität erlaubt keine Aussage über die tatsächliche Schwimgeschwindigkeit in cm s^{-1} , ist aber ein verlässliches Maß für die Bewegungsaktivität.

Bewegungsinkonstanz

Zusätzlich zur Motilität wurde die Standardabweichung der Motilität als Maß für die Bewegungsinkonstanz herangezogen. Die Bewegungsinkonstanz gibt Aufschluss über den Wechsel von Aktivitätsintervallen und Ruhephasen, die von der mittleren Motilität nicht abgebildet werden können.

Horizontal- und Vertikalverteilung

Zur Ermittlung des bevorzugten Aufenthaltsortes der Fische in horizontaler bzw. vertikaler Richtung wird der Aufenthaltsort jedes Fisches entlang der X-Achse bzw. der Y-Achse des von BehavioQuant[®] errichteten Koordinatensystems zu jedem Zeitpunkt erfasst. Die Ermittlung des bevorzugten Aufenthaltsortes in vertikaler Richtung dient bei frontaler Beobachtung eines Versuchsraumes (Kapitel 4.5.3) der Erfassung der Schwimmhöhe. Bei indirekter Beobachtung von oben entspricht die Y-Achse nicht der Höhe (Wassertiefe), sondern der Breite des Versuchsraumes. Der Aufenthaltsort der Fische entlang der Y-Achse gibt somit deren Position entlang der Versuchsraumbreite an, nicht deren Schwimmhöhe. Bei der indirekten Beobachtung des Schwimmverhaltens von oben (Kapitel 4.3.2 und 4.4.2) wurde die Aufenthaltshäufigkeit der Fische in horizontaler bzw. vertikaler Richtung für jeweils vier Aufenthaltsbereiche berechnet (Abbildung 7A). Bei den Präferenzversuchen hinsichtlich erhöhter pH- (Kapitel 4.3.3) und O₂- bzw. Gesamtgaswerte (Kapitel 4.4.3) wurde die Horizontalverteilung der Fische entsprechend den angebotenen Wasserparametern für zwei Bereiche (linke und rechte Versuchsraumhälfte) berechnet (Abbildung 7B). Bei den Temperaturpräferenz-Versuchen wurde die Horizontalverteilung hinsichtlich der eingestellten Temperaturstufen für zehn Aufenthaltsbereiche berechnet (Abbildung 7C). Aus den Aufenthaltshäufigkeiten lassen sich Präferenz bzw. Meidung der Fische für die jeweiligen Aufenthaltsbereiche errechnen (Kapitel 4.6).

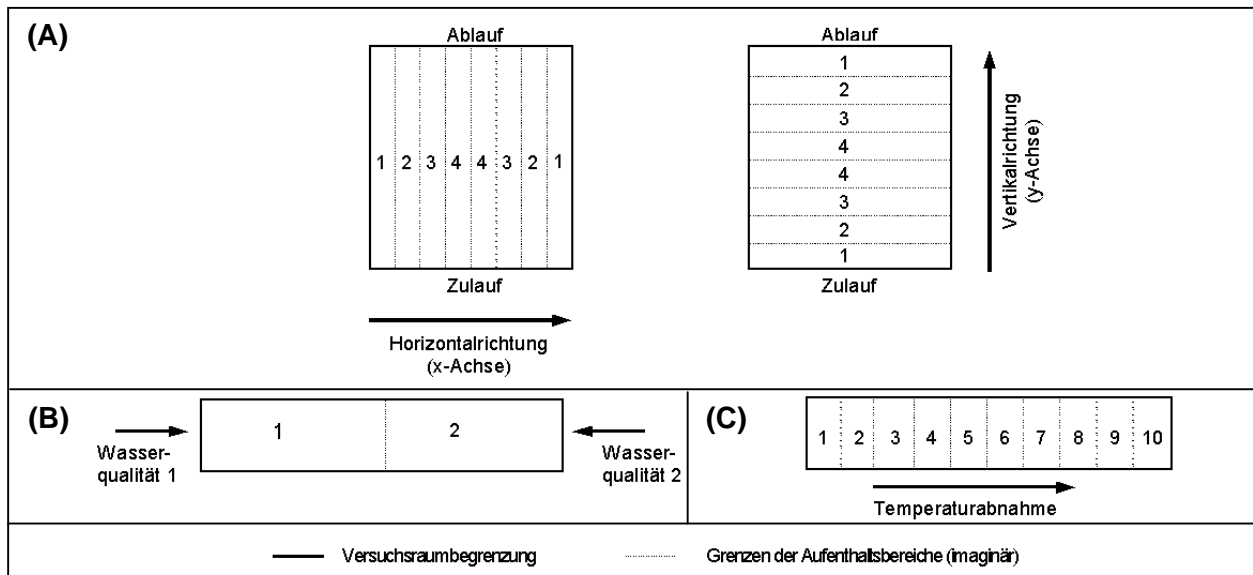


Abbildung 7: Aufenthaltsbereiche zur Ermittlung der Aufenthaltshäufigkeiten der Fische mit BehavioQuant®. Horizontal- und Vertikalverteilung bei der Beobachtung des Schwimmverhaltens (A), bei Präferenzversuchen gegenüber pH- bzw. O₂- und Gesamtgaswerten (B), und bei Temperaturpräferenz-Versuchen (C).

Abstandsverhalten

Der Parameter Abstandsverhalten dient der Quantifizierung von Veränderungen der Abstände zwischen den zu einem Testfischschwarm gehörenden Tieren. Zur Berechnung des Abstandsverhaltens innerhalb des beobachteten Testfischschwarmes werden um jeden Fisch jeweils die gleichen konzentrischen Kreise mit zunehmenden Radien berechnet. Innerhalb dieser Kreise wird die Anzahl an benachbarten Fischen gezählt. Die berechneten Abstände sind ebenfalls mit dem, bereits bei der Motilität erwähnten, Fehler der Streckenverkürzung behaftet. Die auf die Fläche projizierte Strecke zwischen zwei sich im Messraum mit einem konstantem Abstand zueinander bewegendem Fischen liegt zwischen der realen Entfernung und Null (BLÜBAUM-GRONAU ET AL. 1992). Bei der Berechnung durch BehavioQuant® wird der entstehende Fehler mit mathematischen Mitteln kompensiert.

4.2 Temperaturversuche

4.2.1 Temperaturpräferenz

Versuchsaufbau

Zur Ermittlung der Temperaturpräferenz der Fische wurde ein horizontaler Temperaturgradient geschaffen. Der Gradient wurde in einem Fließkanal aus Styrodur® errichtet um den Tempuraustausch mit der Umgebung möglichst gering zu halten. Entsprechend des unterschiedli-

chen Raumbedarfs der verschiedenen Fischgrößen kamen zwei baugleiche Fließkanäle unterschiedlicher Dimension (120 x 20 x 15 cm bzw. 200 x 40 x 30 cm Innenmaße) zur Anwendung. Die Einstellung des Temperaturgradienten erfolgte über ein Gegenstromprinzip aus durchfließendem Wasser (Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan) und einem geschlossenem Heizkreislauf (Abbildung 9A). Das Zulaufwasser wurde über eine thermostatgesteuerte Kühleinheit temperiert und an einem Ende des Kanals eingeleitet. Auf seinem Weg durch den Kanal nahm die Wassertemperatur durch den Temperatureaustausch mit dem Heizkreislauf graduell zu. In Abhängigkeit von Temperatur und Durchflussmenge des Heiz- und Zulaufwassers konnten stufenweise, annähernd lineare Temperaturgradienten unterschiedlicher Steilheit mit einer maximalen Spannweite von ca. 20 °C erzeugt werden (Abbildung 8).

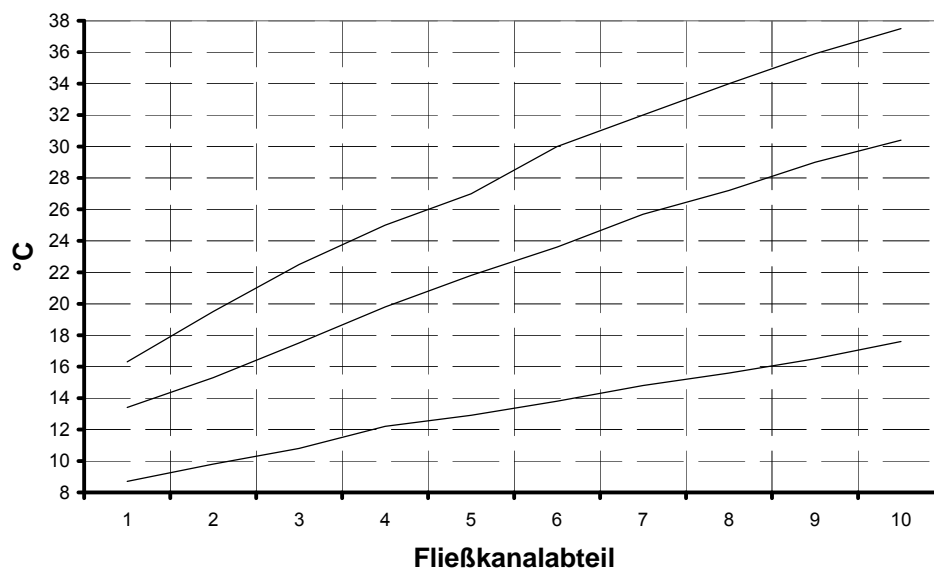


Abbildung 8: Räumlicher Temperaturverlauf bei unterschiedlicher Steilheit des Gradienten.

Der Heizkreislauf bestand aus einer thermostatgesteuerten Heizeinheit, einem Wasservoratsbehälter mit Pumpe, einer zuführenden bzw. abführenden Wasserleitung mit jeweils einem Absperrhahn und einem zwischengeschaltetem, vierteiligen Rohrleitungssystem aus Aluminium. Über das Rohrleitungssystem fand der Wärmeaustausch zwischen Heizkreislauf und durchfließendem Wasser statt. Die Aluminiumrohre waren am Boden des Fließkanals in eine 4 cm dicke Schicht aus hellem, feinem Aquariensand eingelagert. Durch den Aquariensand fand über den gesamten Fließkanalquerschnitt ein gleichmäßiger Wärmeaustausch zwischen den Aluminiumrohren und dem darüber befindlichen Wasser statt. Durch die Erwärmung des Wassers am Boden des Kanals in Kombination mit dem Oberflächenablauf, der Unterteilung des Kanals durch 4 cm hohe Querwände und dem geringen Wasserstand von 5 cm wurde eine vertikale Temperaturschichtung verhindert.

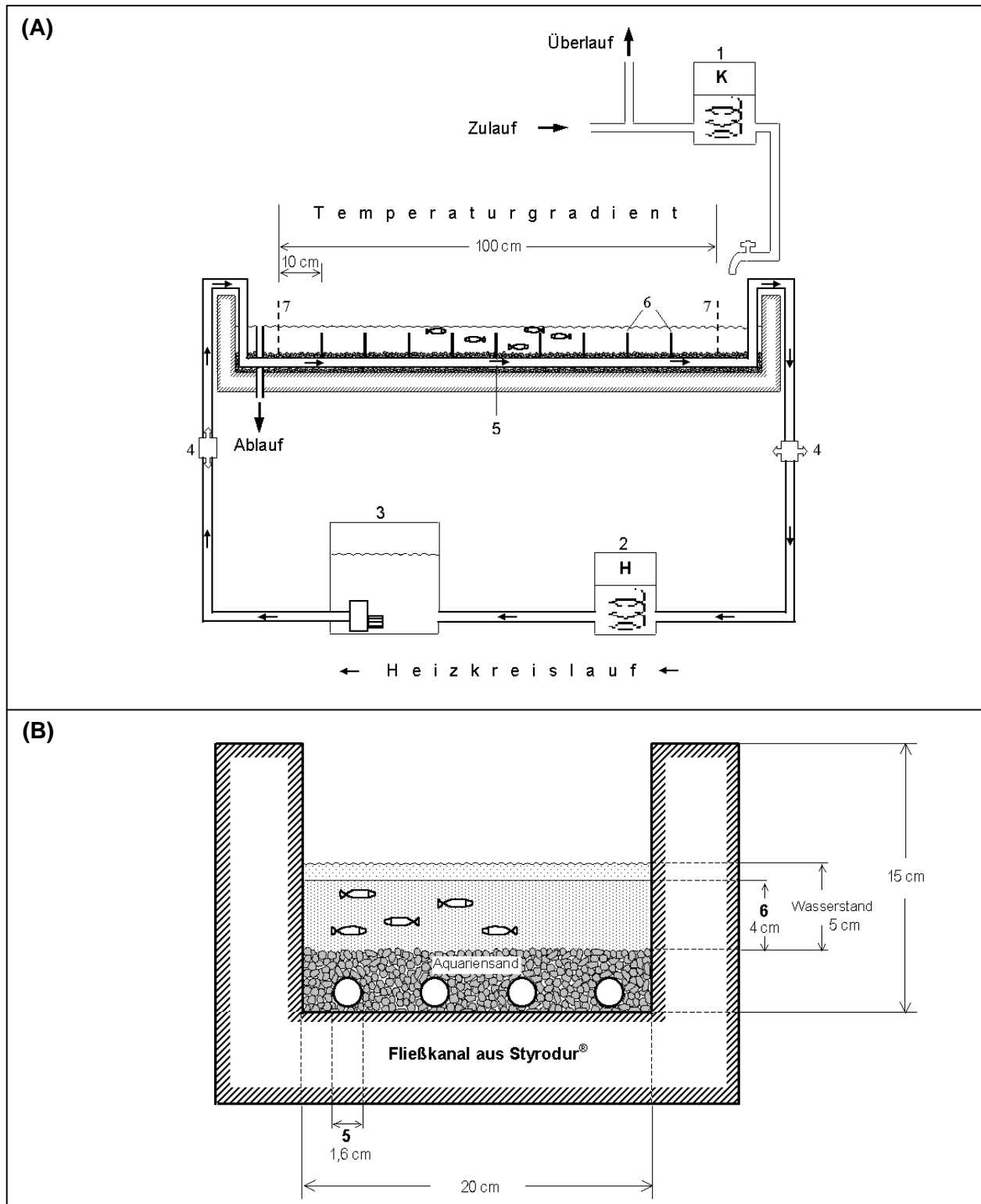


Abbildung 9: Fließkanal zur Erzeugung des horizontalen Temperaturgradienten. Längs- (A) und Querschnitt (B). 1 = Kühleinheit (thermostatgesteuert); 2 = Heizeinheit (thermostatgesteuert); 3 = Wasservoratsbehälter mit Pumpe; 4 = Wasserleitung mit Absperrhähnen; 5 = Aluminiumrohre (Temperaturaustausch); 6 = Querwände; 7 = Lochblech.

Zusätzlich schufen die Querwände ein gleichmäßiges Strukturangebot über die gesamte Kanallänge. Eine eventuell gesteigerte Attraktivität der beiden Kanalenden (Zulauf- und Ablaufgitter) wurde dadurch vermindert. Zur Kontrolle der Temperaturverhältnisse im Gradienten wurde die

Wassertemperatur an den Gradientenenden während der gesamten Versuchsdauer über Dauerermessgeräte erfasst und die Wassertemperatur in den einzelnen Kanalabteilen vor Einsetzen der Fische und bei Versuchsende gemessen. Die Temperaturschwankung des Gradienten lag im Mittel bei $0,1 \text{ }^\circ\text{C h}^{-1}$ (Abbildung 10).

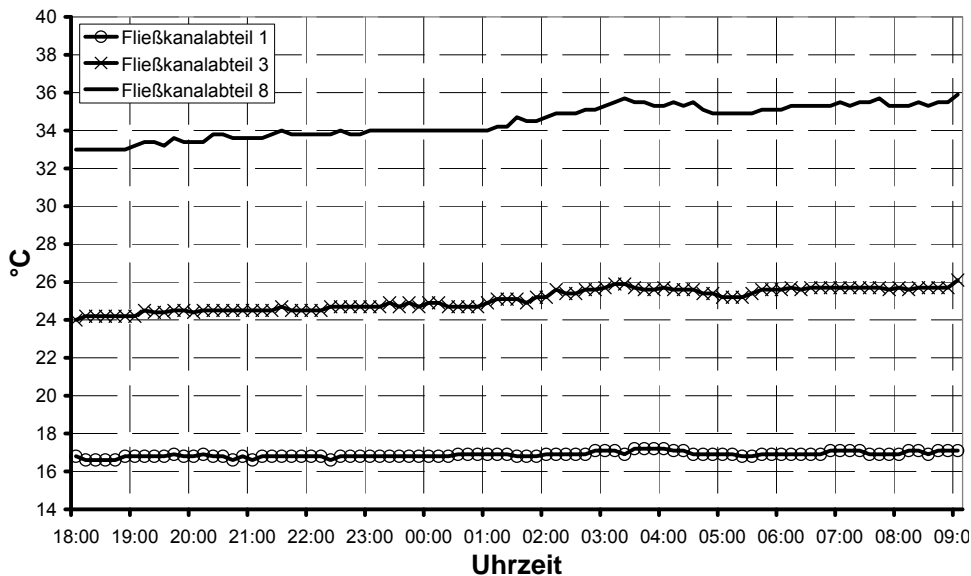


Abbildung 10: Zeitlicher Temperaturverlauf in den Fließkanalabteilen 1, 3 und 8.

Versuchsfische und Durchführung der Versuche

Es wurde die Temperaturpräferenz verschiedener, an eine definierte Temperatur akklimatisierter Fische nach unterschiedlichen Adaptionzeiten im Temperaturgradienten in mehreren Wiederholungen ermittelt (Tabelle 6). Die Versuche wurden jeweils zwischen 7 und 18 Uhr in einem von der Umgebung abgeschlossenen Raum bei künstlicher Beleuchtung durchgeführt. Der Fließkanal wurde mit einer Neonröhre gleichmäßig ausgeleuchtet. Dadurch war einerseits eine optimale Erkennung der Fische gewährleistet, andererseits wurde eine Beeinflussung der Ortspräferenz der Fische durch unterschiedliche Lichtverhältnisse verhindert. Mehrere hundert Versuchsfische wurden bei konstanter Wassertemperatur (= Akklimatisationstemperatur) in Langstromrinnen bei natürlicher Photoperiode (durch die Fenster fallendes Licht) ohne zusätzliche künstliche Beleuchtung im Durchfluss gehalten (Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan). Die Fische wurden mehrmals täglich mit speziellem Brutfutter (bei Äsche und Nase zusätzlich mit lebendem Plankton) gefüttert. Während ihres Aufenthaltes im Fließkanal wurden die Fische nicht gefüttert.

Tabelle 6: Versuche zur Temperaturpräferenz der Jugendstadien verschiedener Fischarten. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen (L = arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung), Akklimatisationstemperaturen und Adaptionzeiten.

Art	Versuche N	V e r s u c h s f i s c h e		Akklimatisation [°C]	Adaption [h]
		Testindividuen	L [mm]		
Aitel	8	5	22,0 ($\pm 1,4$)	16	2
	6	5	22,0 ($\pm 1,4$)	16	17
Äsche	22	5	16,0 ($\pm 0,4$)	12	2
	6	5	16,0 ($\pm 0,4$)	12	17
	28	5	50,0 ($\pm 3,9$)	12	2
	10	5	50,0 ($\pm 3,9$)	12	17
	14	1	98,7 ($\pm 9,8$)	12	2
Atlantischer Lachs	6	1	98,7 ($\pm 9,8$)	12	17
	14	5	37,7 ($\pm 3,2$)	11	2
Bachforelle	21	5	31,5 ($\pm 1,5$)	11	2
	6	5	31,5 ($\pm 1,5$)	11	17
Bachsaibling	8	5	50,0 ($\pm 4,0$)	11	2
	4	5	50,0 ($\pm 4,0$)	11	17
Barbe	16	5	25,5 ($\pm 1,3$)	16	2
	6	5	25,5 ($\pm 1,3$)	16	17
	13	5	50,0 ($\pm 3,7$)	16	2
	6	5	50,0 ($\pm 3,7$)	16	17
Dreistachliger Stichling	14	5	41,1 ($\pm 3,1$)	16	2
Elritze	14	5	25,4 ($\pm 1,2$)	16	2
	4	5	25,4 ($\pm 1,2$)	16	17
Karpfen	9	5	48,0 ($\pm 4,1$)	16	2
	4	5	48,0 ($\pm 4,1$)	16	17
Moderlieschen	13	5	26,3 ($\pm 1,1$)	16	2
	4	5	26,3 ($\pm 1,1$)	16	17
Nase	10	5	12,0 ($\pm 0,9$)	16	2
	7	5	12,0 ($\pm 0,9$)	16	17
Nerfling	7	5	22,0 ($\pm 1,2$)	16	2
Perlfisch	15	5	20,0 ($\pm 0,8$)	18	2
	15	5	20,0 ($\pm 0,8$)	18	17
	15	5	20,0 ($\pm 0,8$)	26	2
	10	5	20,0 ($\pm 0,8$)	26	17
Regenbogenforelle	23	5	30,0 ($\pm 1,6$)	11	2
	15	5	30,0 ($\pm 1,6$)	11	17
Sterlet	17	3	41,0 ($\pm 11,1$)	16	2

Für jede Versuchswiederholung wurden fünf neue Versuchsfische in das jeweilige Fließkanalabteil eingesetzt, das ihrer Akklimatisationstemperatur am nächsten kam. Aufgrund der Fischgröße (Äsche mit ca. 10 cm) bzw. limitierten verfügbaren Fischzahl (Sterlet) wurden in Einzelfällen Einzelfische bzw. Gruppen von drei Fischen getestet. Nach einer definierten Adaptionzeit wurde der Aufenthaltsort der Fische entlang des Temperaturgradienten mit dem bildverarbeitenden Verhaltensmeßsystem BehavioQuant® indirekt über einen Spiegel von oben erfasst (vgl. Kapitel 4.1.1). Der Beobachtungszeitraum betrug eine Stunde bei zweiminütigem Messintervall und 20 Sekunden Messzeit. Daraus ergab sich eine reine Aufnahmezeit von 10 Minuten je Versuchswiederholung.

Aus den ermittelten Aufenthaltshäufigkeiten wurde der Präferenzwert für das jeweilige Fließkanalabteil und die zugehörige Temperatur berechnet (vgl. Kapitel 4.6). Bei der Berechnung wurde vorausgesetzt, dass die Fische bei homogenen Temperaturverhältnissen jedes Abteil gleich häufig besetzen. Um einen die Temperaturpräferenz maskierenden Einfluss der Kanalabteile für

alle untersuchten Arten auszuschließen zu können, wurde zwischen den Einzelwiederholungen jeder Versuchsreihe die Steilheit des Temperaturgradienten variiert (Abbildung 8).

Bei zweistündiger Adptionszeit wurden die Versuche mit den jeweiligen Fischarten in sieben bis 28 Wiederholungen durchgeführt. Bei siebzehnstündiger Adaptionzeit wurden zwischen vier und fünfzehn Versuchswiederholungen pro Fischart durchgeführt. Die heterogene Anzahl an Versuchswiederholungen resultiert aus den, abhängig von Fischart- bzw. -größe, verfügbaren unterschiedlichen Individuenzahlen.

Die in den Versuchswiederholungen ermittelten Präferenzwerte wurden für Temperaturklassen von je 2 °C zusammengefasst. Anschließend wurde der Mittelwert für Präferenz-, untere und obere Meidetemperatur ermittelt. Als Meidetemperatur wurde die, an die Präferenztemperatur angrenzende Temperatur definiert, die die Fische weniger häufig aufsuchten als ihre Verfügbarkeit erwarten ließ.

4.2.2 Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums

Versuchsaufbau

Der Einfluss der Wassertemperatur auf das Wachstum der Fische wurde in einer Anlage aus 6 Glasaquarien (30 cm x 20 cm x 20 cm) untersucht (Abbildung 11).



Abbildung 11: Versuchsanordnung zur Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums. 1-6 = Aquarien mit alternierenden Temperaturstufen; 7 = Belüftung; 8 = Dauermessgeräte; 9 = Kühlaggregat; 10 = Zulauf Kaltwasser mit Kühlschlange; 11 = Zulauf Warmwasser mit thermostatgesteuerten Heizstäben.

Die Temperatur des Zulaufwassers für die „Warmwasseraquarien“ (Aquarien 1, 3 und 5) wurde über mehrere thermostat-gesteuerte Heizstäbe konstant gehalten. Das Zulaufwasser zu den „Kaltwasseraquarien“ (Aquarien 2, 4 und 6) wurde über ein thermostatgesteuertes Kühlaggregat

temperiert. Die Wassertemperatur des ablaufenden Wassers wurde für beide Temperaturstufen während der gesamten Versuchsdauer über Dauermessgeräte registriert. Jedes einzelne Aquarium wurde über einen, am Aquarienboden befindlichen, Ausströmer belüftet. Damit wurde ein ausreichender Sauerstoffgehalt gewährleistet und eine vertikale Temperaturschichtung in den Versuchsaquarien verhindert.

Versuchsfische und Durchführung der Versuche

Es wurden verschiedene Fischarten bei zwei Temperaturstufen im Durchlauf (Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan) jeweils 3 Wochen in drei Parallelansätzen bei natürlicher Photoperiode (durch die Fenster einfallendes Licht) ohne zusätzliche künstliche Beleuchtung gehalten (Tabelle 7).

Tabelle 7: Versuche zur Auswirkung der Wassertemperatur auf das Wachstum der Jugendstadien verschiedener Fischarten. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen bei Versuchsbeginn (L_0 = arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung), Temperaturstufen und Versuchsdauer.

Art	Versuche N	Versuchsfische		Temperaturstufen [°C]	Versuchsdauer [d]
		Testindividuen	L_0 [mm]		
Äsche	3	30	16,0 ($\pm 0,4$)	12 vs. 18	21
Bachforelle	3	20	31,5 ($\pm 1,5$)	10 vs. 16	21
Barbe	3	30	12,0 ($\pm 1,2$)	18 vs. 26	21
Nase	3	30	12,0 ($\pm 1,1$)	18 vs. 26	21
Perlfisch	3	30	11,0 ($\pm 0,4$)	18 vs. 26	21
Regenbogenforelle	3	20	30,0 ($\pm 1,6$)	10 vs. 16	21

Die Wahl der Temperaturstufen richtete sich nach den natürlichen fischartspezifischen Temperaturverhältnissen der fließenden Welle im Freiland (niedrige Temperaturstufe) und der, im Laborversuch ermittelten, altersspezifischen Präferenztemperatur der jeweiligen Fischart (hohe Temperaturstufe, Kapitel 5.1.1).

Bei Versuchsbeginn wurden die Aquarien aus einer Grundgesamtheit von mehreren hundert Fischen mit einer zufälligen Auswahl von 5 Fischen abwechselnd besetzt, bis die gewünschte Gruppengröße erreicht war. Aus der verbleibenden Grundgesamtheit wurde eine Stichprobe von 50 Fischen betäubt und deren Totallänge (Maul bis Ende der Schwanzflosse) unter der Stereolupe mit einer Genauigkeit von 1 mm gemessen. Daraus wurde die mittlere Fischlänge (Mittelwert) und deren Standardabweichung bei Versuchsbeginn ermittelt.

Die Versuchsgruppen wurden 3 mal täglich (7:00 Uhr, 12:00 Uhr, 17:00 Uhr) bis zur Sättigung mit speziellem Brutfutter (bei Äsche, Barbe, Nase und Perlfisch zusätzlich mit lebendem Plankton) gefüttert. Die Aquarien wurden täglich morgens vor der ersten Fütterung und abends nach der letzten Fütterung durch Absaugen der Exkremente bzw. Futterreste gereinigt.

Bei Versuchsende wurden sämtliche Fische betäubt, gemessen und wiederum die mittlere Fischlänge und deren Standardabweichung für Fische aus den beiden Temperaturstufen ermittelt. Nach dem Vermessen wurden die betäubten Fische in ein, auf einer Waage befindliches,

austariertes mit Wasser gefülltes Becherglas überführt und gewogen. Aus der Anzahl und dem Gesamtgewicht der Fische wurde das mittlere Fischgewicht für die jeweilige Temperaturstufe errechnet.

4.3 pH-Wert Versuche

4.3.1 Wasseraufbereitung und Kontrolle der Wasserparameter

Ebenso wie in zahlreichen früheren Untersuchungen (BERGHOUSE 1992; DAYE & GARSIDE 1975; HØGLUND 1961; JONES 1948; MURRAY & ZIEBELL 1984; PETERSON ET AL. 1989; PROKES ET AL. 1998; SERAFY & HARRELL 1985; WITSCHI & ZIEBELL 1979; WOOD ET AL. 1994; WUHRMANN & WORKER 1948) wurde der pH-Wert durch Zugabe von NaOH erhöht. Da in den kalkgeprägten voralpinen Fließgewässern anstelle der Na⁺-Ionen maßgeblich Ca²⁺-Ionen am CO₃²⁻/H₂CO₃-Puffersystem beteiligt sind, käme die Verwendung von CaOH (PROKES ET AL. 1998; WEST ET AL. 1997) den Verhältnissen im Freiland näher. Dennoch wurde NaOH als Reagenz gewählt, da dieses im Gegensatz zu CaOH ganz in Lösung geht und daher eine stabilere pH-Wert Einstellung ermöglicht. Die Untersuchungen von SANBORN (1945 in ALABASTER & LLOYD 1980) lieferten bei Verwendung von NaOH und CaOH ähnliche Ergebnisse, was darauf schließen lässt, dass diese Kationen keinen Einfluss auf die Wirkungsweise der OH⁻-Ionen ausüben. Weder für Na⁺-Ionen (HØGLUND 1961) noch Ca²⁺-Ionen (PETERSON ET AL. 1989) konnte eine Beeinflussung der Fischverteilung im pH-Gradienten festgestellt werden. Dennoch sollte sichergestellt werden, dass bei den vorliegenden Untersuchungen eventuell zu beobachtende Verhaltensänderungen auf dem alkalischen pH-Wert und nicht auf der erhöhten Na⁺-Konzentration des Testwassers beruhen. Daher wurde der Na⁺-Gehalt des Kontrollwassers dem des Testwassers durch Zugabe einer äquimolaren Menge an NaHCO₃ angeglichen.

Die Wasseraufbereitung fand vor Versuchsbeginn in zwei 300 Liter Rundstrombecken statt. Beide Rundstrombecken wurden zeitgleich mit Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihestephan befüllt. In einem Rundstrombecken wurde der gewünschte pH-Wert durch Zugabe von NaOH eingestellt (Testwasser). Um eine gleichmäßige Vermischung zu gewährleisten wurde das Wasser während der NaOH-Zugabe durch eine Tauchpumpe umgewälzt. Der pH-Wert wurde mit einem pH-Meter gemessen. NaOH wurde solange zugegeben bis nach Überschreiten der Pufferkapazität des im Quellwasser vorhandenen CO₂ - Ca(HCO₃)₂ - Gemisches der gewünschte pH-Wert erreicht war und keine weitere Kalkausfällung und pH-Wert Senkung mehr beobachtet werden konnte. Das aufbereitete Wasser wies somit über die gesamte Versuchszeit einen konstanten pH-Wert auf. Durch die Zugabe von NaOH wurde gleichzeitig mit dem Anstieg des pH-Wertes die Konzentration der im Wasser gelösten Na⁺-Ionen

erhöht (bei Erhöhung von pH 7,8 auf pH 10,0 um 5 mg L^{-1} ; gemessen durch Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma = ICP-MS im Tiergesundheitsdienst in Grub).

Die Höhe des eingestellten Test-pH-Werts von ca. 9,3 (Äsche) bzw. ca. 10 (Cypriniden) entsprach den Extremwerten, die im Freiland an den artspezifischen Brutstandorten von Äsche und den rheophilen Cypriniden beobachtet werden können (SCHUBERT 1998). Obwohl die untersuchten Salmoniden natürlicherweise nicht oder nur sehr selten einem pH-Wert von 10 ausgesetzt sein dürften, wurden sie bei pH 10 getestet um Vergleichsdaten zu den Cypriniden zu erhalten. Zur Kontrolle der Wasserparameter wurden pH-Wert, CO_2 -Gehalt (Parameterkalkulation nach Deutschem Einheitsverfahren C10/DIN 38404), O_2 -Gehalt und Temperatur des Versuchswassers gemessen.

4.3.2 Verhaltensbeobachtung

Versuchsaufbau

Zur Verhaltensbeobachtung wurden in einem Glasaquarium (200 x 50 x 40 cm) vier gleichbemessene Versuchsräume (Verhaltensenclosure) von 40 X 44 cm mit einem Wasserstand von 5 cm abgegrenzt. Die seitliche Abgrenzung erfolgte durch Wände aus Styrodur[®]. Zu- und Ablaufbereich wurden durch Edelstahlgitter mit 1 mm Lochung abgetrennt. Im Zulaufbereich wurde zusätzlich ein Schaumgummistreifen eingebracht (Abbildung 12A). Aufgrund des Wasserdurchtritts durch den Schaumgummi und die 1 mm Lochung wurde eine gleichmäßige, laminare Strömung innerhalb des ganzen Versuchsraumes erzeugt. Dies ist für eine Verhaltensbeobachtung unerlässlich, weil die Fische mit ihrem Seitenlinienorgan alle Unregelmäßigkeiten in der Strömungsrichtung- und geschwindigkeit dedektieren (BLÜBAUM-GRONAU ET AL. 1992). Ein ungleichmäßiges Strömungsprofil würde die Stellung der Fische im Versuchsraum beeinflussen und somit zu eventuellen Fehlinterpretationen des Verhaltens führen. Das Aquarium war auf einem gummigelagerten Metallgerüst möglichst freistehend aufgestellt. Dadurch wurden Schallbrücken weitgehend vermieden und eine Beeinflussung des Verhaltens durch Vibrationen und Leitungsschall minimiert. Der Aquarienboden war mit einer weißen, transparenten Platte aus Plexiglas[®] ausgelegt. Diese wurde von vier dimmbaren 15 Watt-Glühbirnen von unten indirekt über eine reflektierende, weiße Platte aus Styropor[®] beleuchtet (Abbildung 12B). So wurde ein gleichförmig ausgeleuchteter, heller Hintergrund geschaffen, von dem sich die zu beobachtenden Fische gut abhoben. Über einer Längsseite des Aquariums war ein Spiegel im Winkel von 45° angebracht. Über diesen erfolgte die indirekte Kamerabeobachtung der im Aquarium abgetrennten Versuchsräume. Aquarium, indirekte Beleuchtung und Kameras befanden sich in einem völlig verdunkelbaren Raum und waren zusätzlich durch schwarze Vorhänge abgeschirmt, um störende Einflüsse von den Versuchstieren fernzuhalten und die zur Objekterkennung notwendigen konstanten Lichtverhältnisse zu gewährleisten.

Die Wasserversorgung der Versuchsräume erfolgte getrennt aus je einem Rundstrombecken mit 300 l Fassungsvermögen. Aus diesen wurde das Wasser über Dosierpumpen und Teflonschläuche in 5 Liter Vorratsbehälter gepumpt. Von dort wurde das Wasser über einen Überlauf und ein Wasserleitungssystem dem Versuchsaquarium zugeführt.

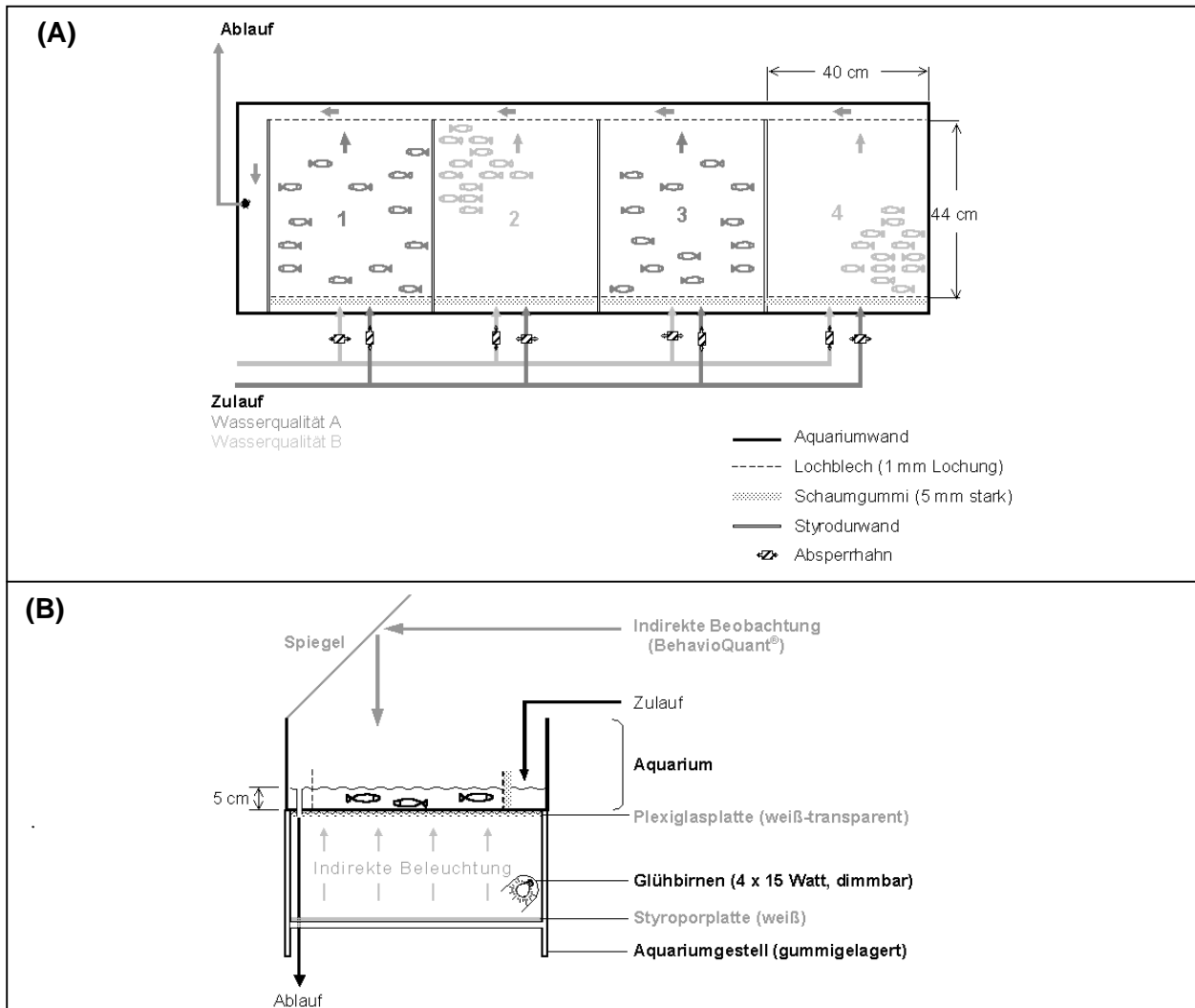


Abbildung 12: Versuchsaquarium zur Beobachtung des Schwimmverhaltens (schematisiert). Wasserversorgung und Unterteilung der Versuchsräume (1-4) in der Draufsicht (A). Indirekte Beleuchtung und indirekte Beobachtung der Versuchsräume im Querschnitt (B).

Versuchsfische und Durchführung der Versuche

Es wurde das Schwimmverhalten verschiedener Fischarten bei hohem pH-Wert vergleichend mit dem Schwimmverhalten im Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan bei Kurzzeitexposition über 4 h beobachtet (Tabelle 8). Die Versuchsfische wurden vor Versuchsbeginn und während der Adaptionsphase in den Versuchsräumen bei natürlicher Photoperiode gehalten. Während der Verhaltensbeobachtung wurden die künstlichen Beleuchtungsverhältnisse den Anforderungen des Versuchsdesigns angepasst (Abbildung 12).

Für jede Versuchswiederholung wurden am Vorabend der Verhaltensbeobachtung aus einer Grundgesamtheit von mehreren hundert Fischen neue Versuchsfische in konstanter Gruppengröße in die Versuchsaquarien eingesetzt. Darauf folgte eine 15 stündige Adaptionsphase der Fische an die neue Umgebung.

Table 8: Versuche zur Auswirkung hoher pH-Werte auf das Schwimmverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten. Versuchsnummern geben die verschiedenen Versuchsjahre an. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen (L) und Wasserparameter. Angaben für Fischlängen und Wasserparameter als arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung der Versuchswiederholungen. K = Kontrollwasser, T = Testwasser (hoher pH).

Art	Versuche (Versuch Nr.)	Versuche N	Versuchsfische		Wasserparameter						
					°C	O ₂ [mg L ⁻¹]	pH		CO ₂ [mg L ⁻¹]		
							K	T	K	T	
			Testin- dividuen	L [mm]							
Äsche	(1)	5	13	16,0 ($\pm 0,7$)	11,9 ($\pm 0,05$)	9,2 ($\pm 0,3$)	7,81 ($\pm 0,09$)	9,20 ($\pm 0,02$)	14,5 ($\pm 1,5$)	0,0	
	(2)	8	13	16,5 ($\pm 0,9$)	11,8 ($\pm 0,07$)	9,0 ($\pm 0,2$)	7,78 ($\pm 0,04$)	9,26 ($\pm 0,04$)	15,2 ($\pm 1,3$)	0,0	
	(3)	10	9	19,7 ($\pm 0,9$)	16,0 ($\pm 0,9$)	8,6 ($\pm 0,5$)	7,80 ($\pm 0,05$)	9,27 ($\pm 0,09$)	14,1 ($\pm 1,1$)	0,0	
Atlantischer Lachs	(1)	10	13	25,8 ($\pm 0,9$)	14,1 ($\pm 0,8$)	8,9 ($\pm 0,5$)	7,79 ($\pm 0,08$)	9,99 ($\pm 0,05$)	14,5 ($\pm 0,8$)	0,0	
Bachforelle	(1)	10	13	25,0 ($\pm 0,9$)	10,3 ($\pm 0,7$)	9,3 ($\pm 0,3$)	7,93 ($\pm 0,08$)	10,0 ($\pm 0,05$)	11,3 ($\pm 1,2$)	0,0	
	(2)	10	13	24,5 ($\pm 0,7$)	10,0 ($\pm 0,5$)	9,2 ($\pm 1,1$)	8,23 ($\pm 0,09$)	9,95 ($\pm 0,06$)	6,4 ($\pm 0,9$)	0,0	
	(3)	8	13	24,1 ($\pm 0,7$)	11,7 ($\pm 0,5$)	9,1 ($\pm 0,5$)	8,10 ($\pm 0,04$)	9,83 ($\pm 0,09$)	7,0 ($\pm 0,8$)	0,0	
Bachsaibling	(1)	10	13	24,0 ($\pm 2,7$)	9,4 ($\pm 0,9$)	9,3 ($\pm 0,2$)	7,92 ($\pm 0,08$)	9,99 ($\pm 0,07$)	11,5 ($\pm 1,1$)	0,0	
	(2)	7	13	24,2 ($\pm 3,5$)	10,0 ($\pm 0,5$)	9,2 ($\pm 0,2$)	8,10 ($\pm 0,04$)	9,99 ($\pm 0,06$)	7,5 ($\pm 0,7$)	0,0	
	(3)	10	13	23,6 ($\pm 4,1$)	10,8 ($\pm 1,2$)	9,0 ($\pm 0,2$)	8,30 ($\pm 0,04$)	9,83 ($\pm 0,09$)	5,2 ($\pm 0,7$)	0,0	
Barbe	(1)	11	13	25,1 ($\pm 0,6$)	11,7 ($\pm 0,9$)	8,7 ($\pm 0,3$)	7,87 ($\pm 0,07$)	9,97 ($\pm 0,05$)	11,8 ($\pm 1,5$)	0,0	
	(2)	10	13	24,6 ($\pm 0,8$)	14,6 ($\pm 1,0$)	9,4 ($\pm 0,3$)	7,88 ($\pm 0,04$)	9,97 ($\pm 0,05$)	11,5 ($\pm 1,3$)	0,0	
	(3)	16	13	24,5 ($\pm 0,7$)	13,7 ($\pm 1,0$)	9,0 ($\pm 0,2$)	7,90 ($\pm 0,05$)	10,00 ($\pm 0,06$)	11,0 ($\pm 1,2$)	0,0	
Frauennerfling	(1)	10	13	24,8 ($\pm 0,6$)	16,9 ($\pm 1,4$)	8,5 ($\pm 0,1$)	7,99 ($\pm 0,06$)	9,96 ($\pm 0,06$)	8,1 ($\pm 1,8$)	0,0	
Huchen	(1)	7	13	25,6 ($\pm 3,2$)	15,9 ($\pm 1,1$)	8,5 ($\pm 0,1$)	7,79 ($\pm 0,07$)	10,01 ($\pm 0,05$)	14,25 ($\pm 1,6$)	0,0	
Regenbogenforelle	(1)	10	13	24,0 ($\pm 0,8$)	10,8 ($\pm 0,3$)	9,4 ($\pm 0,2$)	7,83 ($\pm 0,09$)	10,01 ($\pm 0,05$)	14,5 ($\pm 1,1$)	0,0	
	(2)	10	13	21,2 ($\pm 0,7$)	11,4 ($\pm 0,2$)	9,1 ($\pm 0,4$)	8,25 ($\pm 0,07$)	9,90 ($\pm 0,09$)	5,8 ($\pm 0,8$)	0,0	
Seesaibling	(1)	10	13	24,2 ($\pm 4,1$)	9,4 ($\pm 0,8$)	10,1 ($\pm 0,4$)	7,88 ($\pm 0,06$)	9,98 ($\pm 0,06$)	8,6 ($\pm 2,0$)	0,0	

Am Vorabend und am Morgen des Versuchstages wurde das Versuchsaquarium gereinigt und die Fische wurden mit speziellem Brutfutter gefüttert. In einer Versuchswiederholung wurde zeitgleich das Verhalten einer Testfischgruppe (hoher pH-Wert) und einer Kontrollgruppe (Quellwasser) in zwei benachbarten Versuchsräumen beobachtet. Die Verhaltensbeobachtung

fand jeweils zwischen 8 und 17 Uhr statt. Eine einzelne Versuchswiederholung setzte sich aus zwei vierstündigen Beobachtungsphasen zusammen. Dabei wurde die Rolle von Test- und Kontrollgruppe zwischen den beiden Beobachtungsphasen durch einen Wechsel der Wasserqualitäten des Zulaufwassers getauscht (Abbildung 13). Hierdurch wurde ein eventueller Einfluss der jeweiligen Aquarienhälfte auf das Verhalten der Fische (Beckeneffekt) ausgeschaltet. Die Verhaltensmessung begann 30 Minuten nach Zuleitung des aufbereiteten Wassers. Damit war bei der eingestellten Durchflussmenge von 300 ml min^{-1} ein völliger Wasseraustausch in den Versuchsraumhälften (Wasservolumen $8,8 \text{ l}$) und somit das Vorherrschen der gewünschten Wasserparameter bei Beobachtungsbeginn sichergestellt. Jede der beiden Beobachtungen bestand aus 35 zweiminütigen Einzelmessungen, zwischen denen jeweils eine Beobachtungspause von 5 Minuten lag. Daraus ergab sich für eine Wiederholung ein Beobachtungszeitraum von 8 Stunden mit einer reinen Messdauer von 140 Minuten. Für die einzelnen Verhaltensparameter wurde der Mittelwert und dessen Standardabweichung über die gesamte Messdauer berechnet.

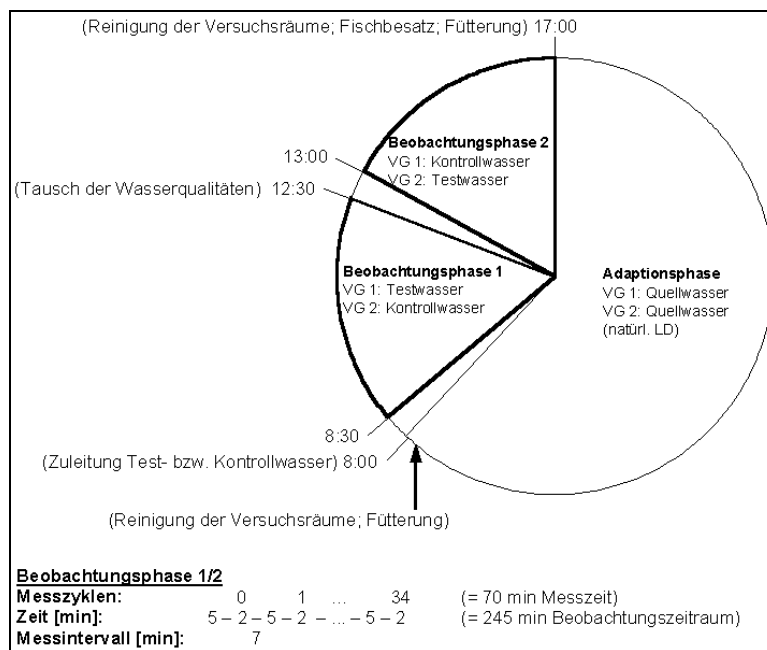


Abbildung 13: Zeitlicher Ablauf einer Verhaltensbeobachtung. Adaptionzeit, Beobachtungszeitraum, Messzeit, Messzyklen und Messintervalle. VG = Versuchsgruppe.

4.3.3 Meideversuche

Versuchsaufbau

Zur Untersuchung des Präferenz- bzw. Meideverhaltens gegenüber hohen pH-Werten wurden sowohl ein Horizontal-Wahlapparat wie auch ein Zweikammer-Wahlapparat verwendet. Der Horizontal-Wahlapparat bestand aus einem Styrodurkanal, an dessen beiden Enden die unter-

schiedlichen Wasserqualitäten in einem durch ein Lochblech und Schaumgummi abgetrennten Zulaufbereich zugeführt und über einen zentralen Oberflächenablauf abgeleitet wurden (Abbildung 14).

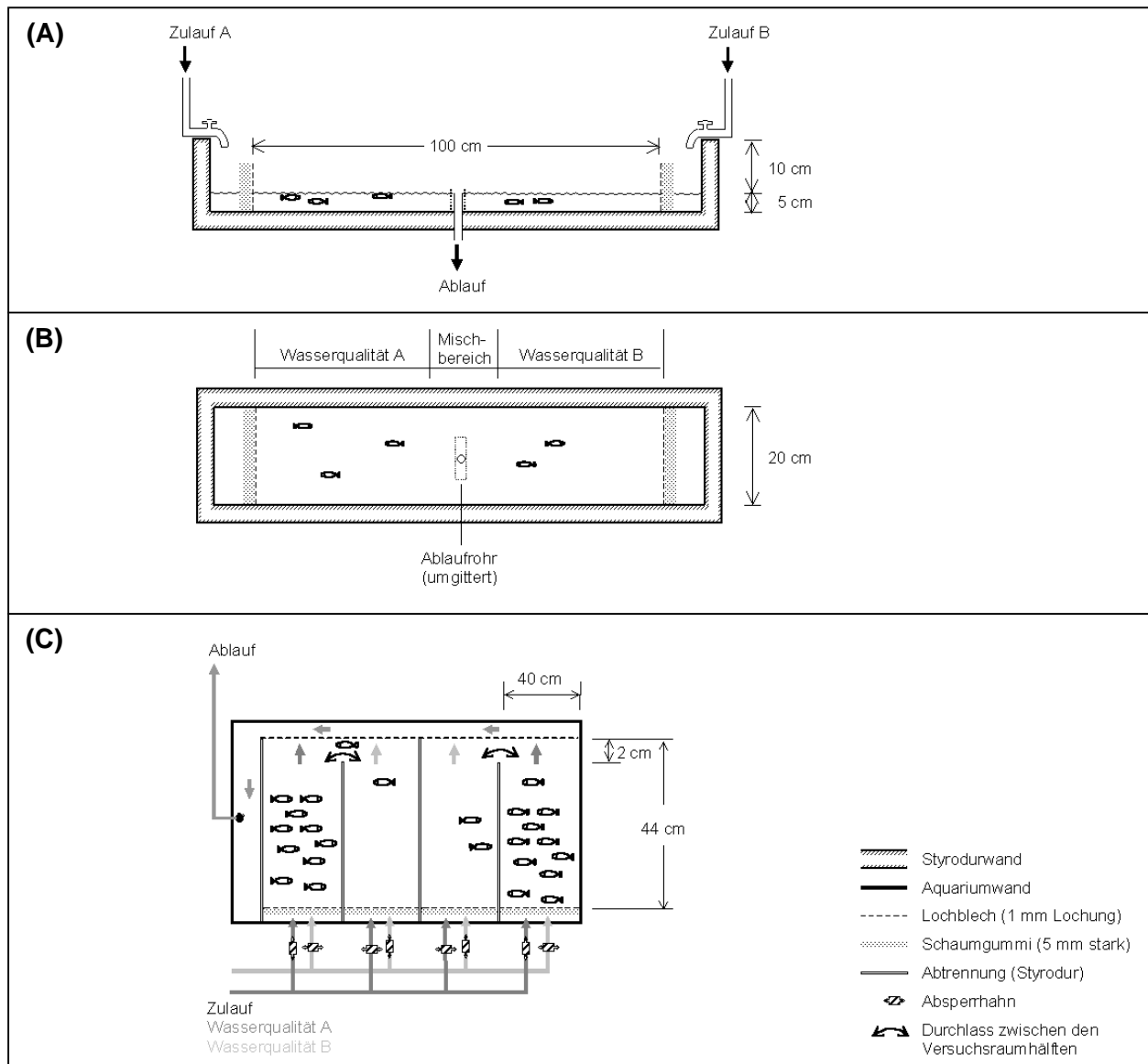


Abbildung 14: Wahlapparate zur Untersuchung des Präferenz-/Meideverhaltens. Horizontal-Wahlapparat im Längsschnitt (A) und in der Draufsicht (B). Zweikammer-Wahlapparat in der Draufsicht (C).

Die Beleuchtung erfolgte über eine parallel über dem Kanal angebrachte Neonröhre. Als Zweikammer-Wahlapparat wurden in einem Glasaquarium jeweils zwei benachbarte Versuchsräume mit einem am Ablaufgitter gelegenen Durchlass geschaffen (Abbildung 14C). Die Beleuchtung erfolgte indirekt von unten (vgl. Kapitel 4.3.2, Abbildung 12B).

Versuchsfische und Durchführung der Versuche

Es wurde das Präferenzverhalten verschiedener Fischarten bei Wahlmöglichkeit zwischen hohem pH-Wert und dem Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan bei Kurzzeitexposition über acht Stunden beobachtet (Tabelle 9).

Tabelle 9: Versuche zur Auswirkung hoher pH-Werte auf das Präferenzverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten. Versuchsnummern geben die verschiedenen Versuchsjahre an. Ermittelt im Zweikammer-Wahlapparat^Z bzw. Horizontal-Wahlapparat^H. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen (L) und Wasserparameter. Angaben für Fischlängen und Wasserparameter als arithmetisches Mittel ± Standardabweichung der Versuchswiederholungen. K = Kontrollwasser, T = Testwasser (hoher pH).

Art	Versuche (Versuch Nr.)	Versuche N	Versuchsfische		Wasserparameter					
					°C	O ₂ [mg L ⁻¹]	pH		CO ₂ [mg L ⁻¹]	
							K	T	K	T
Äsche	(1) ^Z	10	13	16,0 (±0,7)	11,9 (±0,05)	9,2 (±0,3)	7,88 (±0,06)	9,20 (±0,2)	9,2 (±1,1)	0,0
	(2) ^Z	16	13	16,5 (±0,9)	11,8 (±0,07)	9,0 (±0,2)	7,78 (±0,04)	9,26 (±0,04)	15,2 (±1,3)	0,0
	(3) ^Z	20	9	19,7 (±0,9)	16,0 (±0,9)	8,6 (±0,5)	7,80 (±0,05)	9,27 (±0,09)	14,1 (±1,1)	0,0
Atlantischer Lachs	(1) ^Z	20	13	25,8 (±0,9)	14,1 (±0,8)	8,9 (±0,5)	7,79 (±0,08)	9,99 (±0,05)	14,5 (±0,8)	0,0
	(2) ^H	10	13	27,7 (±3,2)	15,0 (±0,2)	9,4 (±0,2)	8,2 (±0,1)	9,80 (±0,1)	6,8 (±0,5)	0,0
Bachforelle	(1) ^Z	20	13	25,0 (±0,9)	10,3 (±0,7)	9,3 (±0,3)	7,93 (±0,08)	10,0 (±0,05)	11,3 (±1,2)	0,0
	(2) ^Z	20	13	24,5 (±0,7)	10,0 (±0,5)	9,2 (±1,1)	8,23 (±0,09)	9,95 (±0,06)	6,4 (±0,9)	0,0
	(3) ^H	7	13	24,1 (±0,7)	11,7 (±0,5)	9,1 (±0,5)	8,10 (±0,04)	9,93 (±0,09)	7,0 (±0,8)	0,0
Bachsaibling	(1) ^Z	27	13	24,0 (±2,7)	9,4 (±0,9)	9,3 (±0,2)	7,92 (±0,08)	9,99 (±0,07)	11,5 (±1,1)	0,0
	(2) ^Z	14	13	24,2 (±3,5)	10,0 (±0,5)	9,2 (±0,2)	8,10 (±0,04)	9,99 (±0,06)	7,5 (±0,7)	0,0
	(3) ^H	10	13	23,6 (±4,1)	10,8 (±1,2)	9,0 (±0,2)	8,30 (±0,04)	9,83 (±0,09)	5,2 (±0,7)	0,0
Barbe	(1) ^Z	22	13	25,1 (±0,6)	11,7 (±0,9)	8,7 (±0,3)	7,87 (±0,07)	9,97 (±0,05)	11,8 (±1,5)	0,0
	(2) ^Z	20	13	24,6 (±0,8)	14,6 (±1,0)	9,4 (±0,3)	7,88 (±0,04)	9,97 (±0,05)	11,5 (±1,3)	0,0
	(3) ^H	26	13	24,5 (±0,7)	13,7 (±1,0)	9,0 (±0,2)	7,90 (±0,05)	10,00 (±0,06)	11,0 (±1,2)	0,0
Frauennerfling (1) ^Z	20	13	24,8 (±0,6)	16,9 (±1,4)	8,5 (±0,1)	7,99 (±0,06)	9,96 (±0,06)	8,1 (±1,8)	0,0	
Huchen (1) ^Z	7	13	25,6 (±3,2)	15,9 (±1,1)	8,5 (±0,1)	7,79 (±0,07)	10,01 (±0,05)	14,3 (±1,6)	0,0	
Nase	(1) ^Z	12	5	120,0 (±10,2)	11,0 (±0,4)	9,4 (±0,2)	8,02 (±0,09)	10,0 (±0,06)	9,5 (±2,9)	0,0
	(2) ^H	12	13	12,2 (±1,1)	17,3 (±1,1)	9,1 (±0,2)	8,1 (±0,08)	10,05 (±0,09)	8,7 (±2,8)	0,0
Regenbogenforelle	(1) ^Z	10	13	24,0 (±0,8)	10,8 (±0,3)	9,4 (±0,2)	7,83 (±0,09)	10,01 (±0,05)	14,5 (±1,1)	0,0
	(2) ^Z	8	13	24,1 (±0,9)	10,6 (±0,3)	9,3 (±0,3)	8,02 (±0,02)	10,00 (±0,02)	10,0 (±1,9)	0,0
	(3) ^H	8	13	21,2 (±0,7)	11,4 (±0,2)	9,1 (±0,4)	8,25 (±0,07)	9,90 (±0,09)	5,8 (±0,8)	0,0
Seesaibling (1) ^Z	20	13	24,2 (±4,1)	9,4 (±0,8)	10,1 (±0,4)	7,88 (±0,06)	9,98 (±0,06)	8,6 (±2,0)	0,0	

Hinsichtlich Fischhälterung, -besatz und zeitlichem Ablauf der einzelnen Versuchswiederholungen wurde wie bei den Verhaltensbeobachtungen vorgegangen (vgl. Kapitel 4.3.2). Im Zweikammer-Wahlapparat wurde der Aufenthaltsort der Fische über Videoaufzeichnung mit Intervallfunktion festgehalten. Die Aufenthaltshäufigkeiten wurden für die beiden Versuchsraumhälften (= pH-Stufen) nach Versuchsende am Standbild im Zeitintervall von 5 Minuten notiert. Im Horizontal-Wahlapparat wurde der Aufenthaltsort über BehavioQuant[®] ermittelt. Abweichend von den Messzyklen der Verhaltensbeobachtung wurde die Position der Fische während der Beobachtungszeiträume (Abbildung 13) alle 5 Minuten gemittelt für 20 Sekunden erfasst. Aus den Aufenthaltshäufigkeiten in den Versuchsraumhälften (= Wasserqualitäten) wurden die Präferenzwerte berechnet (vgl. Kapitel 4.6).

4.4 O₂-Gesamtgasübersättigung

4.4.1 Wasseraufbereitung und Kontrolle der Wasserparameter

Die Gesamtgasübersättigung wurde durch Begasung mit O₂ erzeugt, da die Gasübersättigung an den Brutstandorten infolge der photosynthetischen Aktivität der Algen und der Erwärmung des Wassers durch die Sonnenstrahlung entsteht. Auf eine zusätzliche Erwärmung des Versuchswassers wurde verzichtet. Diese hätte zur Gesamtgasübersättigung des Kontrollwasser geführt und eventuell Verhaltensanomalien der Kontrollgruppe bewirken können. Verwendung von Luft statt O₂ hätte eine unnatürliche Übersättigung mit N₂ verursacht. Die Begasung erfolgte durch einen feinporigen Gummischlauchausströmer am Boden eines senkrecht aufgestellten Kunststoffrohrs, an dessen oberen Ende Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan im Durchfluss zugeleitet wurde (Abbildung 15).

Durch dieses Gegenstromprinzip wurde ein maximaler Gasaustausch zwischen dem zugeleiteten Wasser und den aufsteigenden O₂-Gasbläschen ermöglicht. Das Kunststoffrohr war nahezu luftdicht verschlossen, um für eine gesättigte O₂-Atmosphäre über der Wassersäule zu sorgen und die Diffusion des O₂ aus dem Wasser heraus zu vermeiden.

Die Wasserstandshöhe im Kunststoffrohr betrug 200 cm. Das Lösungsvermögen von Gasen nimmt im Wasser mit dem hydrostatischen Druck pro Meter Wassertiefe um 10 % zu (ROBERTS & SCHLOTFELD 1985; KUHLMANN 1988). Demnach ergab sich an der Wasseroberfläche im Kunststoffrohr und im Versuchsraum bezogen auf den Boden des Kunststoffrohrs eine um 20 % erhöhte Gesamtgassättigung. Abhängig von der Menge des zugeleiteten Wassers und des zugeführten O₂ wurden O₂-Übersättigungen von 300 bis 450 % bei gleichzeitiger Gesamtgasübersättigung von 118 bis 130 % erzeugt.

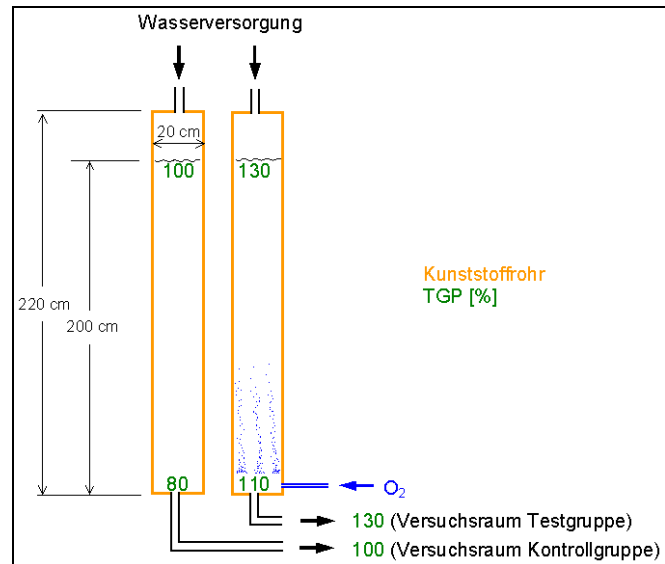


Abbildung 15: Wasseraufbereitungssystem zur Erzeugung der O₂-Gesamtgasübersättigung. Vergleich der Gesamtgaswerte (% TGP) in den Kunststoffröhren und Versuchsräumen der Test- und Kontrollfischgruppe.

Zur Kontrolle der Wasserparameter wurden O₂-Sättigung, pH-Wert und Wassertemperatur im Versuchsraum gemessen. Die Gesamtgassättigung konnte im Versuchsraum bedingt durch den geringen Wasserstand von 5 cm und die Bauart des Tensionometers nicht gemessen werden. Ersatzweise wurde sie am Boden des Kunststoffrohrs gemessen und entsprechend ihrer Abhängigkeit vom hydrostatischen Druck im Versuchsraum um 20 % höher angesetzt. Das Zulaufwasser für die Kontrollgruppen wurde über eine baugleiche Kunststoffröhre – jedoch ohne O₂-Begasung – geleitet, um Temperaturunterschiede bedingt durch unterschiedliche Wasservolumina und Verweilzeiten zu verhindern.

4.4.2 Verhaltensbeobachtung

Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung wurden bereits in Kapitel 4.3.2 beschrieben. Es wurde das Schwimmverhalten verschiedener Fischarten bei O₂-Gesamtgasübersättigung mit dem Schwimmverhalten im Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan bei Kurzzeitexposition über vier Stunden beobachtet (Tabelle 10).

Tabelle 10: Versuche zur Auswirkung von O₂-Gesamtgasübersättigung auf das Schwimmverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten. Versuchsnummern geben die verschiedenen Versuchsjahre an. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen (L) und Wasserparameter. Angaben für Fischlängen und Wasserparameter als arithmetisches Mittel ± Standardabweichung der Versuchswiederholungen. K = Kontrollwasser, T = Testwasser (O₂-Gesamtgasübersättigung).

Art	(Versuch Nr.)	Versuche N	Versuchsfische		Wasserparameter					
					°C	pH	O ₂ [%]		TGP [%]	
							K	T	K	T
Äsche	(1)	10	13	15,0 (±0,9)	12,5 (±0,8)	7,78 (±0,05)	96 (±1,0)	345 (±19)	100	121
Bachforelle	(1)	12	13	24,5 (±0,7)	11,4 (±0,3)	7,83 (±0,03)	98 (±3,2)	360 (±25)	100	124
Bachsaibling	(1)	10	13	21,0 (±0,9)	13,9 (±0,6)	7,81 (±0,06)	90 (±2,0)	325 (±20)	100	120
Barbe	(1)	11	13	25,1 (±0,6)	17,2 (±0,9)	7,77 (±0,1)	100 (±3,5)	356 (±47)	100	123
Nase	(1)	10	13	12,0 (±1,1)	14,1 (±0,8)	7,79 (±0,07)	100 (±4,8)	375 (±20)	100	126
Regenbogenforelle	(1)	10	13	21,2 (±0,7)	12,8 (±0,8)	7,83 (±0,09)	94 (±3,0)	407 (±30)	100	128

4.4.3 Meideversuche

Versuchsaufbau

Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung wurden bereits in Kapitel 4.3.3 beschrieben. Es wurde das Präferenzverhalten verschiedener Fischarten bei Wahlmöglichkeit zwischen O₂-Gesamtgasübersättigtem Wasser und dem Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan bei Kurzzeitexposition über acht Stunden beobachtet (Tabelle 11).

Tabelle 11: Versuchsfische, Wasserparameter und Anzahl der Versuchswiederholungen zum Einfluss von O₂-Gesamtgasübersättigung auf das Präferenzverhalten der Jugendstadien verschiedener Fischarten. Versuchsnummern geben die verschiedenen Versuchsjahre an. Ermittelt im Zweikammer-Wahlapparat^Z bzw. Horizontal-Wahlapparat^H. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen (L) und Wasserparameter. Angaben für Fischlängen und Wasserparameter als arithmetisches Mittel ± Standardabweichung der Versuchswiederholungen. K = Kontrollwasser, T = Testwasser (O₂-Gesamtgasübersättigung).

Art	Versuche (Versuch Nr.)	Versuche N	Versuchsfische		Wasserparameter					
					°C	pH	O ₂		TGP	
							[%]		[%]	
			Testin- dividuen	L [mm]			K	T	K	T
Äsche	(1) ^Z	12	13	15,0 (±0,9)	12,5 (±0,8)	7,78 (±0,05)	96 (±1,0)	345 (±19)	100	121
	(2) ^Z	10	13	30,1 (±1,2)	14,3 (±0,5)	7,81 (±0,04)	100 (±1,5)	450 (±47)	100	130
Atlantischer Lachs	(1) ^Z	5	13	35,1 (±1,9)	11,7 (±0,1)	7,85 (±0,04)	100 (±3,5)	400 (±20)	100	128
	(2) ^H	8	13	37,7 (±3,2)	14,5 (±1,0)	7,76 (±0,05)	97 (±2,1)	400 (±17)	100	128
Bachforelle	(1) ^Z	26	13	24,5 (±0,7)	11,4 (±0,3)	7,83 (±0,03)	98 (±3,2)	360 (±25)	100	124
Bachsaibling	(1) ^H	10	13	21,0 (±0,9)	13,9 (±0,6)	7,81 (±0,06)	90 (±2,0)	325 (±20)	100	120
Barbe	(1) ^Z	22	13	25,1 (±0,6)	17,2 (±0,9)	7,77 (±0,10)	100 (±3,5)	356 (±47)	100	123
	(2) ^H	12	13	28,3 (±0,7)	15,3 (±0,6)	7,81 (±0,05)	93 (±5,2)	370 (±35)	100	124
Nase	(1) ^Z	24	13	12,0 (±1,1)	14,1 (±0,8)	7,79 (±0,07)	100 (±4,8)	375 (±20)	100	126
	(2) ^H	10	13	12,0 (±1,1)	14,4 (±0,7)	7,81 (±0,06)	90 (±5,8)	389 (±40)	100	127
Regenbogenforelle	(1) ^H	14	13	24,7 (±0,7)	12,8 (±0,8)	7,83 (±0,09)	100 (±1,3)	300 (±22)	100	118
	(2) ^Z	10	13	21,2 (±0,7)	12,8 (±0,8)	7,91 (±0,08)	94 (±3,0)	407 (±30)	100	128

4.5 UV-B-Strahlung

4.5.1 Strahlungsmessung und Einschätzung der Strahlenbelastung im Freiland

Da sich die meisten Literaturangaben zur Auswirkung von UV-B-Strahlung auf Fische auf den Wellenlängenbereich bis 320 nm (nach neuerer Definition liegt die Obergrenze bei 315 nm) beziehen, werden auch in der vorliegenden Arbeit Strahlungsintensität und -dosis für diesen Wellenlängenbereich angegeben.

Um die UV-B-Strahlenbelastung, der die Fischbrut im Freiland ausgesetzt ist, einschätzen zu können, wurden begleitend zu den Expositionsversuchen an mehreren Tagen Messungen der UV-B-Strahlung im Nebenschluss eines natürlichen Fließgewässers (Kapitel 4.5.2) durchgeführt. Die Messungen fanden jeweils im Zeitraum von 10 Uhr bis 16 Uhr mitteleuropäischer Zeit (MEZ) im Messintervall von fünfzehn Minuten statt. Für den sechsständigen Messzeitraum

wurden die tagesmaximale und die mittlere UV-B-Intensität ($W\ m^{-2}$) und die UV-B-Dosis ($kJ\ m^{-2}$) entsprechend der Gleichung $W = J\ s^{-1}$ berechnet. Ergänzend wurden zur Abschätzung der UV-B-Intensität Messdaten für den UV-Index (UVI) der Messstation des Bundesamtes für Strahlenforschung in Neuherberg herangezogen. Der UVI ist ein direktes Maß für die Intensität der erythemal wirksamen UV-B-Strahlung und kann Werte zwischen eins (schwache Intensität) und elf (extreme Intensität) annehmen. Für unsere Breitengrade werden maximal Werte von neun erreicht. Um eine vergleichende Betrachtung der Strahlenbelastung in verschiedenen bayerischen Fließgewässern anstellen zu können, wurde die UV-B-Abschwächung in einer 4 cm Wassersäule verschiedener Herkunftsgewässer (Abbildung 16) gemessen. Die Messungen erfolgten in der Expositions-kammer EKS 15 der GSF-Neuherberg. Die Probennahme wurden an allen Gewässern nahezu zeitgleich am Vorabend der Messung nach einer vorangegangenen, mehrwöchigen Schönwetterperiode durchgeführt. Die Wasserproben wurden bis zur Messung kühl und dunkel gelagert, um einen Einfluss biologischer Abbauprozesse auf das Messergebnis zu minimieren. Das Probenvolumen betrug jeweils 5 l.

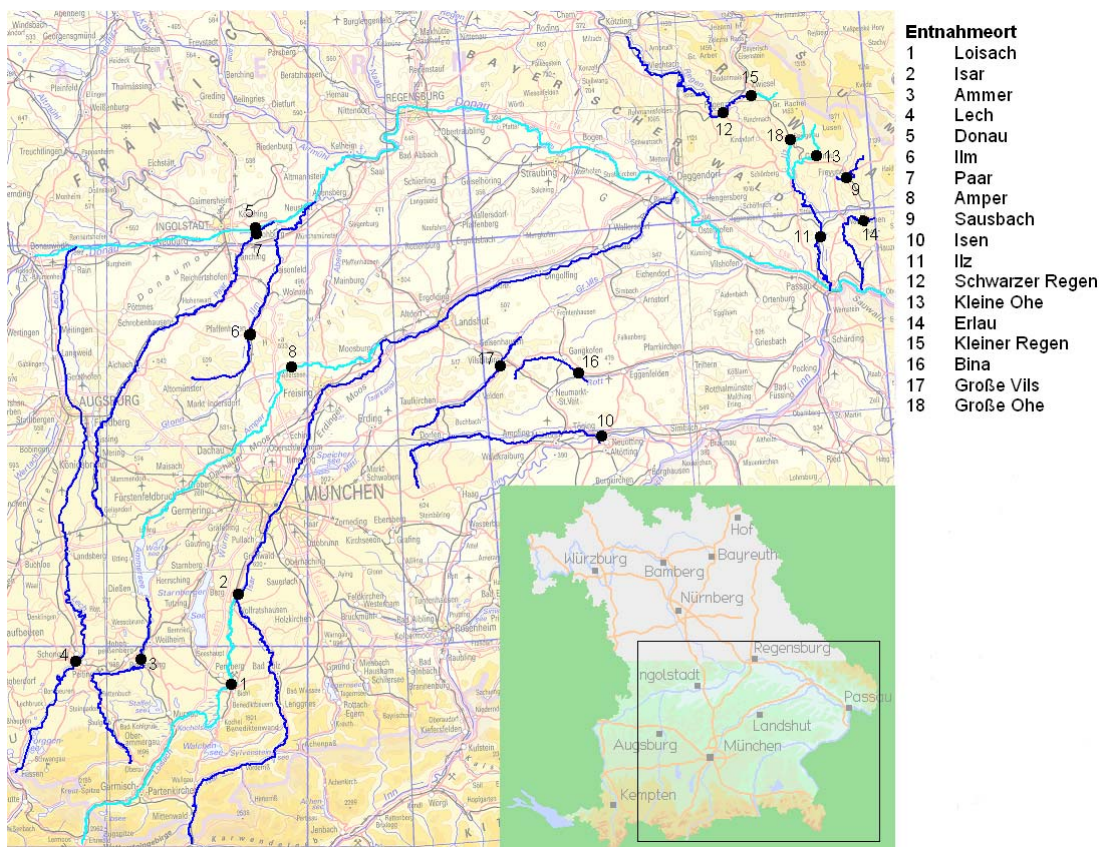


Abbildung 16: Entnahmeorte der Wasserproben zur Bestimmung der UV-B-Transparenz ausgewählter Fließgewässer.

4.5.2 Expositionsversuche im Freiland

Versuchsaufbau

Die Exposition der Fische erfolgte in zwölf Langstromrinnen, die über zwei Tauchpumpen mit Oberflächenwasser des Fließgewässers Moosach versorgt wurden (Abbildung 17A und Abbildung 18A). Die Wassermenge wurde über ein PVC-Rohrleitungssystem mit einstellbaren Hähnen auf die einzelnen Versuchsrinnen verteilt. Über die Menge des Wasserdurchsatzes wurden Strömung und Wassertemperatur der jeweiligen Fischgröße und Fischart angepasst. Um den Schwebstoffanteil und die damit verbundene Trübung des Zulaufwassers möglichst gering zu halten, waren den Versuchsrinnen zwei Absetzbecken mit je 3000 Liter Fassungsvermögen vorgeschaltet. Durch die tangentielle Wassereinleitung auf halber Beckenhöhe, Störsteine zum Brechen der Strömung und Oberflächenablauf wurde dem Wasser ein Großteil der Schwebstoffe entzogen. Ein Biofilter aus lebenden Weidenzweigen unterstützte die Sedimentation und sollte dem Wasser einen Teil der Nährstoffe entziehen, um das Algenwachstum in den Versuchsrinnen zu reduzieren.

In den Langstromrinnen war dem Aufenthaltsraum der Fische ein weiterer Absetzbereich mit mehreren Edelstahllochblechen vorgeschaltet. In jede Langstromrinne wurde ein Edelstahlinsatz eingebracht, der die Rinne in zwei getrennte Versuchsräume für UV-B-Expositionsgruppe und Kontrollgruppe unterteilte und den Aufenthaltsort der Fische auf die oberen 4 cm des Wasserkörpers begrenzte (Abbildung 17B/C und Abbildung 18B/C). Um eine vom Sonnenstand abhängige zeitweise, partielle Beschattung des Versuchsräume zu minimieren, waren die Langstromrinnen nach Süden ausgerichtet und das Zulaufgitter und die Seitenwände der Edelstahlinserts im Winkel von 45° geneigt (Abbildung 17C). Bis auf die frühen Morgen- und späten Abendstunden war die Fischbrut damit uneingeschränkt der Sonne ausgesetzt.

Zur Einstellung der unterschiedlichen Strahlungsszenarien wurden die Kontrollgruppen mit Stegdoppelplatten aus UV-B-undurchlässigem, die UV-B-Expositionsgruppen (nur Versuche von 1999 bis 2000) mit Stegdoppelplatten aus UV-B-durchlässigem Acrylglas abgedeckt (Abbildung 19).

Die Transmission der UV-B-durchlässigen Abdeckungen kann aufgrund ihrer Abhängigkeit vom Einfallswinkel der Strahlung und ihrem Verschmutzungsgrad nur unzureichend eingeschätzt werden. Aus diesem Grund erlauben die im Sonnensimulator gewonnenen Daten nicht die Berechnung von spektralen Bestrahlungsstärken hinter der Stegdoppelplatte bei bekanntem Strahlungsfeld vor der Stegdoppelplatte. Daher wurden sie ab dem Versuchsjahr 2001 durch Hasendrahtgitter (Maschenweite 10 mm zur Abwehr fischfressender Vögel) ersetzt.

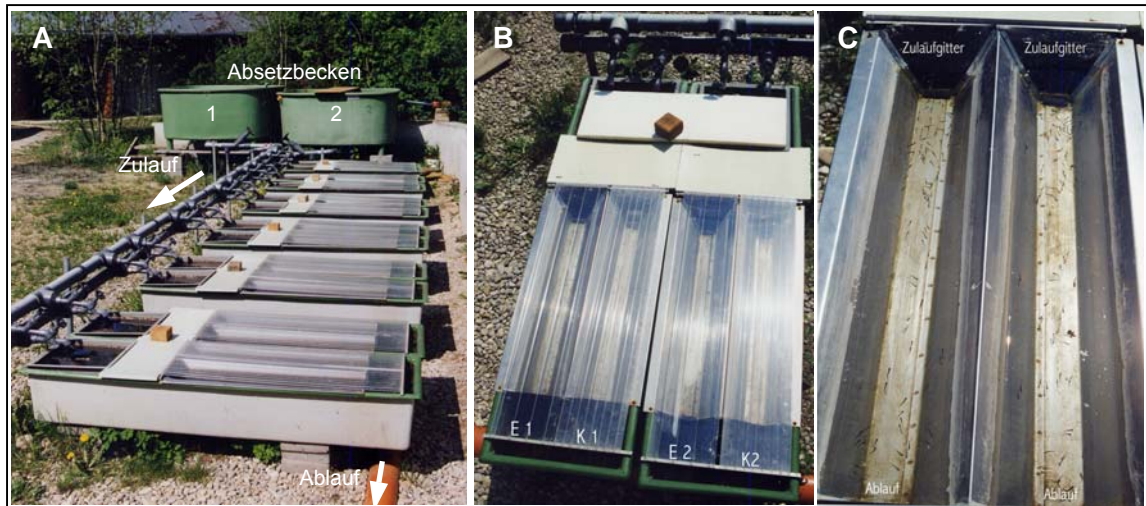


Abbildung 17: Versuchsanlage zur UV-Freilandexposition. Wasserversorgung und Anordnung der Versuchsrinnen (A). Versuchsrinnen mit Edelstahleinsatz, UV-B-exponierten (E1/2) und Kontrollgruppen (K1/2) (B). Edelstahleinsatz mit schrägen Wänden, Zulaufgitter und larvalen Äschen (C).

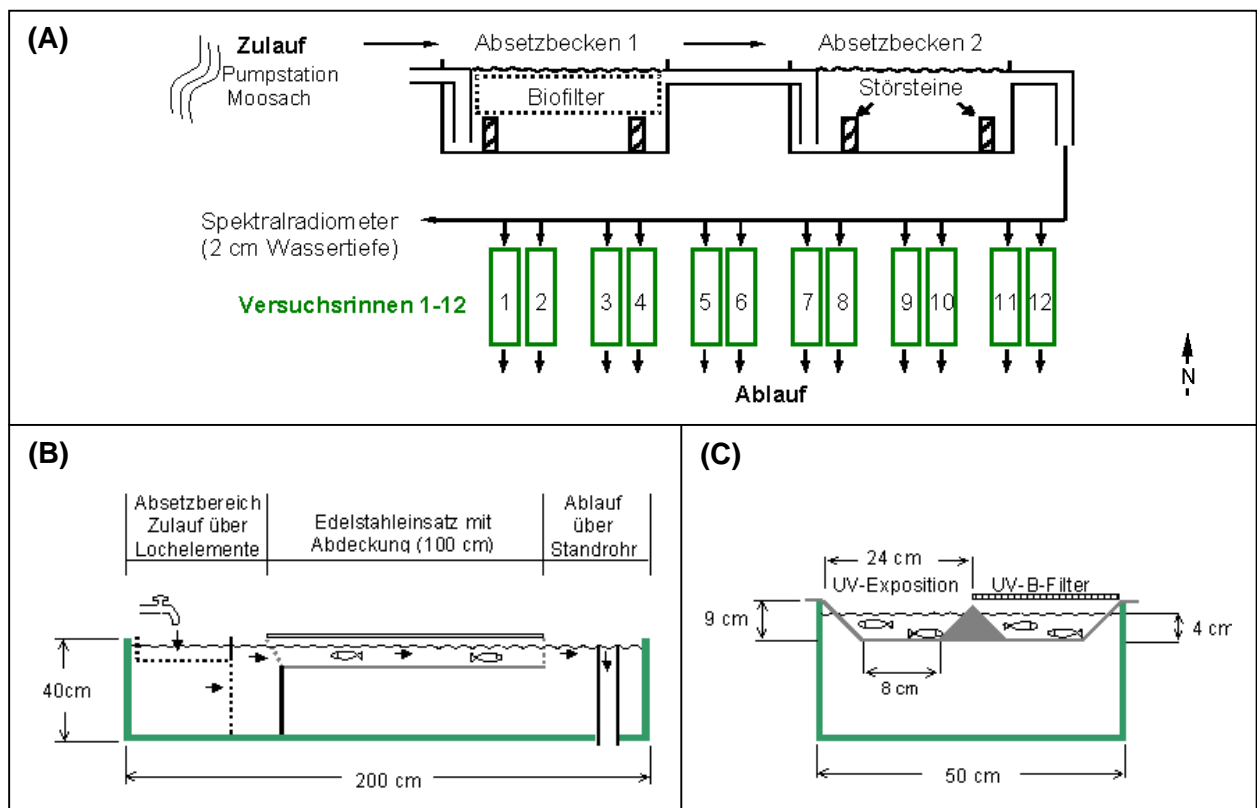


Abbildung 18: Schematische Darstellung der Versuchsanlage zur UV-Freilandexposition. Wasserversorgung und Anordnung der Versuchsrinnen (A). Abmessung und Kompartimentierung einer Versuchsrinne im Längs- (B) und Querschnitt (C).

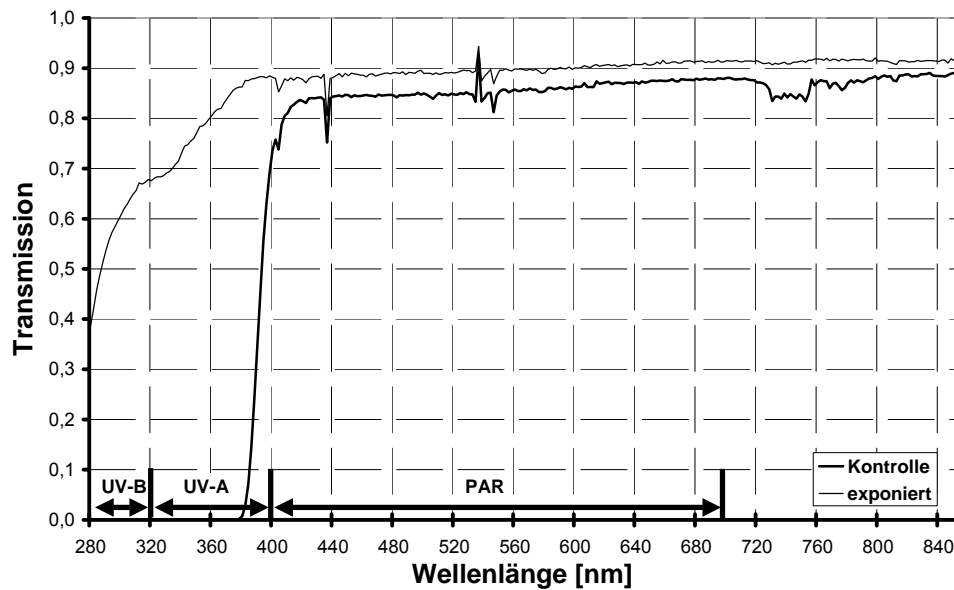


Abbildung 19: Transmission der Acrylglasabdeckungen in den Freiland Expositionsversuchen. Ermittelt im Expositionsraum des Sonnensimulators EK 13 der GSF-Neuherberg für den Wellenlängenbereich von 280 bis 850 nm, ohne Berücksichtigung der Einfallrichtung der Strahlung. PAR = photosynthetisch aktive Strahlung.

Versuchsfische und Versuchsdurchführung

In den Jahren 1999 bis 2003 wurden verschiedene Fischarten der natürlichen Sonnenstrahlung ausgesetzt. Die Exposition erfolgte in den Frühjahrs- und Sommermonaten über einen Zeitraum von zwei bis mehreren Wochen jeweils in fünf bis zwölf Parallelansätzen. Abhängig von der Fischart und Größe und deren natürlichen Lebensweise wurden in den Parallelansätzen Gruppen von zehn bis 120 Fischen exponiert (Tabelle 12). Da z. B. bei den Äschen beim Übergang vom Larval- zum Juvenilstadium das ausgeprägte Schwarmverhalten der Larven zu einer territorialen, agonistischen Lebensweise wechselt (GUTHRUF 1996), wurde die Individuenzahl (30 bis 120) der Testgruppen dem, den Fischen zur Verfügung stehenden, Wasserkörper angepasst. Gleiches trifft für die solitär lebenden juvenilen Bach- und Regenbogenforellen zu. Für Barbe und Hasel war lediglich eine begrenzte Fischzahl verfügbar. Die gleiche Anzahl parallel mitgeführter Kontrollgruppen wurde vom Wellenlängenbereich unter 380 nm durch einen UV-Filter abgeschirmt.

Die Versuchsfische wurden täglich mehrmals (drei bis fünf mal) mit speziellem Brutfutter bei einheitlicher Dosierung gefüttert. Für die anspruchsvollen Arten Äsche und Nase wurde zusätzlich lebendes Plankton zugefüttert. Limitierender Faktor für das Futterangebot, das den Fischen verabreicht wurde, war weniger die Futtermenge als vielmehr die strömungsabhängige Verweilzeit des Futters in den Versuchsrinnen. Die Stegdoppelplatten wurden täglich früh morgens gereinigt, um eine verschmutzungsbedingte Abschwächung der Strahlungsintensität zu verhindern. Um eine ausreichende Durchströmung der Rinnen zu gewährleisten, wurden die Zu- und Ablaufgitter täglich gereinigt. Das Intervall der Komplettreinigung der Edelstahlansätze richtete

sich nach dem Grad der Verschmutzung, insbesondere der Veralgung. In regelmäßigen Abständen wurden die nachmittäglichen Extremwerte für Wassertemperatur, O₂-Gehalt und pH-Wert sowie deren Schwankung im Tagesverlauf gemessen.

Tabelle 12: Versuche zum Einfluss der natürlichen UV-B-Strahlung auf die Jugendstadien verschiedener Fischarten. Versuchsnummern geben die verschiedenen Versuchsjahre an. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen bei Versuchsbeginn (L_0 , = arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung), Versuchszeitraum und Expositionsdauer.

Art	(Versuch Nr.)	Versuche	Versuchsfische		Versuchszeitraum	Expositionsdauer [d]
		N	Testindividuen	L_0 [mm]		
Äsche	(1)	6	50	29,2 ($\pm 2,4$)	27.05. - 28.06.99	33
	(2.1)	12	120	16,3 ($\pm 0,6$)	21.04. - 03.05.00	13
	(2.2)	12	120	19,1 ($\pm 1,3$)	13.06. - 29.06.00	17
	(2.3)	12	30	46,4 ($\pm 3,5$)	04.07. - 28.08.00	56
	(3.1)	12	100	16,0 ($\pm 0,8$)	25.04. - 09.05.01	15
	(3.2)	11	100	16,2 ($\pm 0,4$)	09.05. - 23.05.01	15
	(4.1)	11	100	16,1 ($\pm 0,5$)	22.04. - 14.05.02	23
	(4.2)	6	30	49,5 ($\pm 5,9$)	15.05. - 07.07.02	54
	(5)	10	105	15,7 ($\pm 0,4$)	05.05. - 24.05.03	20
Bachforelle	(1)	9	10	34,8 ($\pm 2,9$)	13.03. - 02.04.02	21
	(2)	6	15	24,3 ($\pm 1,5$)	27.02. - 30.04.03	63
Barbe		7	14	23,5 ($\pm 1,9$)	05.07. - 14.08.02	41
Hasel		5	10	20,3 ($\pm 1,2$)	17.06. - 08.08.02	53
Nase	(1)	12	100	11,7 ($\pm 1,0$)	16.05. - 13.06.00	29
	(2)	11	50	12,1 ($\pm 0,5$)	23.05. - 03.07.01	42
Regenbogenforelle	(1)	12	10	34,3 ($\pm 2,1$)	03.04. - 22.04.02	20
	(2)	6	15	24,5 ($\pm 1,5$)	27.02. - 30.04.03	63

4.5.3 Langzeitexposition im Sonnensimulator

Versuchsaufbau

Die Versuche wurden unter kontrollierten Strahlungsbedingungen in einer der von THIEL ET AL. (1996) beschriebenen Expositions-kammern der GSF-Neuherberg durchgeführt (Abbildung 20A). Die Exposition der Fische erfolgte in vier identischen Holzbecken (gestrichen mit wasser-dichter Schwimmbeckenfarbe) bei einem Wasserstand von 5 cm. Jedes der Becken war in vier quadratische Abteile mit separatem Wasserzulauf unterteilt. Somit war eine getrennte Hälterung von 16 Versuchsgruppen (acht Kontrollgruppen, acht UV-B-Expositionsgruppen) möglich (Abbildung 20B und Abbildung 21C). Die Wasserversorgung aller Versuchsgruppen erfolgte im Kreislauf mit Hilfe einer Tauchpumpe aus einem 300 l Reservoir (Glasaquarium, befüllt mit Quellwasser der Versuchsanlage Fischbiologie / Weihenstephan). Durch eine thermostatgesteuerte Kühleinrichtung, Belüftung, sowie Filterelemente (Schaumgummi, Filterwatte und Aktivkohle) wurden für die Versuchsfische möglichst optimale Lebensbedingungen geschaffen.

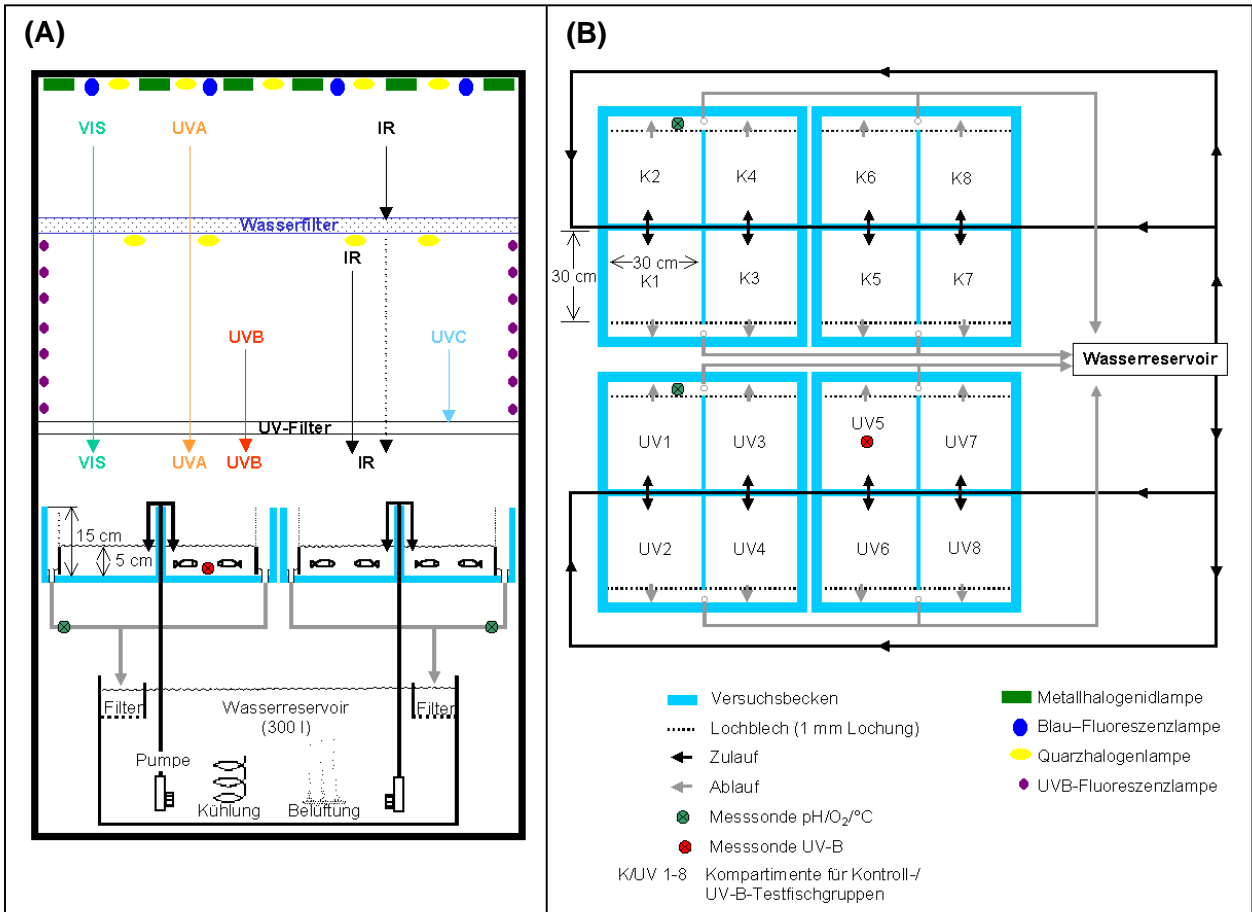


Abbildung 20: Schematisierte Darstellung der UV-B-Exposition im Sonnensimulator. Expositions-kammer mit Lampen, Strahlenfilter, Versuchsbecken und Wasseraufbereitung (A). Wasserversorgung, Anordnung der Kontroll-, Expositionsgruppen und Messsonden (B).

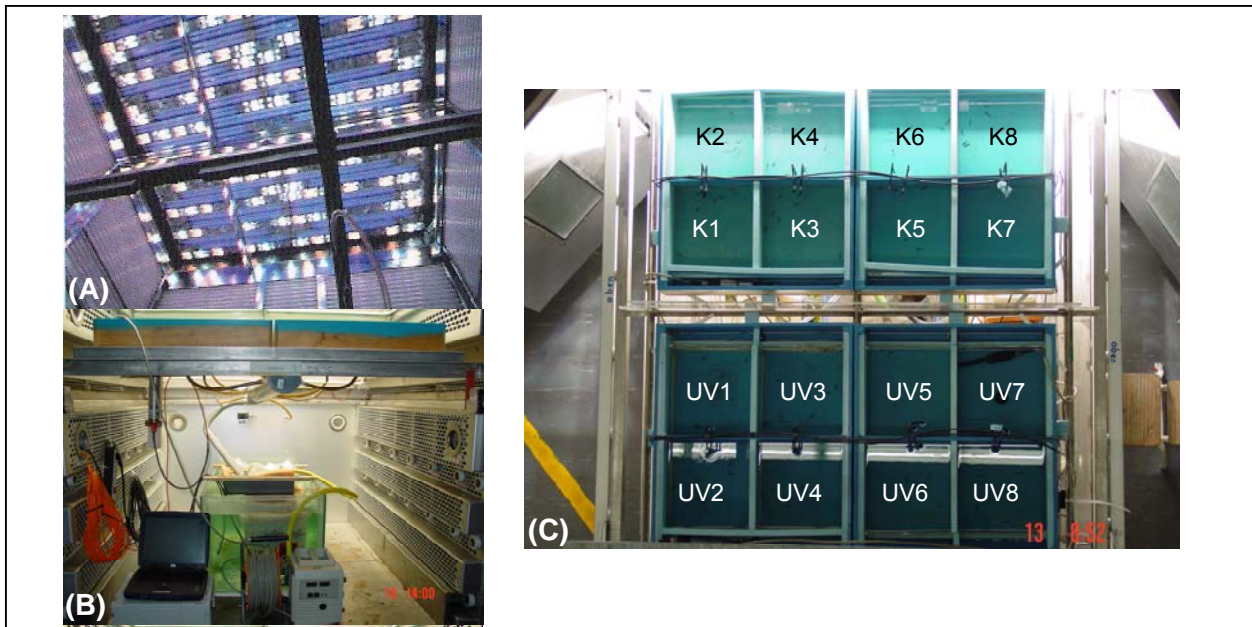


Abbildung 21: Langzeitexposition im Sonnensimulator EKS 15 der GSF-Neuherberg. Strahlungsraum mit Lampen, Wasser- und UV-B-Filter (A). Versuchsraum mit Versuchsbecken, Wassereservoir, -aufbereitung und Messgeräten (B). Anordnung der UV-B-Expositionsgruppen (UV1-8) und Kontrollgruppen (K1-8) (C).

Verwendete Strahlenqualität

Die Strahlenqualität im Sonnensimulator orientierte sich an den in Bayern im Frühjahr und Sommer auftretenden UV-B-Werten (Tabelle 13 und Abbildung 22). Während einer täglichen Photoperiode von 5 bis 22 Uhr MEZ, bei stufenweiser Erhöhung und Erniedrigung der Beleuchtungsstärke, betrug die UV-B-Expositionsdauer sechs Stunden (10 bis 16 Uhr MEZ).

Tabelle 13: Strahlenqualitäten im Sonnensimulator. Beleuchtungsstärke, UV-Index, Strahlungsintensität und Tagesdosis für UV-B (280-320 nm) und UV-A (320-400 nm). Gemessen über* bzw. 2 cm unter** Wasser.

	UV-B-Exposition	Kontrolle
Beleuchtungsstärke [Klux]*	92,5	89,0
UV-Index*	7,45	0,39
UV-B** (280-320 nm)		
Intensität [W m^{-2}]	1,34	0,07
Tagesdosis [kJ]	28,90	1,36
UVA* (320-400 nm)		
Intensität [W m^{-2}]	26,5	20,0
Tagesdosis [kJ]	527	432

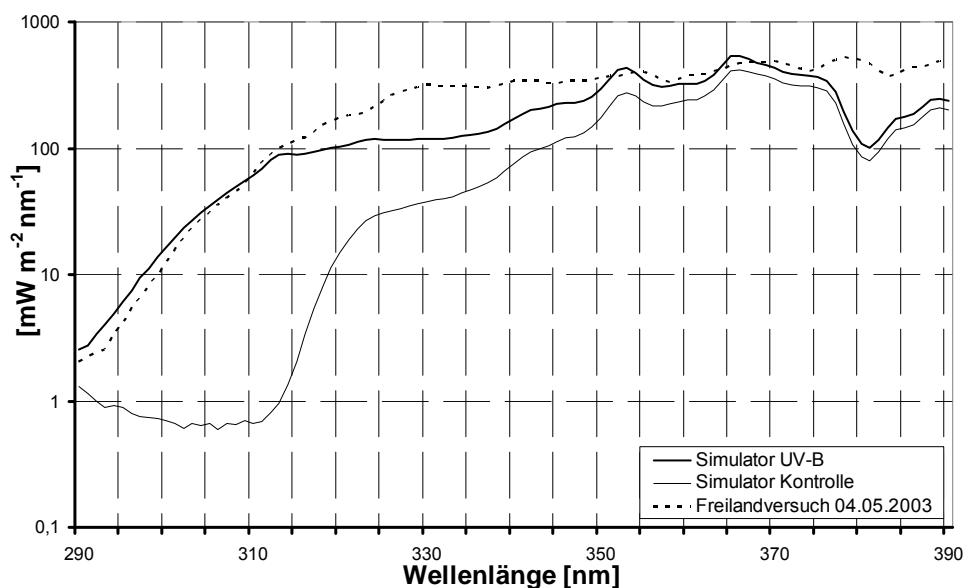


Abbildung 22: Spektralwertvergleich von simulierter und natürlicher UV-Strahlung. Gemessen in 2 cm Wassertiefe im Zentrum von Abteil UV5 (Simulator UV-B), Abteil K5 (Simulator Kontrolle) und im Freilandversuch (Freising, 465 m ü NN; 48° N am 04.05.2003 um 13.00 Uhr).

Versuchsfische und Versuchsdurchführung

Es wurden verschiedene Fischarten in Gruppengrößen von 30 bis 229 Individuen der künstlichen UV-B-Strahlung über einen Zeitraum von 11 bis 35 Tagen ausgesetzt (Tabelle 14).

Bedingt durch die räumliche und zeitliche Begrenzung der Versuche im Sonnensimulator konnten mit Ausnahme der larvalen Äschen (5 Parallelansätze) für die jeweils untersuchte Fischart

nur eine Versuchsgruppe exponiert werden. Die Versuchsfische wurden täglich morgens und abends (außerhalb der UV-B-Expositionsphase) mit speziellem Brutfutter bei einheitlicher Dosierung gefüttert. Für die anspruchsvollen Arten Äsche und Nase wurde zusätzlich lebendes Plankton zugefüttert. Vor jeder Fütterung wurden Futterreste, Exkremente und tote Fische aus den Versuchsbecken entfernt.

Tabelle 14: Versuche zum Einfluss der künstlicher UV-B-Strahlung auf die Jugendstadien verschiedener Fischarten. Anzahl der Versuchswiederholungen (N), Testgruppengrößen (Testindividuen), Fischlängen bei Versuchsbeginn (L_0 , = arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung), Versuchszeitraum und Expositionsdauer.

Art	Versuche N	Versuchsfische		Expositionsdauer [d]
		Testindividuen	L_0 [mm]	
Äsche	5	80	16,3 ($\pm 0,4$)	15
	1	140	25,2 ($\pm 1,3$)	15
Atlantischer Lachs	1	35	35,3 ($\pm 2,2$)	11
Barbe	1	229	11,7 ($\pm 1,2$)	34
Hasel	1	80	22,8 ($\pm 1,2$)	13
Nase	1	140	12,2 ($\pm 1,1$)	35
Rutte	1	57	50,0 ($\pm 3,2$)	14

4.5.4 Verhaltensbeobachtung im Sonnensimulator

Versuchsaufbau

Wasserkreislauf und Wasseraufbereitung entsprachen dem Versuchsaufbau der Langzeitexposition (Kapitel 4.5.3). Bedingt durch die Bauweise des Sonnensimulators (Anordnung der Lampen und Filter) erfolgte die Beobachtung der Fische über das Messsystem BehavioQuant[®] frontal und nicht von oben (Kapitel 4.1.1). Aus diesem Grund wurden anstelle der hölzernen Versuchsbecken aus der Langzeitexposition Aquarien aus Acrylglas verwendet, die eine Beobachtung des Fischverhaltens durch die Frontscheibe ermöglichten (Abbildung 23A und B).

Hierdurch konnte ein eventueller Einfluss der UV-B-Strahlung auf die Schwimmtiefe der Fische untersucht werden. Die Geometrie der Aquarien hatte dabei bestimmte Kriterien zu erfüllen: Wasservolumen und -durchfluss mussten die Haltung einer genügend großen Versuchsgruppe ermöglichen. Von besonderer Bedeutung war ein Verhältnis von Aquarienhöhe (= Wassertiefe), -länge und -breite, das ein normales Schwimmverhalten der Fische gewährleistet, gleichzeitig die Schwimmbewegungen der Fische weitgehend auf die Projektionsebene der Aquarienscheibe beschränkt (Problem der Streckenverkürzung bei zweidimensionaler Kamerabeobachtung, Kapitel 4.1.2) und einen geeigneten Einfallswinkel der UV-B-Strahlung durch die offene Aquarienseite sicherstellt.

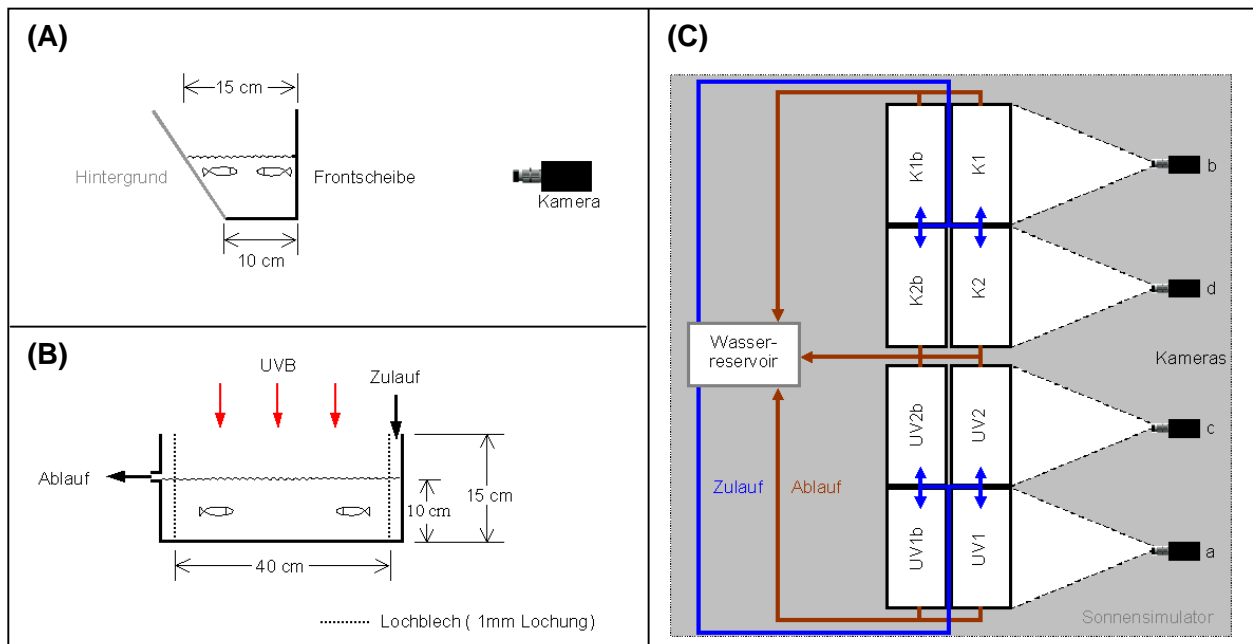


Abbildung 23: Schematisierte Darstellung der Versuchsanordnung zur Verhaltensbeobachtung im Sonnensimulator. Aquarium im Quer- (A) und Längsschnitt (B). Kamerapositionen (a-d), Anordnung und Wasserversorgung der Aquarien für UV-Expositions- (UV1/2), UV-Ersatz- (UV1b/2b), Kontroll- (K1/2) und Kontroll-Ersatzgruppen (K1b/2b) (C).

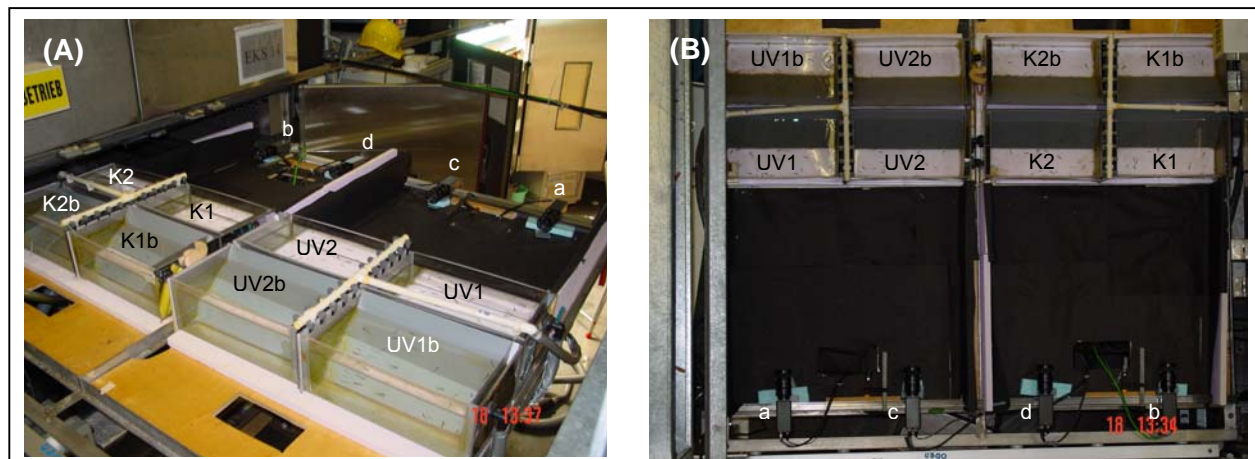


Abbildung 24: Versuchsaquarien und Kameras in der Seitenansicht (A) und Draufsicht (B). Kameras (a-d), Aquarien für UV-Expositions- (UV1/2), UV-Ersatz- (UV1b/2b), Kontroll- (K1/2) und Kontroll-Ersatzgruppen (K1b/2b) (aufgenommen außerhalb des Simulators und ohne Abdeckung aus Styrodur®).

Diesen Aspekten wurde Rechnung getragen indem die Aquarienrückwand im Winkel von 60° geneigt war (Abbildung 23A). Um die Anforderungen der Kameraoptik und des Messsystems BehavioQuant® hinsichtlich der Beleuchtungsstärke zu erfüllen, wurde die Aquarienrückwand mit einer hellgrauen PVC-Platte unterlegt. Der Raum zwischen Aquarienfrontscheiben und Kameras wurde mit schwarzem Tonpapier ausgekleidet und mit einer Abdeckung aus Styrodur® von der einfallenden Strahlung abgeschirmt (Abbildung 24B). Limitiert durch die Abmessungen des Sonnensimulators und der Versuchsaquarien sowie die verwendete Kameraoptik war die

Anzahl der gleichzeitig zu beobachtenden Versuchsgruppen auf zwei Kontrollgruppen und zwei UV-B-Gruppen beschränkt (Abbildung 23C und Abbildung 24).

Verwendete Strahlenqualität

Die vom Sonnensimulator erzeugte Strahlung und die Bestrahlungszeiten wurden bereits in Kapitel 4.5.3 beschrieben. Bedingt durch den Versuchsaufbau war eine Messung der UV-B-Strahlung unter der Wasseroberfläche nicht möglich.

Versuchsfische und Versuchsdurchführung

Es wurde das Schwimmverhalten larvaler Äschen ($16,3 \pm 0,4$ mm) bei erhöhter UV-B-Strahlung vergleichend mit dem Schwimmverhalten bei niedriger UV-B-Strahlung in zwei Parallelansätzen zu je 40 Fischen über einen Zeitraum von sieben Tagen beobachtet. Einen Tag vor Expositions- und Beobachtungsbeginn wurden die UV-B-Aquarien (UV1/2) und Kontrollaquarien (K1/2) mit den Fischen besetzt. Da die Größe der Versuchsgruppe einen wesentlichen Einfluss auf die Verhaltensparameter ausübt, wurden Fische, die während der Versuchszeit starben, täglich ersetzt. Hierzu wurden zu jeder Versuchsgruppe unter den gegebenen Versuchsbedingungen Ersatzfische in baugleichen Aquarien (UV 1b/2b und K1b/2b) und unter den jeweiligen Versuchsgruppen identischen Rahmenbedingungen im Simulator mitgeführt. Die Verhaltensbeobachtung fand jeweils während der Helligkeitsphase zwischen 7.00 Uhr und 20.00 Uhr statt. Jede Versuchsgruppe wurden mit je einer baugleichen CCD-Kamera im Messintervall von zwölf Minuten zwei Minuten lang über die Aquarienfrontscheibe beobachtet. Dabei wurde der Kamerazyklus so gewählt, dass jeweils, bezogen auf die Positionierung im Sonnensimulator (Abbildung 23C), die jeweilige UV-Expositionsgruppe und Kontrollgruppe alternierend beobachtet wurde (UV1 – K1 – UV2 – K2). Daraus ergaben sich für jede Versuchsgruppe zehn Minuten Beobachtungszeit pro Stunde und ca. 130 Minuten pro Versuchstag. Abweichungen der täglichen Beobachtungszeiten ergaben sich aus Unterbrechungen zur Betreuung der Versuchsfische (Fütterung der Fische, Säuberung der Aquarien). Die fortlaufenden Kameraaufnahmen wurden über das bildverarbeitende Verhaltensmesssystem BehavioQuant[®] digitalisiert und zur weiteren Auswertung auf der Festplatte des Rechners gespeichert. Die Fütterung der Fische und die Säuberung der Aquarien erfolgte morgens und abends außerhalb der UV-B-Expositionsphase.

4.5.5 Untersuchte biometrische Zielgrößen

In Einzelversuchen wurden als biometrische Zielgrößen für ausgewählte Fischarten das Schwimmverhalten, das Wachstum, die Histologie der Haut und die Mortalität untersucht.

Verhalten

Zur Auswertung kamen die Stundenmittelwerte der Verhaltensparameter Schwimmgeschwindigkeit und Vertikalverteilung (Schwimmtiefe).

Wachstum

Zur Ermittlung eventueller Wachstumsdifferenzen wurden die Längen einer Stichprobe von 50 bis 100 Fischen bei Versuchsbeginn und Versuchsende gemessen. Die Messungen wurden nach der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Vorgehensweise durchgeführt.

Histopathologie der Fischhaut

Probennahme, Präparation, Fixierung und Färbung

Eine Stichprobe von 10 Fischen je Versuchsgruppe wurde nach einer definierten Expositionszeit durch einen Genickschnitt getötet und für einen Tag in Bouinscher-Lösung (BÖCK 1989) fixiert. Als Probenmaterial wurde unmittelbar vor der Rückenflosse mit dem Skalpell ein 5 mm dicker dorsoventraler Transsekt des Fischkörpers entnommen. Das Probenmaterial wurde in einer aufsteigenden Alkoholreihe entwässert (24 h in 70 und 80 %igem Alkohol, je 2 h in 96 %igem Alkohol, 100 %igem Alkohol und Isopropanol, abschließend zwei mal 2 h in Xylol) und in Paraffin eingebettet. An einem manuellen Rotationsmikrotom wurden 4 µm dicke transversale Schnitte erstellt, welche anschließend auf die Objektträger aufgezogen und für 2 Tage im Wärmeschrank bei 37 °C angetrocknet wurden. Anschließend wurden die Schnitte entparaffiniert (zwei mal 10 min in Xylol, je 5 min Isopropanol, 96, 80 und 70 %iger Alkohol). Je Fisch wurden drei Schnitte zum Nachweis wasserlöslicher Mukopolysaccharide (Inhalt der Becherzellen) einer PAS Färbung (BÖCK 1989) unterzogen. Nach den Färbeverfahren wurden die Schnitte über eine aufsteigende Alkoholreihe entwässert und mit einem Deckglas eingedeckt.

Messungen an den histologischen Schnitten

Für jeden Fisch wurden Digitalphotographien von je drei PAS-gefärbten Schnitten angefertigt. Die Messungen erfolgten unter Verwendung des computergestützten Messprogramms Image-Tool® an einem definierten Bereich (Lage zur Rückenmuskulatur) auf der Dorsalseite der Schnitte. Es wurde die Anzahl der Becherzellen pro Millimeter Fischhaut ermittelt und der Durchmesser der Becherzellen in der senkrechten und in der parallelen Achse zur Haut gemessen. Zur Bestimmung der Epidermisdicke wurde die Distanz von der Außenseite der Basalmembran zur Epitheloberfläche für jeden Schnitt an fünf Stellen gemessen. Für die jeweiligen Messwerte von UV-B-Expositionsgruppe und Kontrollgruppe wurden das arithmetische Mittel und die Standardabweichung berechnet.

Mortalität

Um den zeitlichen Verlauf der Mortalität in den Freilandversuchen lückenlos dokumentieren zu können, wäre aufgrund des schnellen Zeretzungsprozesses toter Larven eine mehrmalige Kontrolle aller 24 Versuchsrinnen pro Tag erforderlich gewesen, was für die Fische einen erheblichen Stress bedeutet hätte. Aus diesem Grund wurde bei Versuchsende die Mortalität aus dem Verhältnis der Anzahl eingesetzter Fische und der Zahl überlebender Fische bestimmt. Daraus wurde die Abweichung der relativen Mortalität der UV-B-exponierten Gruppe von der Mortalität der zugehörigen Kontrollgruppe berechnet (Gleichung 3).

$M_{E-K} = \frac{N_{1E}}{N_{0E}} - \frac{N_{1K}}{N_{0K}}$	<p>M_{E-K} = Abweichung der Mortalität der UV-B-exponierten Gruppe von der Mortalität der Kontrollgruppe</p> <p>N_{0E} u. N_{0K} = Fischzahl der UV-B-exponierten Gruppe und Kontrollgruppe bei Versuchsbeginn</p> <p>N_{1E} u. N_{1K} = Anzahl der überlebenden Fischen in der UV-B-exponierten Gruppe und Kontrollgruppe bei Versuchsende an</p>
---	---

Gleichung 3: Berechnung des Mortalitätsunterschieds von UV-B-exponierten Gruppen und Kontrollgruppen.

Für die Expositionsversuche im Sonnensimulator wurde täglich die Anzahl toter Fische notiert, die kummulative Mortalität berechnet und wiederum als Abweichung der UV-B-exponierten Gruppe von der zugehörigen Kontrollgruppe angegeben.

4.6 Präferenzberechnung und statistische Auswertung

Mit der Formel von JACOBS (1974) wurden aus der Häufigkeitsverteilung von Angebot und Aufsuchen eines Wasserparameters (Temperatur, pH-Wert, O₂-Übersättigung) die Präferenz der Fische für den jeweiligen Wasserparameter berechnet (Gleichung 4).

$D = \frac{(r - p)}{(r + p - 2rp)}$	<p>D = Präferenz</p> <p>r = Häufigkeit der Benützung</p> <p>p = Häufigkeit des Angebotes</p>
-------------------------------------	---

Gleichung 4: Berechnung der Präferenz (nach JACOBS 1974).

Die Präferenz kann Werte von -1 bis +1 annehmen. Null bedeutet, dass ein Wasserparameter entsprechend seiner Verfügbarkeit benützt wird (keine Präferenz). Negative Werte zeigen an, dass ein Wasserparameter weniger häufig aufgesucht wird, als seine Verfügbarkeit erwarten lässt (Meidung). Entsprechend zeigen positive Werte ein vermehrtes Aufsuchen an (eine Präferenz liegt vor). Gegenüber der Angabe der bloßen Aufenthaltshäufigkeit liefert der Präferenzwert eine zusätzliche Information über die Ausprägung der Bevorzugung bzw. Meidung.

Die statistische Auswertung erfolgte über das Programm SPSS for Windows Version 11.5. Der SHAPIRO-WILK Test wurde verwendet um die ermittelten Messwerte auf Normalverteilung zu überprüfen. Da für keine der untersuchten biometrischen Zielgrößen für alle Fischarten eine Normalverteilung vorlag, kamen parameterfreie Testverfahren zur Anwendung. Die Wahl verteilungsfreier Testverfahren wird durch die, den vorliegenden Untersuchungen zu Grunde liegende, limitierte Anzahl an Versuchswiederholungen (durchschnittlich zehn) zusätzlich unterstützt (SIEGEL & CASTELLAN 1988). Je nach Anzahl und Abhängigkeit bzw. Unabhängigkeit der zu vergleichenden Stichproben für Schwimmverhalten, Wachstum und Mortalität wurde der WILCOXON-Test bzw. U-Test nach MANN UND WHITNEY gewählt. Zum Vergleich der ermittelten Präferenzwerte mit dem, bei fehlender Beeinflussung durch den untersuchten Wasserparameter, theoretisch zu erwartenden Präferenzwert ($D = 0$), wurde der WILCOXON-Test als Einstichprobentest (LAMPRECHT 1999) herangezogen. Die statistischen Tests wurden separat für die einzelnen Fischarten und verschiedenen Versuchsjahre durchgeführt. Aus diesem Grund wurden die aus den Ergebnissen gezogenen Rückschlüsse, analog zur Argumentationsweise von CLARK ET AL. (2004), DAYTON ET AL. (1999), HILBORN & MANGEL (1997) und MCCULLAGH & NELDER (1989), als voneinander unabhängig angesehen und es wurde keine α -Fehler Adjustierung vorgenommen. Das Signifikanzniveau wurde durch Sterne angegeben: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

5 Ergebnisse

Die nachfolgend dargestellten Einzelergebnisse (Kapitel 5.1 bis 5.4) sind am Ende des Ergebnisteils (Kapitel 5.5) zusammenfassend tabellarisch dargestellt.

5.1 Einfluss der Wassertemperatur auf die Fischbrut

5.1.1 Temperaturpräferenz

Unter homogenen Temperaturverhältnissen konnte häufig eine Bevorzugung des Wasserzulaufbereiches durch die Fische beobachtet werden, wie in Abbildung 25A am Beispiel der Bachforelle dargestellt. Die Bachforellen bevorzugten ohne Temperaturgradient das am Zulauf gelegene Fließkanalabteil (1). Wie aus Abbildung 25B ersichtlich, reagierten die Fische auf den eingestellten Temperaturgradienten mit einem Standortwechsel, indem sie den kühleren Zulaufbereich mieden und höhere Temperaturen in den mittleren Fließkanalabteilen (4 - 7) aufsuchten. Auch am Beispiel der Nase wird deutlich, dass die Fische auf unterschiedlich steile Temperaturgradienten mit einem Standortwechsel reagierten (Abbildung 25C und D).

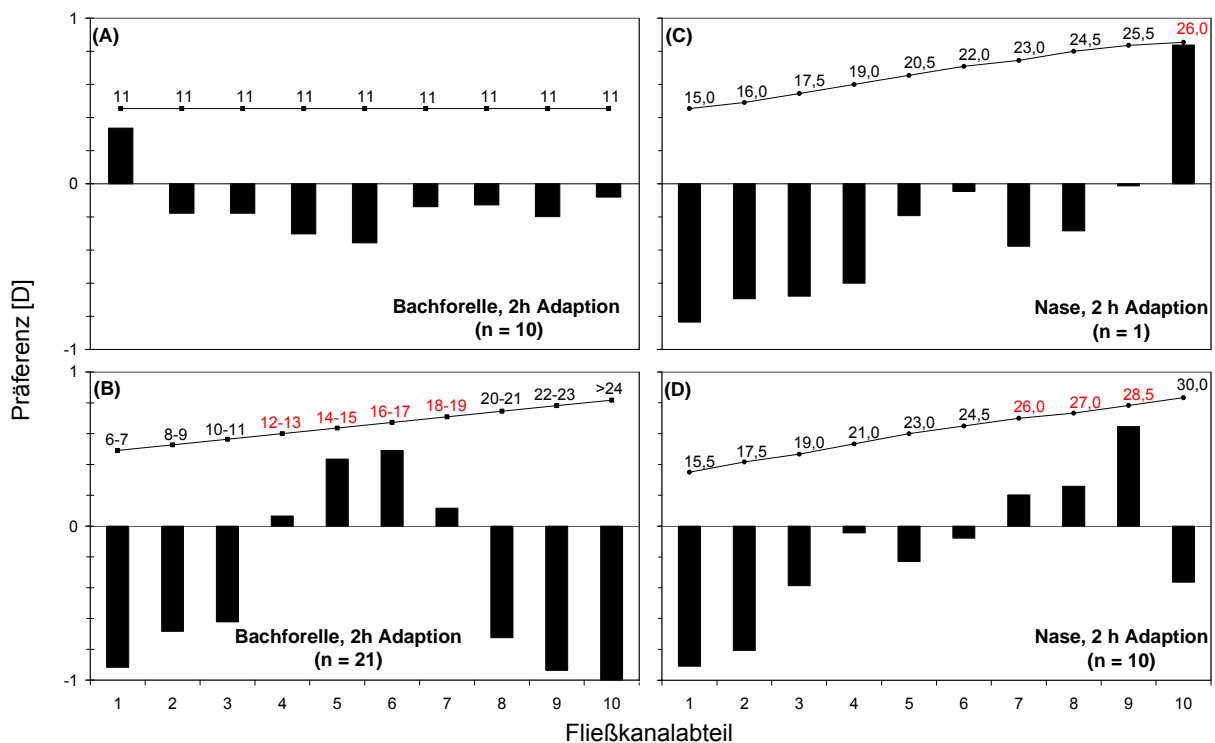


Abbildung 25: Präferenzverhalten juveniler Bachforellen (A und B) und larvaler Nasen (C und D) für die einzelnen Fließkanalabteile (1-10) bei homogenen Temperaturverhältnissen (A) und verschiedenen Temperaturgradienten (B-D).

In Tabelle 15 sind die für die einzelnen Fischarten ermittelten Präferenz- und Meidetemperaturen in Abhängigkeit von Fischlänge, Akklimatisationstemperatur und Adaptionzeit zusammengefasst. Dabei gibt die Präferenztemperatur den Gipfel des Temperaturpräferenzbereichs wieder. Als obere und untere Meidetemperatur wurden die an den Präferenzbereich angrenzenden Temperaturen definiert, die von den Fischen weniger häufig aufgesucht wurden als ihre Verfügbarkeit erwarten ließ (negativer Präferenzwert; Kapitel 4.6). Die Werte wurden als Mittelwert aller durchgeführter Versuchswiederholungen berechnet.

Die Adaptionzeit wirkte sich bei den einzelnen Fischarten bzw. Entwicklungsstadien in unterschiedlicher Weise auf die Präferenztemperatur, die Ausdehnung des bevorzugten Temperaturbereiches und die untere bzw. obere Meidetemperatur aus. Mit zunehmender Adaptionzeit (2 h bzw. 17 h) nahm die Präferenztemperatur bei den Aiteln, den Äschen mit 50 mm Länge, den Bachsaiblingen, den Karpfen, den Perlfischen und den Regenbogenforellen zu, während sie bei den Äschen mit 16 mm Länge den Barben mit 50 mm Länge, den Elritzen, den Moderlieschen und den Nasen unverändert blieb. Bei den Äschen mit ca. 10 cm Länge und den Barben mit 25,5 mm Länge nahm die Präferenztemperatur mit der Adaptionzeit ab. Die Aitel, die Äschen mit 50 mm Länge, die Bachforellen, die Barben mit 25,5 mm Länge, die Moderlieschen und die an 18 °C akklimatisierten Perlfische bevorzugten mit zunehmender Adaptionzeit einen breiteren Temperaturbereich. Bei den Äschen mit ca. 10 cm Länge, den Barben mit 50 mm Länge, den Bachsaiblingen, den Karpfen und den Nasen wurde der Bereich der bevorzugten Temperatur mit zunehmender Adaptionzeit geringer. Bei den Äschen mit 16 mm Länge und den Regenbogenforellen blieb die Spannbreite des Temperaturpräferenzbereichs von der Adaptionzeit unbeeinflusst. Für die an 26 °C akklimatisierten Perlfische lag die obere Meidetemperatur und die tatsächliche Spannweite des Präferenzbereichs bei 17 Stunden Adaptionzeit außerhalb des errichteten Temperaturgradienten. Das gleiche trifft für die untere Meidetemperatur und den Temperaturpräferenzbereich der Elritzen zu.

Exemplarisch für den Perlfisch wurde der Einfluss zweier unterschiedlicher Akklimatisationstemperaturen auf die Präferenztemperatur und den Temperaturpräferenzbereich untersucht.

Bei der zugrunde gelegten Genauigkeit der Temperaturangaben (Kapitel 4.2.1) ließ sich kein wesentlicher Einfluss der beiden Akklimatisationstemperaturen (18 °C und 26 °C) auf die Präferenztemperatur feststellen. Demgegenüber nahmen sowohl die untere als auch die obere Meidetemperatur mit der Akklimatisationstemperatur zu. Die Spannweite des bevorzugten Temperaturbereiches nahm bei zweistündiger Adaptionzeit mit der Akklimatisationstemperatur geringfügig zu. Bei 17 Stunden Adaptionzeit lag die obere Meidetemperatur außerhalb des errichteten Temperaturgradienten, weshalb die tatsächliche Spannweite des bevorzugten Temperaturbereiches nicht ermittelt werden konnte.

Tabelle 15: Ermittelte Präferenztemperatur, untere und obere Meidetemperatur in Abhängigkeit von Fischgröße, Akklimatisationstemperatur und Adaptionzeit im horizontalen Temperaturgradienten. Angegeben ist der Mittelwert aller Versuchswiederholungen (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; WILCOXON-Einstichproben-Test; verglichen wurden der für die beobachtete Meide- und Präferenztemperatur ermittelte Präferenzwert mit dem theoretisch zu erwartenden Präferenzwert bei fehlender Beeinflussung durch die Wassertemperatur).

Art	L [mm]	Adaption [h]	Akklimatisation	°C		
				Untere Meidung	Präferenz	Obere Meidung
Aitel						
	22,0 (±1,4)	2	16	22,5	26,5*	30,5*
	22,0 (±1,4)	17	16	18,5	28,5	30,5
Äsche						
	16,0 (±0,4)	2	12	14,5	18,5**	22,5
	16,0 (±0,4)	17	12	14,5	18,5	22,5
	50,0 (±3,9)	2	12	14,5***	18,5***	22,5***
	50,0 (±3,9)	17	12	14,5	22,5	24,5
	98,7 (±9,8)	2	12	18,5	20,5	24,5*
	98,7 (±9,8)	17	12	14,5	18,5	20,5
Atlantischer Lachs						
	37,7 (±3,2)	2	11	—	9,0 / 17,0	18,0
Bachforelle						
	31,5 (±1,5)	2	11	10,5**	16,5*	20,5**
	31,5 (±1,5)	17	11	10,5	14,5*	22,5*
Bachsaibling						
	50,0 (±4,0)	2	11	<9,0	11,0*	14,0
	50,0 (±4,0)	17	11	11,0	13,0	15,0
Barbe						
	25,5 (±1,3)	2	16	28,5	30,5	32,5
	25,5 (±1,3)	17	16	24,5*	28,5*	32,5
	50,0 (±3,7)	2	16	28,5	30,5**	34,5
	50,0 (±3,7)	17	16	28,5	30,5	32,5
Dreistachliger Stichling						
	41,1 (±3,1)	2	16	14,5	16,5 / 20,5	22,5
Elritze						
	25,4 (±1,2)	2	16	<16,0	22,5**	26,5
	25,4 (±1,2)	17	16	<16,0	22,5	26,5
Karpfen						
	48,0 (±4,1)	2	16	22,5	26,5*	32,5*
	48,0 (±4,1)	17	16	24,5	28,5*	30,5
Moderlieschen						
	26,3 (±1,1)	2	16	22,5	26,5	30,5**
	26,3 (±1,1)	17	16	20,5	26,5	32,5
Nase						
	12,0 (±0,9)	2	16	22,5	28,5*	30,5*
	12,0 (±0,9)	17	16	24,5	28,5*	30,5
Nerfling						
	22,0 (±1,2)	2	16	20,5*	28,5	32,5
Perlfisch						
	20,0 (±0,8)	2	18	21,5***	27,5*	29,5
	20,0 (±0,8)	17	18	23,5	29,5	33,0
	20,0 (±0,8)	2	26	23,5	27,5*	33,0*
	20,0 (±0,8)	17	26	27,5	29,5	>33,0
Regenbogenforelle						
	30,0 (±1,6)	2	11	8,5*	12,5***	16,5**
	30,0 (±1,6)	17	11	10,5	14,5*	18,5
Sterlet						
	41,0 (±11,1)	2	16	20,5**	24,5*	30,5

Am Beispiel der Äsche ließen sich indifferente Auswirkungen des Fischalters auf die Präferenztemperatur und die Spannweite des bevorzugten Temperaturbereiches beobachten. Nach zweistündiger Adaption blieb die Präferenztemperatur und die Spannweite des bevorzugten

Temperaturbereiches mit zunehmender altersbedingter Fischgröße (16 und 50 mm) konstant. Im Vergleich dazu wurde für die Äschen mit ca 10 cm Länge eine höhere Präferenztemperatur ermittelt, während die Spannweite des bevorzugten Temperaturbereiches abnahm. Nach 17 Stunden Adaption nahmen die Präferenztemperatur und die Spannweite des bevorzugten Temperaturbereiches mit zunehmender Fischgröße (16 und 50 mm) zunächst zu, bei den Äschen mit ca. 10 cm Länge hingegen wieder ab. Bei den Barben war die unterschiedliche Fischgröße nicht wie bei den Äschen altersbedingt, sondern resultierte aus unterschiedlichen Fütterungsbedingungen der beiden gleichaltrigen Versuchsgruppen. Die Präferenztemperatur erwies sich mit Ausnahme der 17 Stunden adaptierten, 25,5 mm langen Fische als konstant. Die Spannweite des bevorzugten Temperaturbereiches nahm nach zwei Stunden Adaption mit der Fischgröße zu, nach 17 Stunden Adaption hingegen ab.

Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Entwicklungsstadien, Akklimatisationstemperaturen, Adaptionszeiten und gebildeten Temperaturklassen lässt sich folgende Reihung mit einer abnehmenden artspezifischen Präferenztemperatur vornehmen: Barbe → Aitel, Karpfen, Nase, Nerfling → Perlfisch → Moderlieschen → Sterlet → Elritze → Äsche → Bachforelle → Regenbogenforelle → Bachsaibling. Das Temperaturpräferenzverhalten der Atlantischen Lachse und Dreistachligen Stichlinge konnte aufgrund der zweigipfligen Verteilung ihrer Aufenthaltshäufigkeit entlang des Temperaturgradienten nicht interpretiert werden.

Zusammenfassend ließen sich folgende allgemeine Zusammenhänge zwischen Präferenztemperatur, unterer und oberer Meidetemperatur, Adaptionszeit sowie der Spannweite des Temperaturpräferenzbereichs feststellen: Präferenztemperatur, untere und obere Meidetemperatur waren jeweils positiv miteinander korreliert ($r = 0,51$ bis $0,93$), wobei bei den oligo-stenothermen Arten ein stärkerer Zusammenhang erkennbar war. Die Spannweite des Temperaturpräferenzbereichs stand bei den oligo-stenothermen Arten in positiver ($r = 0,33$) und bei den meso-eurythermen Arten in negativer ($r = -0,57$) Beziehung zur Präferenztemperatur. Die Spannweite des Temperaturpräferenzbereichs war negativ mit der unteren Meidetemperatur korreliert ($r = -0,10$ und $-0,87$), was bei den meso-eurythermen im Vergleich zu den oligo-stenothermen Arten deutlicher in Erscheinung trat. Die obere Meidetemperatur nahm bei den oligo-stenothermen Arten mit der Präferenztemperatur zu ($r = 0,52$), während sie bei den meso-eurythermen Arten tendenziell abnahm ($r = -0,09$). Die zunehmende Adaptionszeit wirkten sich positiv auf Präferenztemperatur ($r = 0,08$ bzw. $0,33$), unter Meidetemperatur ($r = 0,09$ bzw. $0,12$) und obere Meidetemperatur ($r = 0,06$ bzw. $0,14$) aus. Der Temperaturpräferenzbereich verschmälerte sich mit zunehmender Adaptionszeit ($r = -0,03$ bzw. $-0,06$).

5.1.2 Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums

Nach dreiwöchiger Exposition bei Wassertemperaturen unterhalb und nahe der artspezifischen ermittelten Präferenztemperatur (Kapitel 5.1.1) zeigte der Vergleich von Längenwachstum und Gewichtszunahme bei allen untersuchten Fischarten einen höchst signifikanten, positiven Einfluss der jeweils höheren Wassertemperatur (Abbildung 26 und Tabelle 16).

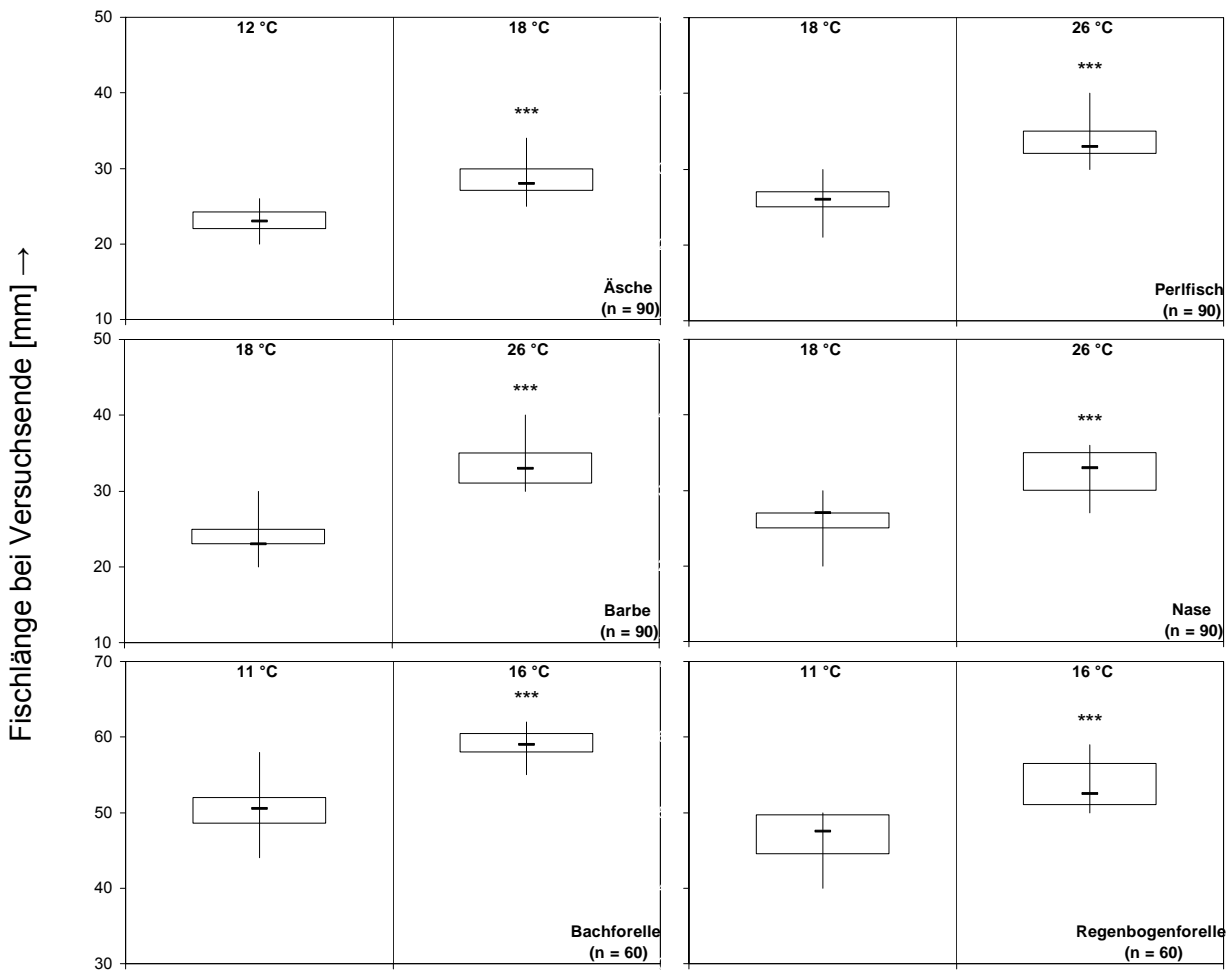


Abbildung 26: Längen (Boxplot-Diagramme) der Fische aus den unterschiedlichen Temperaturstufen bei Versuchsende nach 21 Tagen (** $p < 0,001$; U-Test nach MANN UND WHITNEY).

Die Bachforellen und Regenbogenforellen zeigten bei 16 °C eine Zunahme in Länge und Gewicht von 16,8 und 15,1 % bzw. 82,9 und 81,4 % gegenüber den Fischen bei 11 °C. Beim Vergleich der Temperaturstufen von 12 °C und 18 °C resultierte die höhere Temperatur bei den Äschen in einem längenbezogenen Mehrzuwachs von 22,8 % und einem gewichtsbezogenem Mehrzuwachs von 60,2 %. Die Wassertemperatur von 26 °C führte gegenüber 18 °C bei den Barben, den Nasen und den Perlfischen zu einem längenbezogenen Mehrzuwachs von 40,4, 22,2 und 26,9 % und zu einem gewichtsbezogenem Mehrzuwachs von 111,1, 53,7 und 74,3 %.

Tabelle 16: Individualgewicht (arithmetisches Mittel berechnet aus dem Gesamtgewicht und der Gesamtindividuenzahl) der Fische aus den unterschiedlichen Temperaturstufen bei Versuchsende nach 21 Tagen.

Fischart	Temp. [°C]	Individualegewicht [mg]*	
		Mitt.	Differenz [%]
Äsche	12	83	60,2
	18	133	
Bachforelle	11	1486	81,4
	16	2696	
Barbe	18	171	111,1
	26	361	
Nase	18	201	53,7
	26	309	
Perlfisch	18	144	74,3
	26	251	
Regenbogenforelle	11	1143	82,9
	16	2090	

*keine statistische Überprüfung da berechnet aus Gruppengewicht.

5.2 Einfluss des pH-Wertes auf die Fischbrut

5.2.1 Schwimmverhalten

Motilität

Bei zusammenfassender Betrachtung der in den Einzelversuchen gewonnenen Ergebnisse, zeigte sich für Äsche, Atlantischen Lachs, Bachforelle, Bachsaibling, Frauenerfling, Huchen, Regenbogenforelle und Seesaibling eine Abnahme (1 bis 45 %) der Schwimmgeschwindigkeit bei erhöhtem pH-Wert, die jedoch nicht für alle Arten und jedes Versuchsjahr statistisch absichern war. Bei den Barben blieb die Schwimmgeschwindigkeit insgesamt betrachtet vom pH-Wert unbeeinflusst, wobei die einzelnen Versuchsjahre teilweise widersprüchliche Ergebnisse lieferten und sich lediglich die gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit im zweiten Versuchsjahr statistisch absichern ließ (Abbildung 27A).

Da die Ausprägung der pH-Wert-abhängigen Verhaltensantwort zwischen den einzelnen Versuchsjahren teilweise starken Schwankungen unterlag, können basierend auf den zugrunde liegenden Daten keine fischartspezifischen, vergleichenden Aussagen über das Ausmaß der Verhaltensänderung gemacht werden.

Bewegungsinkonstanz

Die Bewegungsinkonstanz – also der Wechsel von Aktivitätsintervallen und Ruhephasen – der Fische nahm mit Ausnahme der Atlantischen Lachse (gesteigerte Bewegungsinkonstanz) und Barben (unveränderte Bewegungsinkonstanz) bei hohem pH-Wert ab (Abbildung 27B). Jedoch traten auch hier innerhalb einer Art zum Teil große Abweichungen zwischen den Versuchsjah-

ren auf, weshalb keine artspezifischen Vergleiche angestellt werden können. Für die Bachforellen, Barben und Regenbogenforellen waren wiederum widersprüchliche Ergebnisse für einzelne Versuchsjahre zu verzeichnen.

Individualabstand

Mit Ausnahme der Bachsaiblinge, Huchen und Seesaiblinge verringerte sich der Individualabstand, den die Fische innerhalb des Testfischschwarmes bei hohem pH-Wert zueinander einnahmen, was aber nicht für alle betreffenden Versuchswiederholungen statistisch abgesichert werden konnte (Abbildung 27C). Aufgrund der Abweichungen innerhalb einer Art und den teilweise widersprüchlichen Ergebnissen einzelner Versuchsjahre ist kein artspezifischer Vergleich hinsichtlich des Ausmaßes der Verhaltensantwort möglich.

Grenzflächenaffinität

Betrachtet man die Aufenthaltshäufigkeiten der Kontrollfische in dem ihnen zur Verfügung stehenden Versuchsraum, wird ersichtlich, dass sich die Atlantischen Lachse, die Bachforellen, die Barben und die Regenbogenforellen bevorzugt in der Nähe der Versuchsraumwände aufhielten (Grenzflächenaffinität). Für die Äschen und die Huchen war demgegenüber eine geringfügige Bevorzugung des Versuchsraumzentrums („Freiwasser“) zu beobachten. Die Versuche mit den Bachsaiblingen lieferten widersprüchliche Ergebnisse (Abbildung 28).

Unter Einwirkung des hohen pH-Wertes war bei den Atlantischen Lachsen, den Bachforellen und den Barben eine signifikante Verschiebung der Aufenthaltshäufigkeiten in Richtung des Versuchsraumzentrums zu beobachten. Bei den Atlantischen Lachsen fiel die Verschiebung am stärksten aus und führte zum völligen Verlust der Grenzflächenaffinität. Bei den Huchen war unter der pH-Einwirkung eine signifikante Verschiebung des Aufenthaltsortes vom Versuchsraumzentrum zu den Versuchsraumwänden hin festzustellen. Auch für die Äschen und die Bachsaiblinge waren pH-Wert-bedingte, signifikante Veränderungen bei der Wahl des Aufenthaltsortes festzustellen, die jedoch aufgrund ihrer schwachen Ausprägung nicht interpretiert werden konnten.

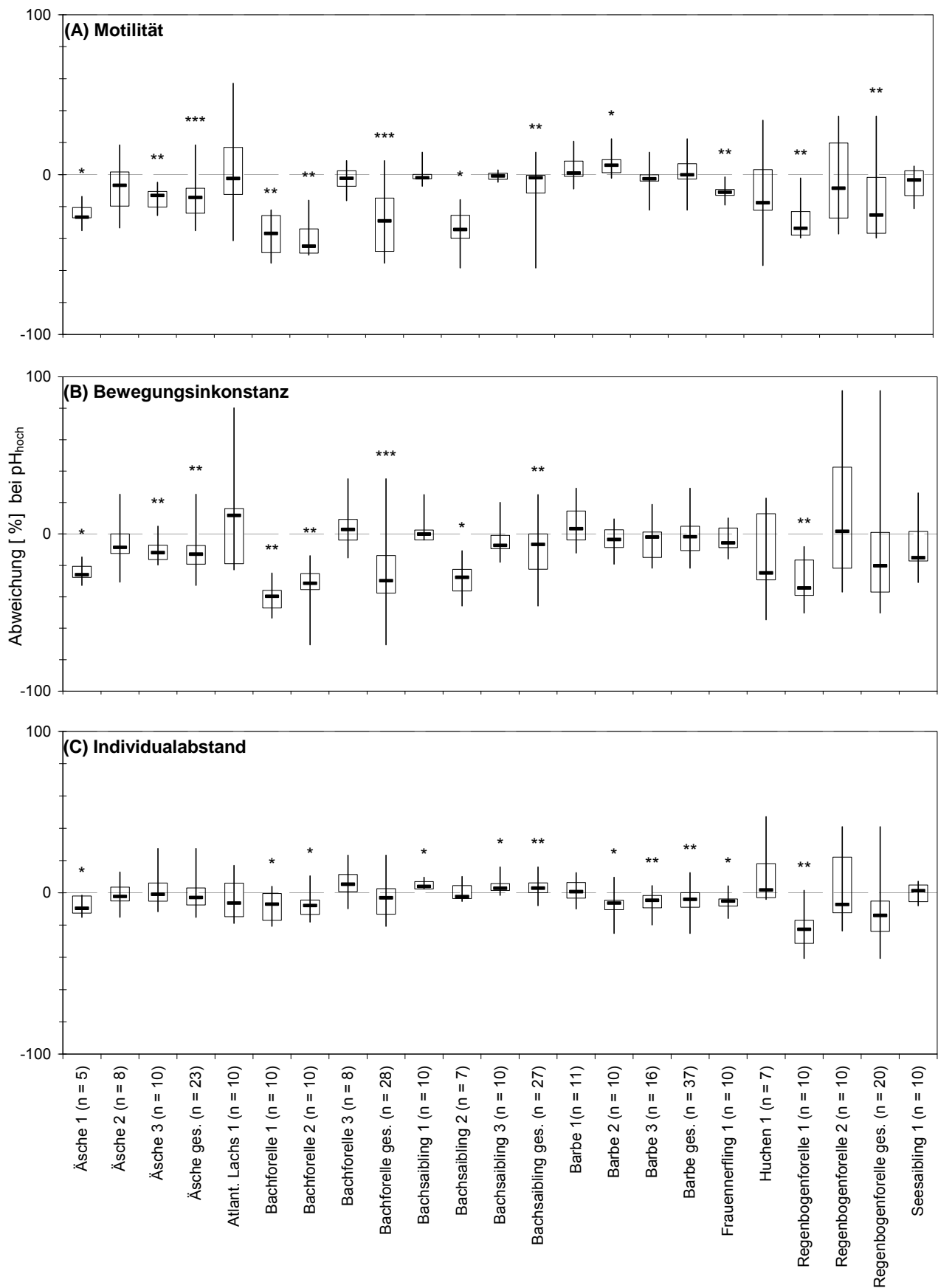


Abbildung 27: Abweichung (Boxplot-Diagramm) der Motilität (A), der Bewegungsin Konstanz (B) und des Individualabstandes (C) der Versuchsfische bei hohem pH-Wert (pH 9,20 - 10,01) von den Verhaltensparametern bei Kontrollbedingungen (pH 7,78 - 8,30) in den einzelnen Versuchsjahren (1 - 3) und über die Jahre gepoolt (ges.) (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; WILCOXON Test).

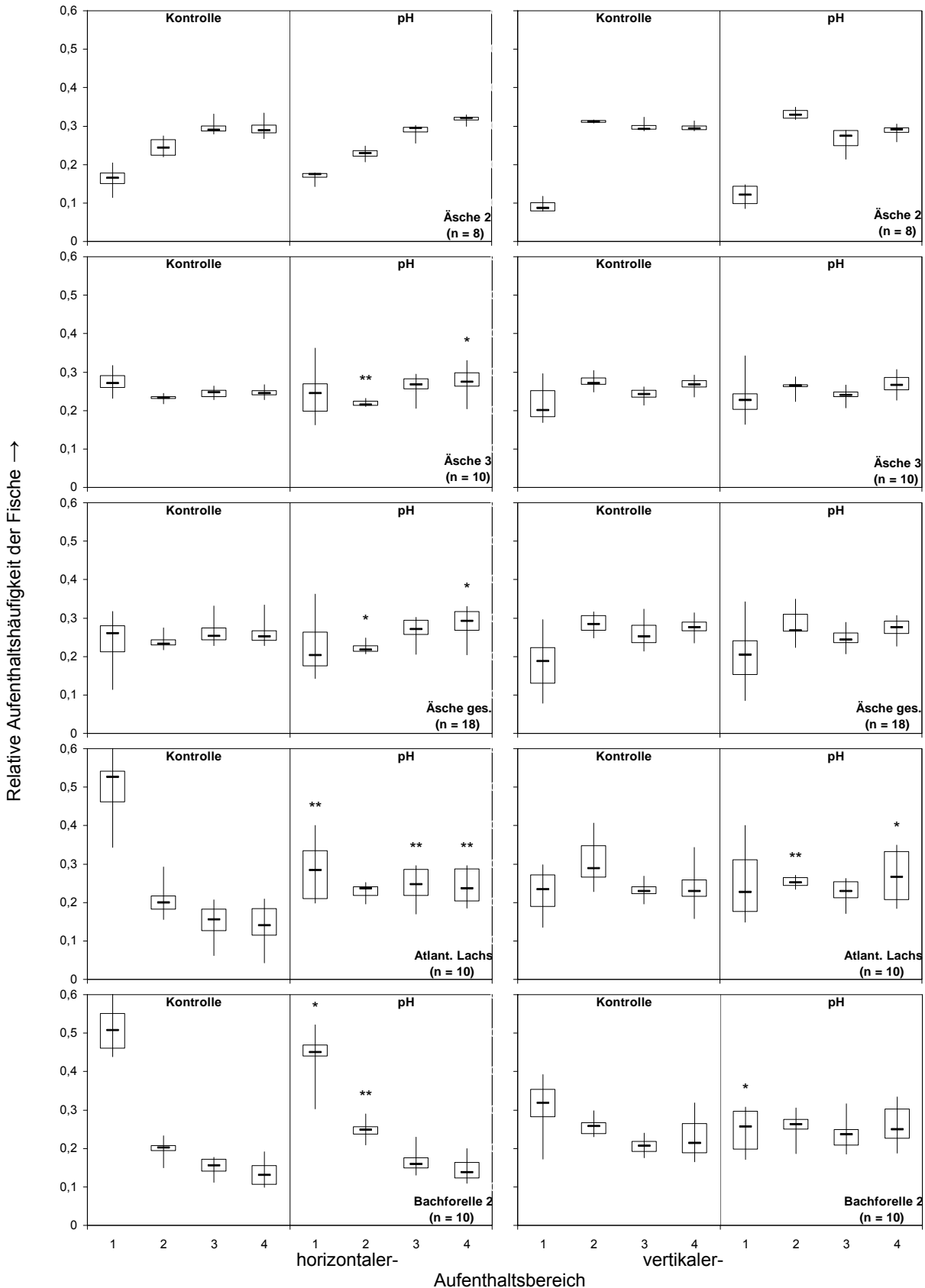
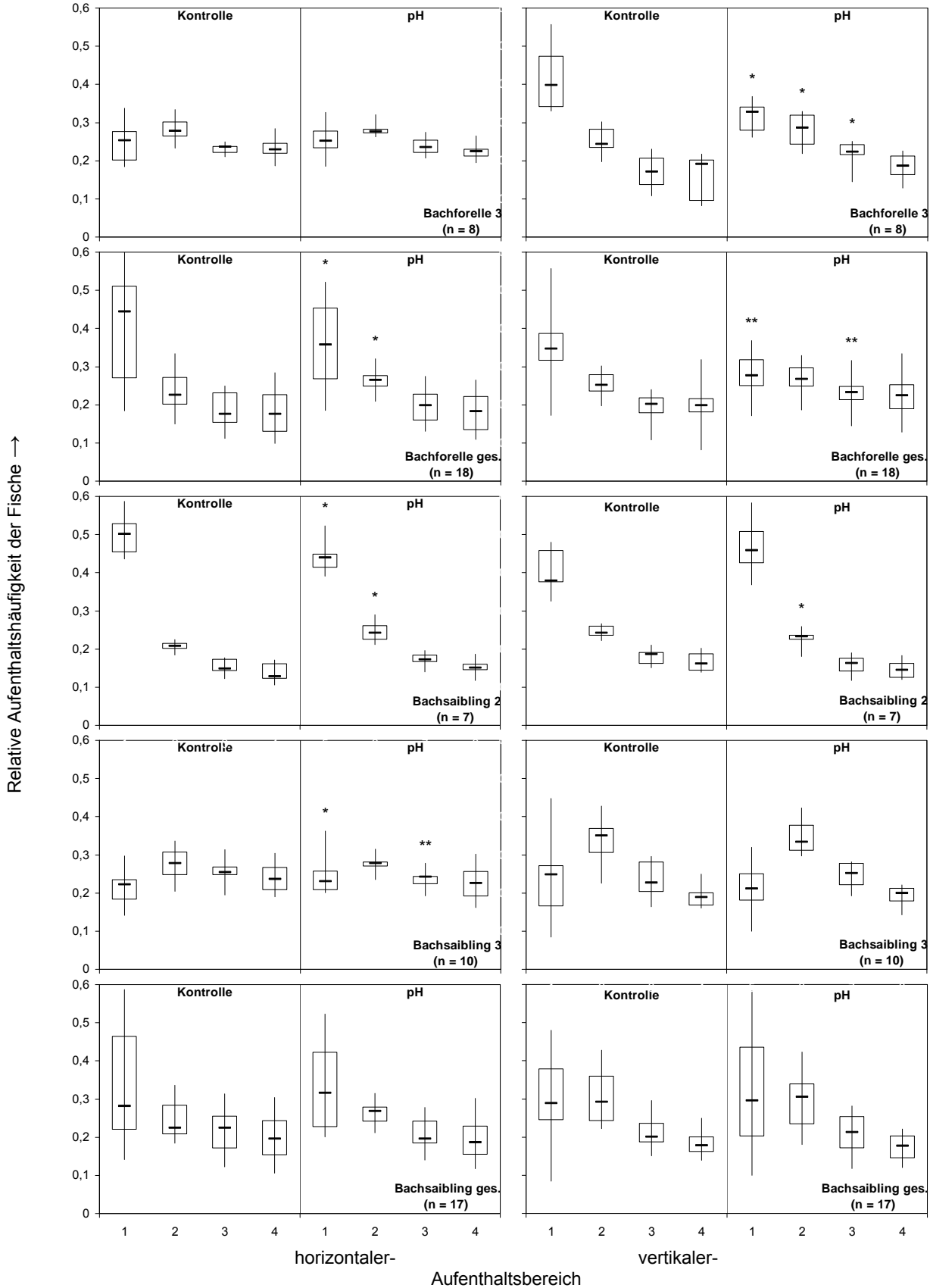
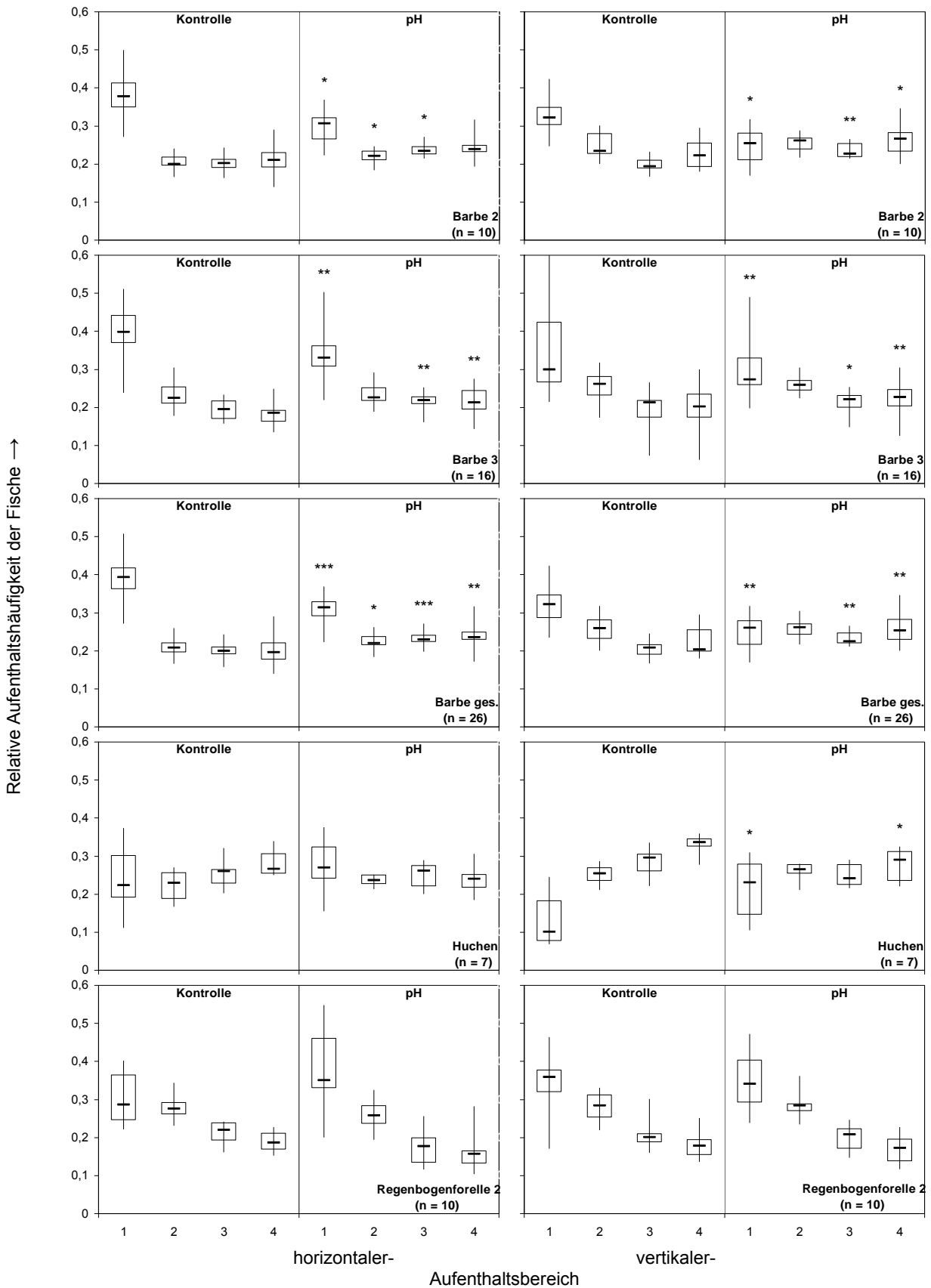


Abbildung 28: Räumliche Verteilungsmuster (Boxplot-Diagramme) der Versuchsfische bei hohem pH-Wert (pH 9,20 - 10,01) und bei Kontrollbedingungen (pH 7,78 - 8,30) für die Aufenthaltsbereiche an den Versuchsraumwänden (1), im Versuchsraumzentrum (4) und in den Übergangsbereichen (2 und 3) in horizontaler und vertikaler Richtung der Versuchsraumebene (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; WILCOXON Test).



Fortsetzung von Abbildung 28.



Fortsetzung von Abbildung 28.

5.2.2 Meideverhalten

Bei zusammenfassender Betrachtung der Einzelversuche war für die Bachforellen, die Bachsaiblinge und die Barben eine Bevorzugung des stark alkalischen pH-Wertes (pH 9,93 – 10,01) gegenüber den Kontrollbedingungen (pH 7,87 – 8,33) zu beobachten, die jedoch nur für die Bachsaiblinge und die Barben statistisch abzusichern war (Abbildung 29). Für die Äschen, die Atlantischen Lachse, die Frauenerflinge, die Huchen, die Regenbogenforellen und die Seesaiblinge war eine Meidung des hohen pH-Wertes (Äsche: pH 9,20 – 9,26; alle anderen: pH 9,93 – 10,01) gegenüber den Kontrollbedingungen (pH 7,78 – 8,25) zu beobachten, die jedoch nur für die Äschen und die Regenbogenforellen statistisch abzusichern war. Die Nasen verhielten sich indifferent gegenüber den zu wählenden pH-Stufen.

Die Versuche mit den Äschen, den Atlantischen Lachsen und den Bachforellen lieferten beim Vergleich der einzelnen Versuchsjahre teilweise widersprüchliche Ergebnisse.

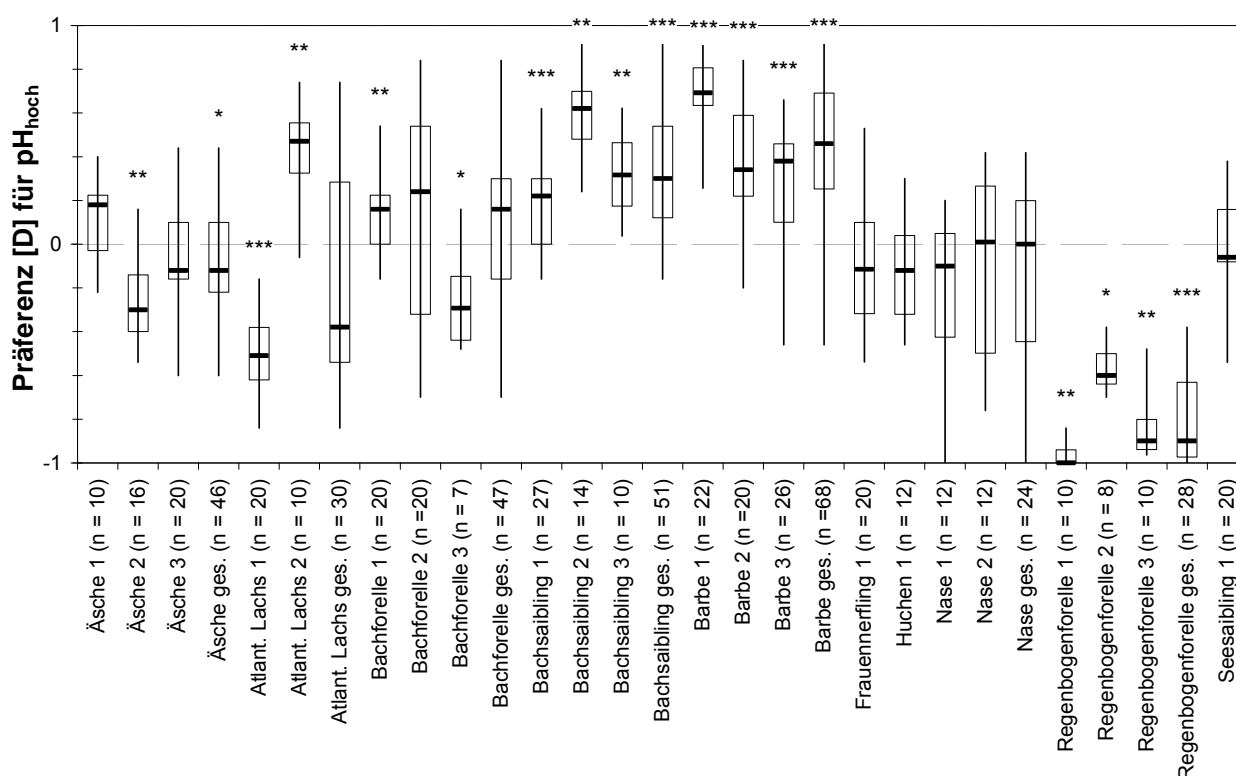


Abbildung 29: Präferenz (Boxplot-Diagramm) der Fische für den hohen pH-Wert (9,20 - 10,01) in den einzelnen Versuchsjahren (1 - 3) und über die Jahre gepoolt (ges.) (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; WILCOXON-Einstichproben-Test; Vergleich von beobachtetem Präferenzwert und theoretisch zu erwartendem Präferenzwert bei nicht vorhandener Beeinflussung durch den pH-Wert).

5.2.3 Zusammenhang zwischen den einzelnen Verhaltensparametern

Vergleicht man die Ausprägung von Motilität, Bewegungsin Konstanz und Individualabstand unter Kontrollbedingungen und bei Einwirkung hoher pH-Werte, wird folgendes ersichtlich (Tabelle 17): Eine Zunahme der Motilität war bei allen untersuchten Fischarten sowohl unter Kontrollbedingungen, wie auch bei erhöhtem pH-Wert (mit Ausnahme der Versuches Äsche (2) und Frauennerfling (1)) mit einer gesteigerten Bewegungsin Konstanz gekoppelt. Außer bei den Atlantischen Lachsen und den Barben korrelierte der Individualabstand unter Kontrollbedingungen in der Mehrzahl der Versuche positiv mit der Bewegungsin Konstanz und mit der Motilität.

Tabelle 17: Zusammenhang (Korrelationskoeffizient r) zwischen Motilität, Bewegungsin Konstanz und Individualabstand bei hohem pH-Wert (pH) (pH 9,20 - 10,01) und bei Kontrollbedingungen (K) (pH 7,78 - 8,30) in den einzelnen Versuchsjahren (1 - 3) und über die Jahre gepoolt (ges.).

		Korrelationskoeffizient (r)					
		Motilität / Bewegungsin Konstanz		Individualabstand / Bewegungsin Konstanz		Motilität / Individualabstand	
		pH	K	pH	K	pH	K
Äsche	(1)	0,69	0,60	<i>0,10</i>	0,87	0,63	0,69
	(2)	-0,73	0,38	<u>-0,03</u>	<u>0,02</u>	-0,32	0,62
	(3)	0,89	0,77	0,74	0,26	0,63	0,23
	(ges.)	0,86	0,92	0,67	0,45	0,65	0,37
Atlant. Lachs	(1)	0,84	0,24	0,75	-0,29	0,87	0,37
Bachforelle	(1)	0,57	0,73	-0,45	0,12	-0,50	0,55
	(2)	0,82	0,89	<u>-0,01</u>	0,68	-0,11	0,84
	(3)	0,52	0,88	<i>0,14</i>	0,35	-0,25	0,41
	(ges.)	0,51	0,84	-0,21	0,46	<u>-0,01</u>	0,65
Bachsaibling	(1)	0,77	0,61	<i>0,08</i>	0,84	-0,22	0,76
	(2)	0,91	0,82	-0,83	0,70	-0,84	0,73
	(3)	0,56	0,75	-0,27	-0,24	-0,26	0,12
	(ges.)	0,88	0,92	0,52	0,78	0,21	0,71
Barbe	(1)	0,57	0,60	0,35	-0,25	0,28	<u>-0,01</u>
	(2)	0,85	0,82	0,47	-0,09	0,28	-0,08
	(3)	0,85	0,87	0,52	0,15	0,44	-0,06
	(ges.)	0,84	0,83	0,60	<u>-0,02</u>	0,50	<u>-0,03</u>
Frauennerfling	(1)	<u>0,03</u>	0,20	-0,05	0,40	0,33	0,51
Huchen	(1)	0,66	0,28	<i>0,10</i>	0,34	0,56	-0,57
Regenbogenforelle	(1)	0,90	0,34	-0,56	0,66	-0,22	-0,10
Regenbogenforelle	(2)	0,58	0,74	0,52	0,76	-0,13	0,99
Regenbogenforelle	(ges.)	0,31	0,43	-0,11	0,60	0,31	0,70
Seesaibling	(1)	0,39	0,84	0,46	0,38	0,18	0,31

Formatierung der Schriftarten dient zur verbalen Beschreibung der Größe des Korrelationskoeffizienten (in Anlehnung an ZÖFEL 1992): Kursiv unterstrichen = keine Korrelation, *kursiv* = sehr geringe Korrelation, normal = geringe Korrelation, **fett kursiv** = mittlere Korrelation, **fett** = hohe Korrelation, **fett unterstrichen** = sehr hohe Korrelation.

Für die Atlantischen Lachse, die Bachforellen, die Barben, die Frauenerflinge, die Huchen und die Regenbogenforellen war ein Verlust bzw. eine Umkehr des unter Kontrollbedingungen beobachteten Zusammenhangs zwischen Individualabstand und Bewegungsin Konstanz und/oder Motilität bei hohem pH-Wert festzustellen.

Betrachtet man die für die hohen pH-Werte ermittelten mittleren Präferenzwerte (Kapitel 5.2.2), sowie die bei erhöhtem pH-Wert gezeigten mittleren Abweichungen der Motilität, der Bewegungsin Konstanz und des Individualabstandes (Kapitel 5.2.1) der untersuchten Fischarten, werden folgende Zusammenhänge ersichtlich: Für die Veränderung von Motilität und Bewegungsin Konstanz war eine hohe positive Korrelation ($r = 0,89$) gegeben. Der Abweichungen des Individualabstandes standen in geringem positiven Zusammenhang zu Motilität ($r = 0,54$) und Bewegungsin Konstanz ($r = 0,44$). Hinsichtlich des Präferenzverhaltens war eine sehr geringe Korrelation zur Motilität ($r = 0,17$) und zur Bewegungsin Konstanz ($r = 0,06$) und eine geringe Korrelation zum Individualabstand ($r = 0,54$) festzustellen. Daraus lässt sich ableiten, dass ein zu beobachtendes Meideverhalten gegenüber hohen pH-Werten im allgemeinen mit einer herabgesetzten Motilität und Bewegungsin Konstanz sowie einem verminderten Individualabstand einherging.

5.3 Einfluss der O₂-Gesamtgasübersättigung auf die Fischbrut

5.3.1 Schwimmverhalten

Motilität

Während die Äschen, die Bachforellen, die Bachsaiblinge und die Regenbogenforellen bei O₂-Gesamtgasübersättigung verglichen mit den Kontrollbedingungen eine erhöhte Motilität zeigten, war für die Barben und die Nasen eine herabgesetzte Motilität festzustellen. Statistisch konnten nur die Verhaltensänderungen der Bachforellen und der Nasen abgesichert werden (Abbildung 30A).

Bewegungsin Konstanz

Entsprechend der Motilität war bei O₂-Gesamtgasübersättigung die Bewegungsin Konstanz der Bachforellen signifikant erhöht, die der Nasen signifikant verringert. Für die Äschen, die Bachsaiblinge, die Barben und die Regenbogenforellen war kein signifikanter Einfluss der O₂-Gesamtgasübersättigung auf die Bewegungsin Konstanz der Fische nachzuweisen (Abbildung 30B).

Individualabstand

Für die Nasen und die Regenbogenforellen war eine signifikante Verringerung des Individualabstandes bei O₂-Gesamtgasübersättigung zu beobachten. Für die Äschen, Barben und Bachsaiblinge war dies tendenziell festzustellen, während sich bei den Bachforellen eine Zunahme des Individualabstandes andeutete (Abbildung 30C).

Grenzflächenaffinität

Betrachtet man die Aufenthaltshäufigkeiten der Kontrollfische in dem ihnen zur Verfügung stehenden Versuchsraum, wird ersichtlich, dass sich die Bachforellen und die Regenbogenforellen, wie bereits bei den pH-Wert-Versuchen (Kapitel 5.2.1) zu beobachten war, vermehrt in der Nähe der Versuchsraumwände aufhielten (Grenzflächenaffinität). Im Gegensatz zu den pH-Wert-Versuchen zeigten in dieser Versuchsreihe auch die Äschen eine geringfügige Grenzflächenaffinität. Die Bachsaiblinge und die Nasen lieferten widersprüchliche Ergebnisse (Abbildung 31).

Unter Einwirkung der O₂-Gesamtgasübersättigung war bei den Nasen eine signifikante Verschiebung der Aufenthaltshäufigkeiten in Richtung des Versuchsraumzentrums, bei den Regenbogenforellen zu den Versuchsraumwänden hin festzustellen. Ein signifikanter Einfluss der O₂-Gesamtgasübersättigung auf die räumliche Verteilung der Äschen, der Bachforellen und der Bachsaiblinge war nicht zu beobachten.

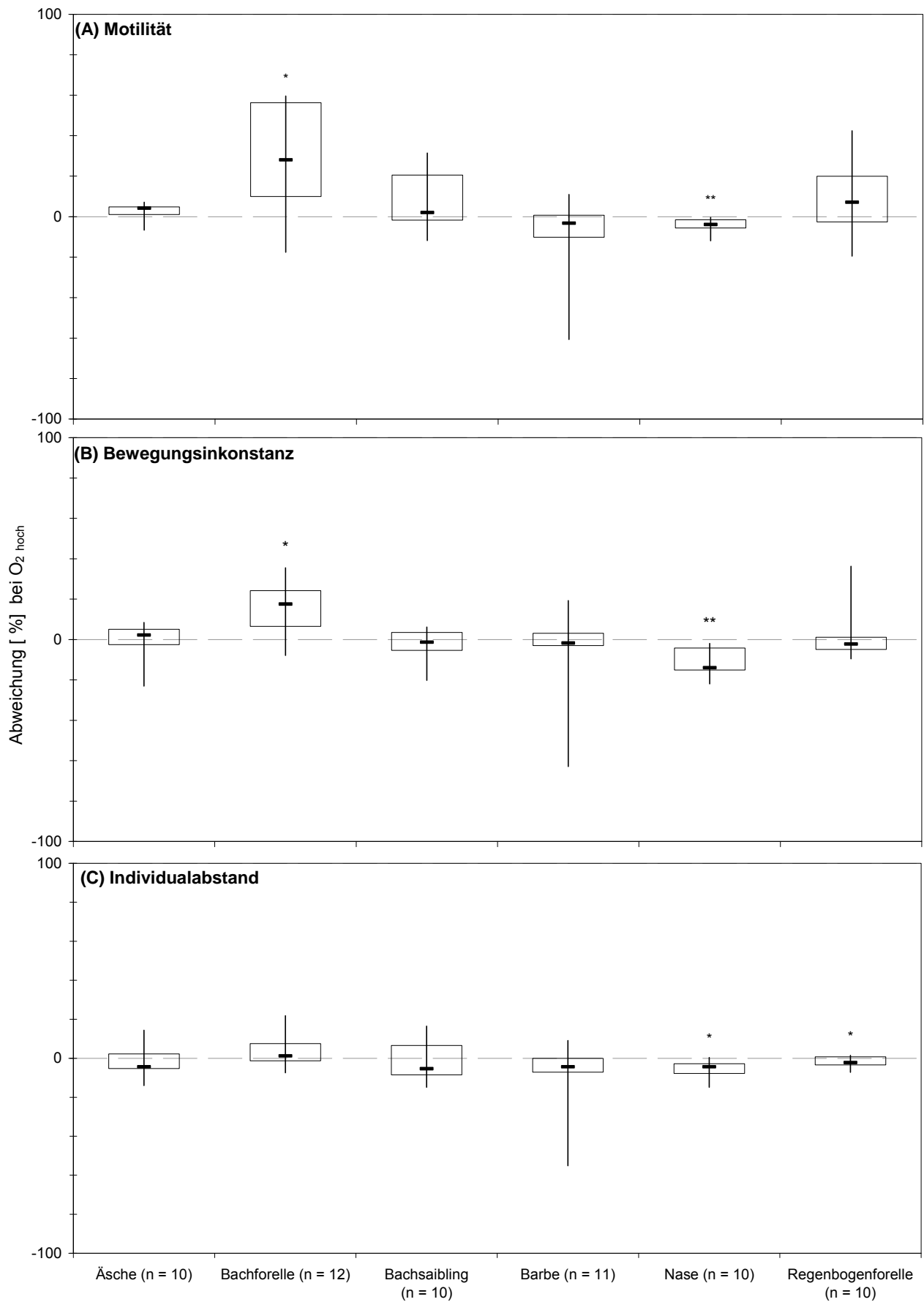


Abbildung 30: Abweichung (Boxplot-Diagramm) der Motilität (A), der Bewegungsinkonstanz (B) und des Individualabstandes (C) der Versuchsfische bei O₂-Gesamtgasübersättigung (325 - 407 % O₂) von den Verhaltensparametern bei Kontrollbedingungen (90 - 100 % O₂) (*p<0,05; WILCOXON Test).

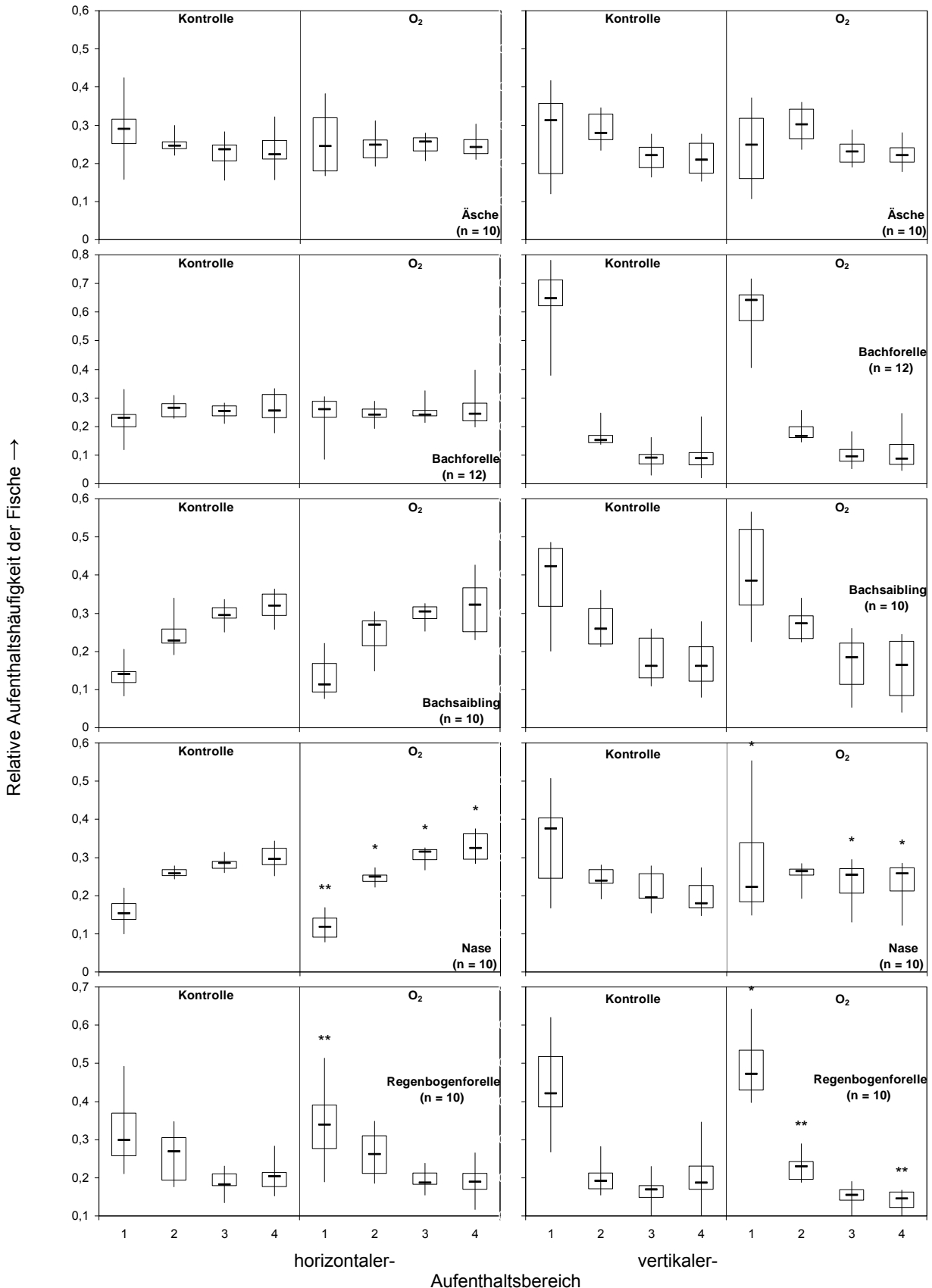


Abbildung 31: Räumliche Verteilungsmuster (Boxplot-Diagramme) der Versuchsfische bei O₂-Gesamtgasübersättigung (325 - 407 % O₂) und bei Kontrollbedingungen (90 – 100 % O₂) für die Aufenthaltsbereiche an den Versuchsraumwänden (1), im Versuchsraumzentrum (4) und in den Übergangsbereichen (2 und 3) in horizontaler und vertikaler Richtung der Versuchsraumebene (*p<0,05; **p<0,01; WILCOXON Test).

5.3.2 Meideverhalten

Während das Präferenzverhalten der Äschen von der O₂-Gesamtgasübersättigung unbeeinflusst blieb, zeigten die Barben und die Nasen ein signifikantes, die Bachforellen und die Bachsaiblinge ein tendenzielles Meideverhalten, wobei die Versuche mit den Barben in den einzelnen Versuchsjahren widersprüchliche Ergebnisse lieferten.

Für die Atlantischen Lachse wurde eine tendenzielle, für die Regenbogenforellen eine signifikante Bevorzugung der Übersättigung festgestellt. Die Versuche mit den Atlantischen Lachsen führten in den beiden Versuchsjahren wiederum zu widersprüchlichen Ergebnissen.

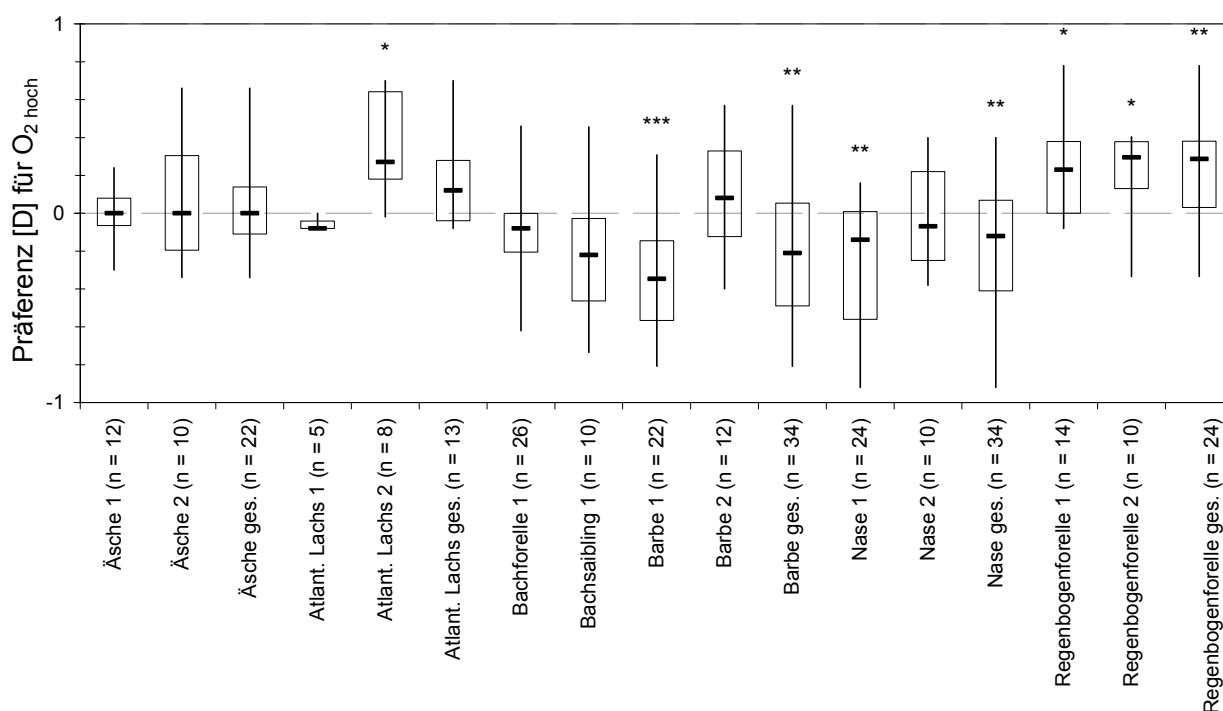


Abbildung 32: Präferenz (Boxplot-Diagramm) der Fische für O₂-Gesamtgasübersättigung (325 – 450 % O₂) in den einzelnen Versuchsjahren (1 - 2) und über die Jahre gepoolt (ges.) (*p<0,05; **p<0,01, ***p<0,001; WILCOXON-Einstichproben-Test; Vergleich von beobachtetem Präferenzwert und theoretisch zu erwartendem Präferenzwert bei nicht vorhandener Beeinflussung durch die O₂-Gesamtgasübersättigung).

5.3.3 Zusammenhang zwischen den einzelnen Verhaltensparametern

Vergleicht man Motilität, Bewegungsin Konstanz und Individualabstand unter Kontrollbedingungen und bei O₂-Gesamtgasübersättigung, wird folgendes ersichtlich (Tabelle 18): Während bei den Äschen und den Regenbogenforellen die Bewegungsin Konstanz unter Kontrollbedingungen wie auch bei O₂-Gesamtgasübersättigung mit zunehmender Motilität abnahm, bestand bei den Bachforellen, den Bachsaiblingen, den Barben und den Nasen eine positive Korrelation beider

Verhaltensparameter. Mit Ausnahme der Äschen bei Kontrollbedingungen, war bei allen Verhaltensbeobachtungen mit steigender Bewegungsinkonstanz auch ein zunehmender Individualabstand zu beobachten. Während für die Bachsaiblinge unter Kontrollbedingungen kein Zusammenhang zwischen Motilität und Individualabstand festzustellen war, korrelierten beide Verhaltensparameter bei O₂-Gesamtgasübersättigung geringfügig positiv. Bei den Regenbogenforellen war unter beiden Versuchsbedingungen ein negativer Zusammenhang zwischen Motilität und Individualabstand festzustellen. Bei den Äschen, den Bachforellen, den Barben und den Nasen bestand zu jeder Zeit ein positiver Zusammenhang zwischen Motilität und Individualabstand.

Tabelle 18: Zusammenhang (Korrelationskoeffizient *r*) zwischen Motilität, Bewegungsinkonstanz und Individualabstand bei O₂-Gesamtgasübersättigung (O₂) (325 – 450 % O₂) und bei Kontrollbedingungen (K) (90 – 100 % O₂).

	Korrelationskoeffizient (<i>r</i>)					
	Motilität / Bewegungsinkonstanz		Individualabstand / Bewegungsinkonstanz		Motilität / Individualabstand	
	O ₂	K	O ₂	K	O ₂	K
Äsche	-0,19	-0,64	0,22	-0,45	0,35	0,30
Bachforelle	0,78	0,65	0,68	0,18	0,81	0,52
Bachsaibling	0,85	0,74	0,24	0,45	0,27	<u>-0,03</u>
Barbe	0,90	0,63	0,13	0,54	0,17	0,26
Nase	0,72	0,77	0,69	0,56	0,19	0,34
Regenbogenforelle	-0,25	-0,31	0,88	0,73	-0,48	-0,42

Formatierung der Schriftarten dient zur verbalen Beschreibung der Größe des Korrelationskoeffizienten (in Anlehnung an ZÖFEL 1992): *Kursiv unterstrichen* = keine Korrelation, *kursiv* = sehr geringe Korrelation, normal = geringe Korrelation, **fett kursiv** = mittlere Korrelation, **fett** = hohe Korrelation.

Betrachtet man die für die O₂-Gesamtgasübersättigung ermittelten mittleren Präferenzwerte (Kapitel 5.3.2), sowie die unter diesen Versuchsbedingungen gezeigten mittleren Abweichungen der Motilität, der Bewegungsinkonstanz und des Individualabstandes (Kapitel 5.3.1) der untersuchten Fischarten, lassen sich folgende Zusammenhänge beschreiben: Die Abweichungen in Motilität, Bewegungsinkonstanz und Individualabstand korrelierten in hohem Ausmaß positiv miteinander ($r = 0,76 - 0,92$). Für das Präferenzverhalten war eine geringe positive Korrelation zur Motilität ($r = 0,33$) und zum Individualabstand ($r = 0,38$) und eine sehr geringe Korrelation zur Bewegungsinkonstanz ($r = 0,1$) festzustellen. Daraus lässt sich ableiten, dass ein zu beobachtendes Meideverhalten gegenüber der O₂-Gesamtgasübersättigung tendenziell mit einer herabgesetzten Motilität, einer geringeren Bewegungsinkonstanz und einem verminderten Individualabstand einherging.

5.4 Einfluss der UV-B-Strahlung auf die Fischbrut

5.4.1 Einschätzung der Strahlenbelastung im Freiland

Die Messungen im Nebenschluss der Moosach bei Freising (465 m ü NN; 48°N) ergaben für 2 cm Wassertiefe in den Frühjahrs- und Sommermonaten von 1999 bis 2003 Strahlungsintensitäten bis maximal $1,88 \text{ W m}^{-2}$. Daraus ließ sich näherungsweise eine Dosis von bis zu $33,7 \text{ kJ m}^{-2}$ (zwischen 10 und 16 Uhr MEZ) errechnen (Tabelle 19). Die von der Messstation in Neuherberg ermittelten Werte für den UV-Index erreichten während der Versuchsphasen in den Jahren 1999 und 2002 eine Höhe von maximal acht und in den Jahren 2000, 2001 und 2003 von maximal neun, was einer sehr hohen UV-B-Intensität entspricht. Über einen größeren Zeitraum wurden Werte von sechs bis sieben, also eine hohe UV-B-Intensität, erreicht (Abbildung 33 und Tabelle 19).

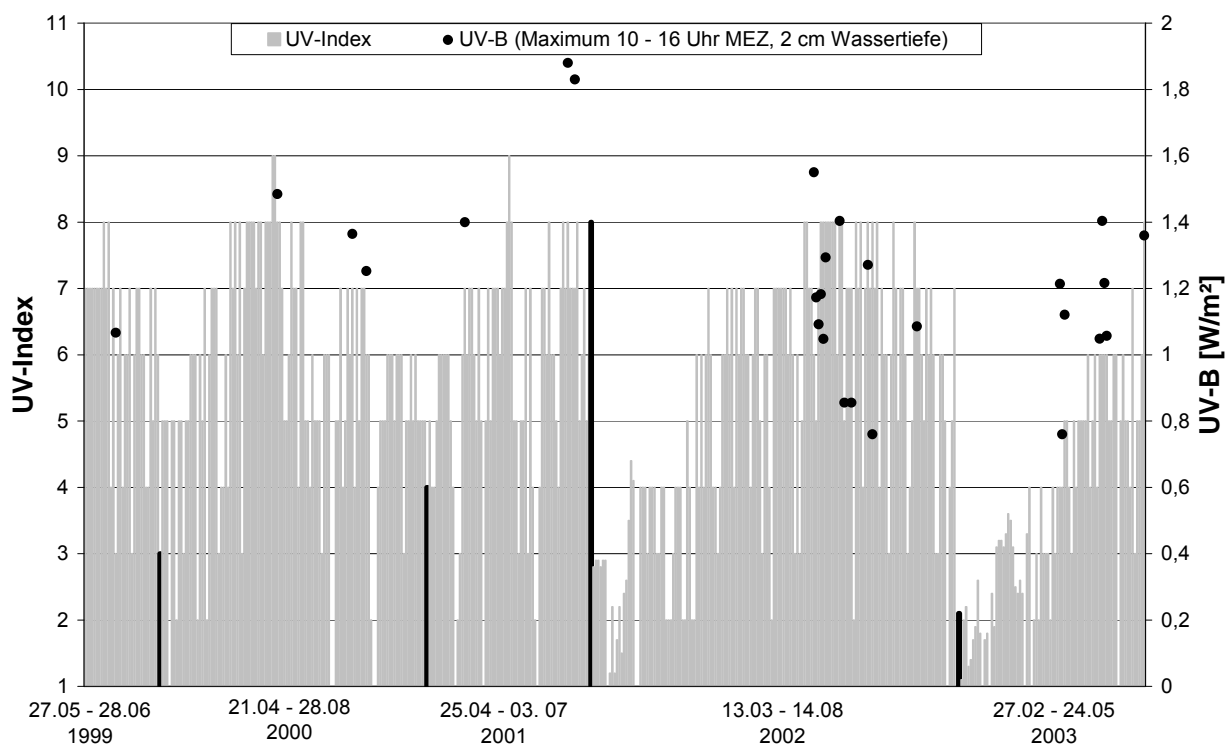


Abbildung 33: UV-B-Strahlenbelastung während der Expositionversuche im Freiland. UV-Index (Messstation Neuherberg, 1-2 = schwach, 3-5 = mittel, 6-7 = hoch, 8-10 = sehr hoch, 11 = extrem). Maximale UV-B-Intensität (290 – 320 nm, Freising 465 m ü NN; 48 N, 2 cm Wassertiefe zwischen 10 – 16 Uhr MEZ).

Es bestand eine geringe Korrelation zwischen UV-Index und den in den Freilandversuchen ermittelten UV-B-Werten ($r = 0,34$ für tagesmaximale UV-B-Intensität; $r = 0,49$ für mittlere UV-B-Intensität bzw. UV-B-Dosis). Dass der Zusammenhang zwischen den verschiedenen Messgrößen nicht deutlicher ausfiel, kann auf verschiedene Einflussfaktoren wie die variierende Trans-

parenz des Wassers, die lokale Bewölkung und den Verschmutzungsgrad des UV-B-Kollektors zurückgeführt werden. Die im Freiland ermittelten UV-B Werte waren Richtlinie für die in den Versuchen im Sonnensimulator verwendeten Strahlungsintensitäten (Kapitel 4.5.3).

Tabelle 19: UV-Index (Messstation Neuherberg, 1-2 = schwach, 3-5 = mittel, 6-7 = hoch, 8-10 = sehr hoch, 11 = extrem), maximale und mittlere (Median) UV-B-Intensität und UV-B-Dosis (290 – 320 nm, Freising 465 m ü NN; 48°N, 2 cm Wassertiefe zwischen 10 – 16 Uhr MEZ).

Datum	UVI	UV-B (290 – 320 nm)		
		Intensität [$\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$]		Dosis [$\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}$]
		Max.	Med.	
09.06.1999	3	1,01	0,76	16,39
21.06.2000	8	1,48	1,28	27,69
27.07.2000	7	1,36	1,05	22,66
02.08.2000	6	1,25	0,98	21,20
10.05.2001	7	1,40	0,95	20,60
23.06.2001	8	1,88	1,56	33,70
26.06.2001	7	1,83	1,40	30,24
15.06.2002	6	1,55	1,19	25,61
16.06.2002	5	1,17	0,64	13,87
17.06.2002	7	1,09	0,95	20,43
18.06.2002	8	1,18	0,92	19,80
19.06.2002	8	1,05	0,95	20,43
20.06.2002	8	1,29	1,05	22,70
26.06.2002	8	1,40	1,10	23,84
28.06.2002	5	0,86	0,56	12,14
01.07.2002	7	0,86	0,67	14,53
08.07.2002	8	1,27	1,00	21,71
10.07.2002	8	0,76	0,44	9,48
29.07.2002	7	1,09	1,00	21,59
14.04.2003	4	1,21	0,79	17,03
15.04.2003	4	0,76	0,44	9,48
16.04.2003	5	1,12	0,92	19,94
05.05.2003	6	1,05	0,67	14,53
06.05.2003	6	1,40	1,10	23,84
07.05.2003	6	1,22	0,91	19,58
08.05.2003	6	1,06	0,81	17,57
24.05.2003	8	1,36	1,22	26,25

UVB-Transparenz ausgewählter bayerischer Fließgewässer

Da bei der Messung der UV-B-Transparenz im Labor die Reflexion an der Wasseroberfläche unberücksichtigt blieb, stellen die ermittelten Werte nicht die tatsächliche UV-B-Transmission der verschiedenen Wasserqualitäten dar. Aufgrund des standardisierten Messverfahrens (Wassersäule, Position und Abstand von Strahlenquelle und UV-B-Kollektor) kann die Reflexion jedoch für alle Messungen als konstant vorausgesetzt werden. Somit bleibt das Verhältnis der einzelnen Messwerte zueinander von der Reflexion unbeeinflusst und wird in Abbildung 34 korrekt wiedergegeben. Im Gegensatz zu diesen relativen Verhältnissen können die absoluten Messwerte nicht auf die freien Gewässer übertragen werden, da die den vorliegenden Messun-

gen zugrunde liegenden Reflexionsverhältnisse nicht den Freilandbedingungen (Einfallswinkel der Sonnenstrahlung) entsprechen.

Die Messergebnisse belegten eine große Varianz der UV-B Transparenz verschiedener bayerischer Fließgewässer. Im Vergleich zu den huminstoffreichen Fließgewässern des Bayerischen Waldes, deren Geologie vom Urgestein bestimmt wird (Ilz, Schwarzer Regen, Kleine Ohe, Erlau, Kleiner Regen, Große Ohe: 54,0 bis 68,5 % Abschwächung in 4 cm Wassertiefe), wiesen die Fließgewässer des Alpenvorlandes (vor allem Loisach, Isar, Ammer, Lech) mit ihrer vom Kalkgestein geprägten Gewässersohle im allgemeinen eine höhere UV-B-Transparenz auf (31,1 bis 37,4 % Abschwächung in 4 cm Wassertiefe).

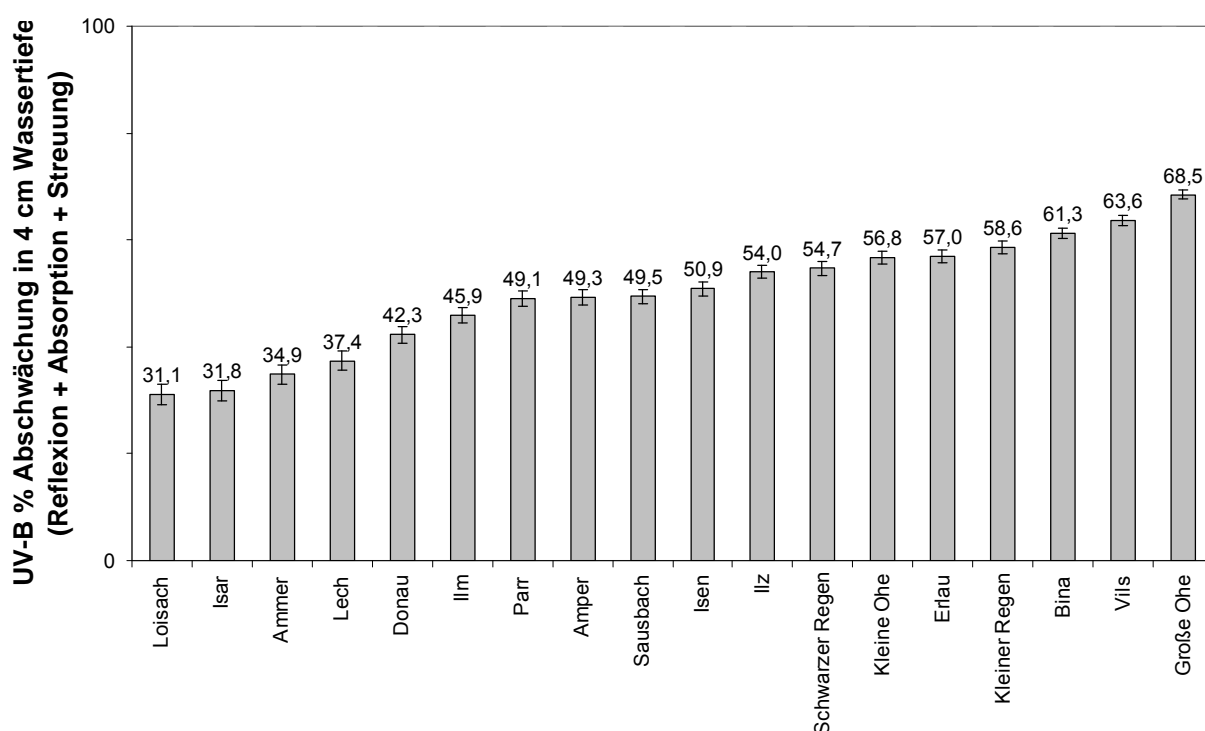


Abbildung 34: Vergleich der UV-B-Abschwächung (Reflexion, Absorption, Streuung) in 4 cm Wassertiefe verschiedener bayerischer Fließgewässer. Mittelwert und Standardabweichung aus fünf Messungen. Gemessen in der Expositions-kammer EKS 15 der GSF-Neuherberg.

5.4.2 Schwimmverhalten

Die siebentägige Verhaltensbeobachtung larvaler Äschen zeigte sowohl zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (UV1, UV2, K1, K2) als auch zwischen den beiden Bestrahlungsphasen (UV-B an bzw. aus) teils signifikante Unterschiede hinsichtlich Schwimmtiefe und Motilität der Fische.

Während der täglichen sechsstündigen UV-B Expositionsphasen (10 bis 16 Uhr MEZ) war beim Kreuzvergleich der Versuchsgruppen eine Zunahme der mittleren Schwimmtiefe der UV-B exponierten Fische (UV1/2) von 9,6 bis 21,9 % gegenüber den beiden Kontrollgruppen (K1/2) zu beobachten (Abbildung 35A und Abbildung 36A). Gleichzeitig nahm die Schwimmgeschwindigkeit der UV-B bestrahlten Fische gegenüber den Kontrollfischen um 1,6 bis 14,1 % ab (Abbildung 35B und Abbildung 36D). Innerhalb der beiden Kontrollgruppen war eine signifikante Abweichung der mittleren Schwimmtiefe von 3,8 % und zwischen den beiden UV-B-Testgruppen eine signifikante Motilitätsdifferenz von 4,6 % festzustellen.

Außerhalb der UV-B-Bestrahlungszeit (7 bis 10 und 16 bis 20 Uhr MEZ) unterschieden sich mit Ausnahme der beiden Kontrollgruppen alle Versuchsgruppen signifikant in ihrer mittleren Schwimmtiefe (7,4 bis 15,9 % in beide Richtungen) (Abbildung 36B). Beide UV-B-Testgruppen und Kontrollgruppe 2 zeigten gegenüber der Kontrollgruppe 1 eine um 4,3 (K1) bis 5,5 % (UV2) signifikant verminderte Motilität (Abbildung 36E).

Beim Vergleich des Schwimmverhaltens während und außerhalb der UV-B-Bestrahlungsphase war für beide UV-B-Testgruppen und Kontrollgruppe 1 während der UV-B-Bestrahlung eine signifikant höhere Schwimmtiefe (11,9 bis 22,8 %) festzustellen (Abbildung 36C). Für die UV-Testgruppe 2 war während der UV-B-Bestrahlungsphasen eine um 6,4 % verminderte Motilität zu beobachten (Abbildung 36F). Bei Testgruppe K1 war sowohl während als auch außerhalb der UV-B-Bestrahlungsphasen eine sehr geringe negative Korrelation zwischen Schwimmtiefe und Motilität festzustellen ($r = -0,10$ bzw. $-0,09$). Für die Testgruppe K2 bestand zu keiner Zeit ein Zusammenhang zwischen beiden Verhaltensparametern ($r = -0,01$ bzw. $0,04$). Für die Testgruppe UV1 bestand während der UV-B-Bestrahlungsphasen kein ($r = -0,01$) und außerhalb der Bestrahlungsphasen ein geringer positiver Zusammenhang ($r = 0,33$). Bei Testgruppe UV2 war während der UV-B-Bestrahlungsphasen ein sehr geringer positiver ($r = 0,11$), außerhalb der UV-B-Einwirkung ein sehr geringer negativer ($r = -0,08$) Zusammenhang zu beobachten.

Zusätzlich zu den Verhaltensänderungen war eine gegenüber der Mortalität der Kontrollgruppen (7 %) deutlich erhöhte Sterblichkeit der UV-B-Testgruppen (32 %) nach dem siebentägigem Versuchszeitraum festzustellen.

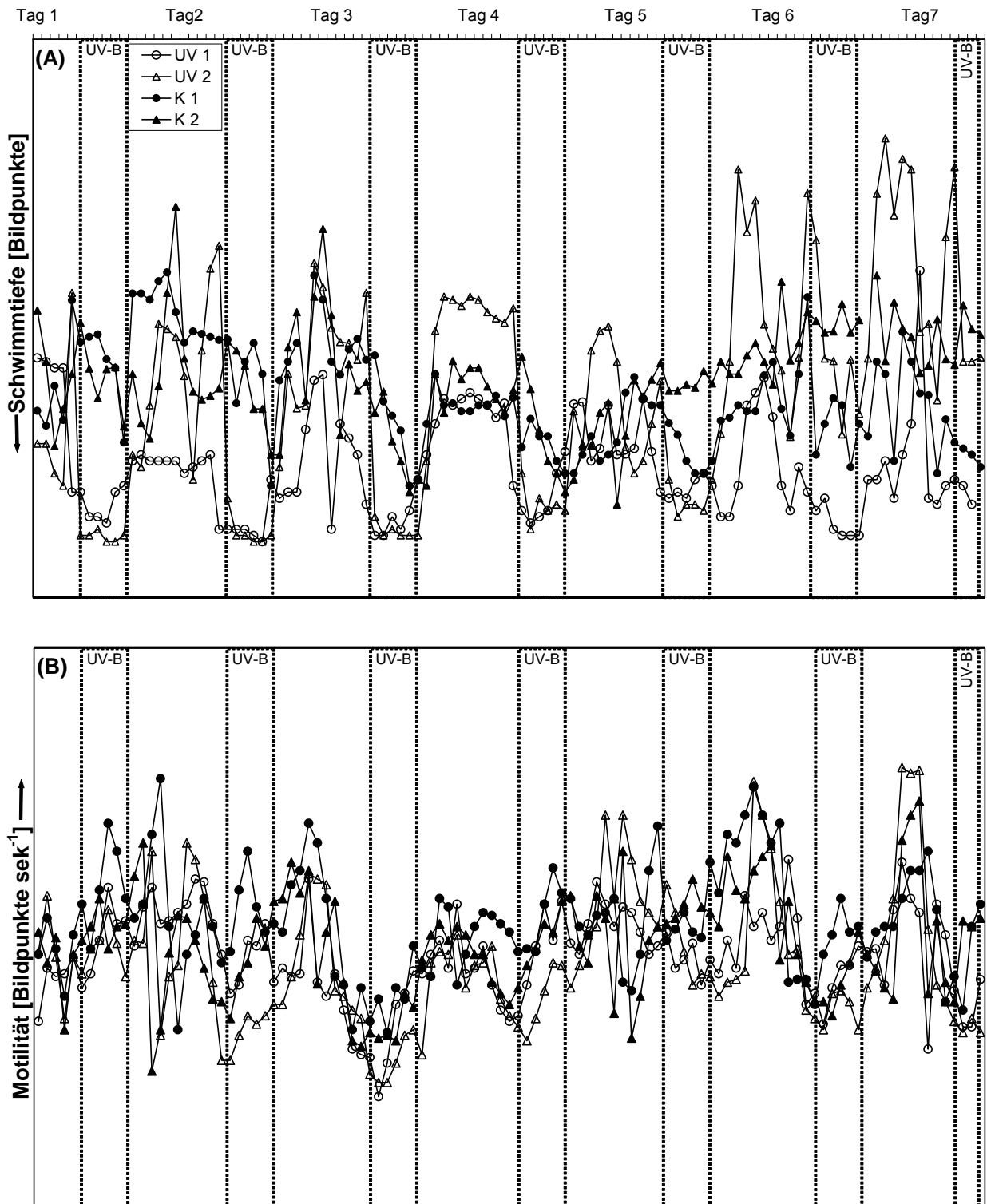


Abbildung 35: Mittlere Schwimmtiefe (A) und Motilität (B) UV-B exponierter (UV1/2) und UV-B abgeschirmter Äschenlarven (K1/2).

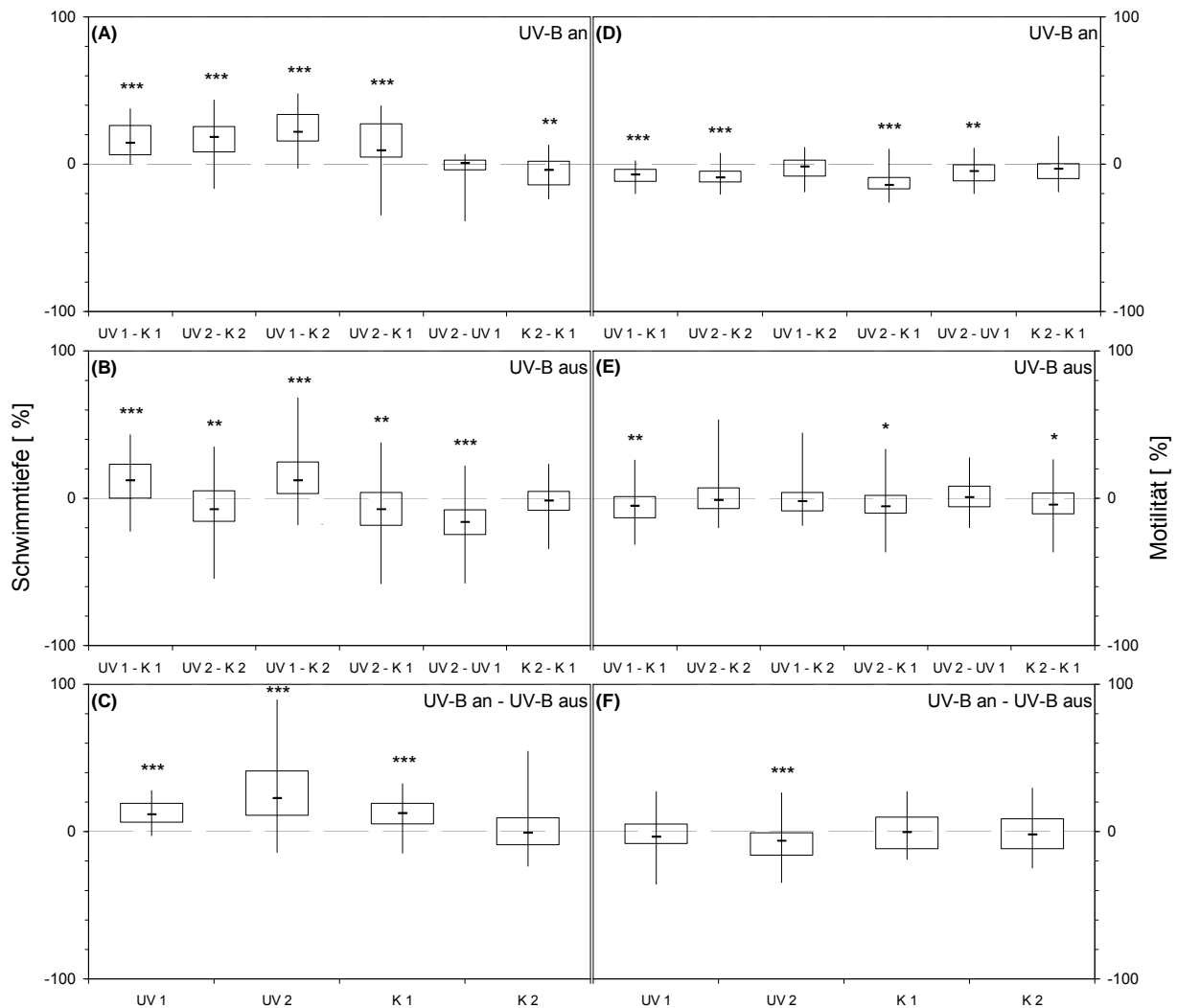


Abbildung 36: Vergleich von Schwimmtiefe (A-C) und Motilität (D-F) UV-B exponierter (UV1/2) und UV-B abgeschirmter Äschenlarven (K1/2) während und außerhalb der UV-B Bestrahlung-phase (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; U-Test nach MANN UND WHITNEY).

5.4.3 Fischwachstum

Die mit larvalen Äschen ($L_0 = 15,7$ bis $19,1$ mm) jeweils in den Monaten April bis Juni der Jahre 2000 bis 2003 durchgeführten Freilandversuche (Äsche 2.1, 2.2, 3.1, 3.2, 4.1, 5) zeigten nach einer Expositionsdauer von 13 bis 23 Tagen wiederholt einen signifikanten, das Fischwachstum hemmenden Effekt der UV-B-Strahlung. Die mittleren Fischlängen unterschieden sich bei Versuchsende um 1 bis 4 mm (Abbildung 37), was 5 bis 19 % der Fischlänge der Kontrollfische entspricht. Auch die zwischen Mai und Juli 2001 der natürlichen UV-B-Strahlung ausgesetzten larvalen Nasen (Nase 2; $L_0 = 12,1$ mm) wiesen nach 42 Tagen Expositionsdauer im Vergleich zu den UV-B-abgeschirmten Kontrollfischen eine signifikant geringere Körperlänge (1 mm bzw. 6 %) auf. Demgegenüber war im Jahr zuvor nach 29 Tagen Exposition vergleichbarer Entwick-

lungsstadien (Nase 1; $L_0 = 11,7$ mm) kein signifikanter Längenunterschied beider Versuchsgruppen festzustellen. Nach 33 tägiger Exposition juveniler Äschen ($L_0 = 29,2$ mm) im Mai/Juni 1999 war eine signifikant größere Körperlänge der UV-B-ausgesetzten Fische zu verzeichnen. Bei den übrigen Versuchen mit juvenilen Äschen, Bachforellen, Barben, Haseln und Regenbogenforellen konnte kein signifikanter Einfluss der UV-B-Strahlung auf das Fischwachstum festgestellt werden (Details zu L_0 und Expositionszeitraum in Kapitel 4.5.2).

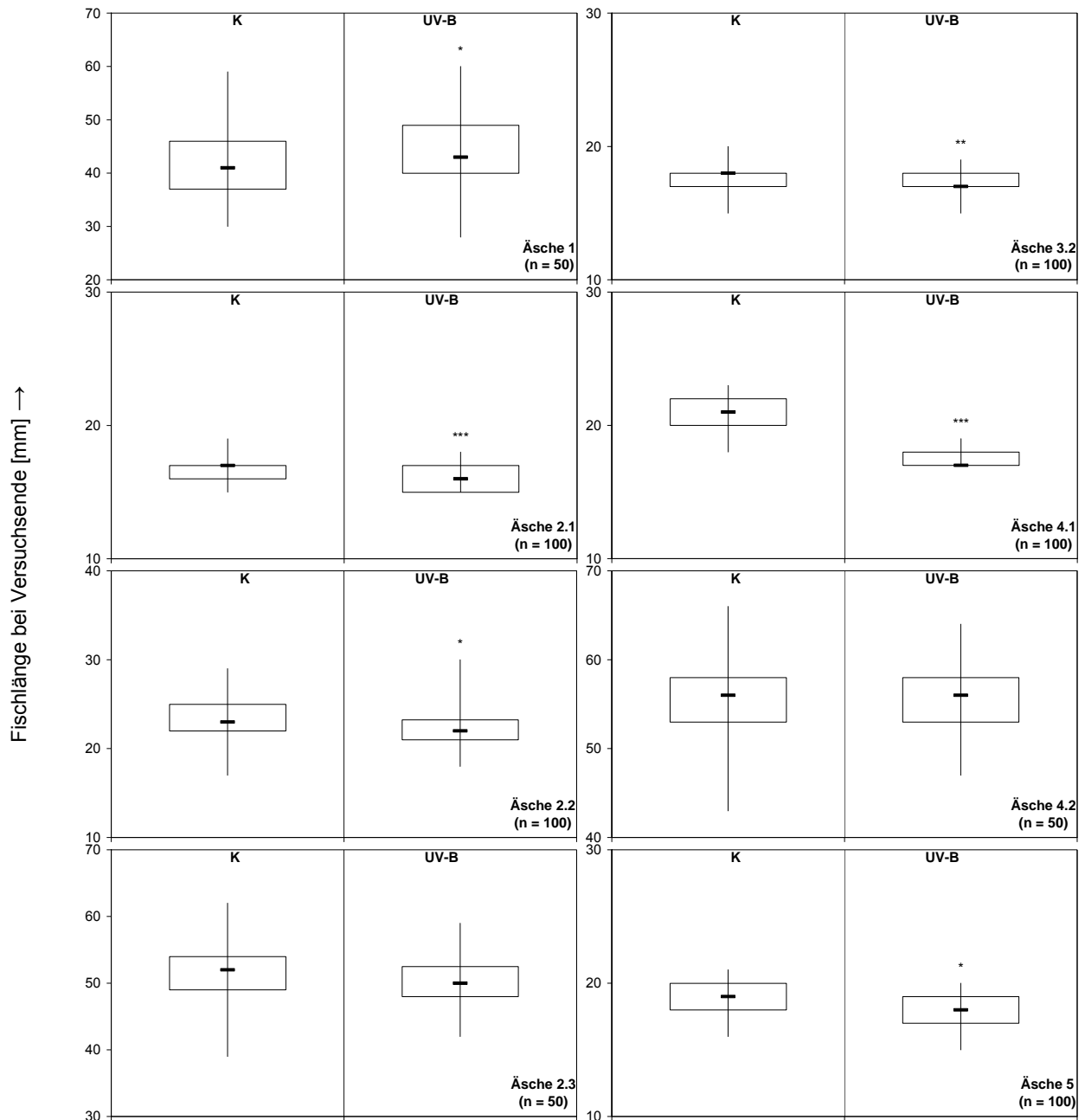
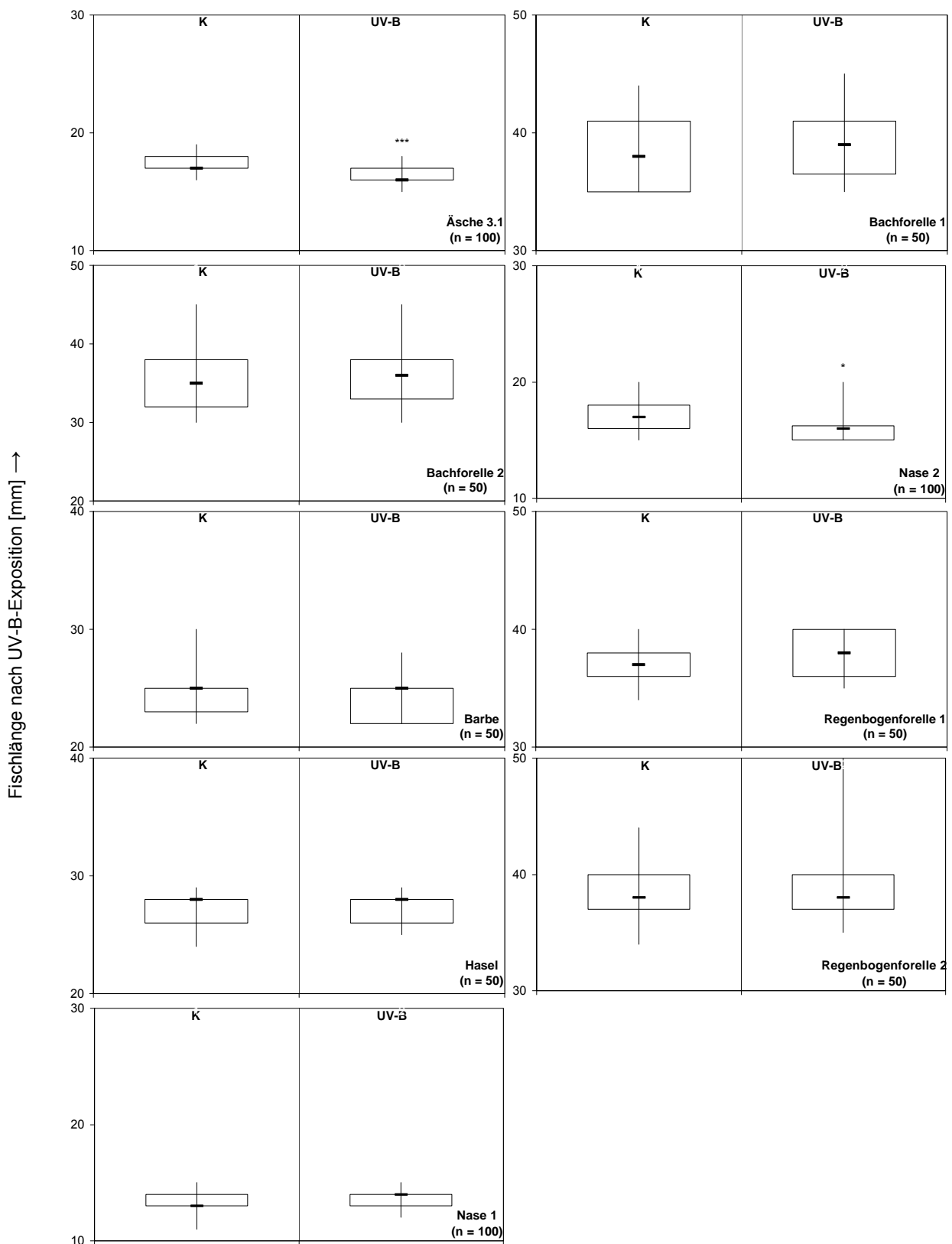


Abbildung 37: Länge (Boxplot-Diagramme) der Fische nach UV-B-Freilandexposition (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$; U-Test nach MANN UND WHITNEY).



Fortsetzung von Abbildung 37.

Für die Expositionsversuche im Sonnensimulator war aufgrund der nur zweimaligen täglichen Fütterung und der überwiegend kurzen Expositionszeiträume (Kapitel 4.5.3) kein Wachstumsvergleich der verschiedenen Versuchsgruppen möglich.

5.4.4 Fischhaut

Im Freilandversuch konnten im Frühjahr 2002 bei juvenilen Bach- und Regenbogenforellen bereits nach fünf Tagen Exposition makroskopisch Auswirkungen der UVB-Strahlung in Form eines deutlich abgrenzbaren schwarzen Flecks dorsocranial der Rückenflosse diagnostiziert werden (Abbildung 38). Am Ende der zwanzigtägigen Versuchszeit (mittlerer UVI von 2,8 bei den Bachforellen und 4,0 bei den Regenbogenforellen) zeigten 44 % der überlebenden Bachforellen und 12 % der überlebenden Regenbogenforellen aus den UV-B exponierten Gruppen ein derartiges Schadbild, während alle Fische der UV-B abgeschirmten Kontrollgruppen diesbezüglich unauffällig blieben. An juvenilen Lachsen konnte nach sechstägiger künstlicher UV-B Bestrahlung ($1,34 \text{ W m}^{-2}$ bzw. $28,9 \text{ kJ m}^{-2}$ Tagesdosis) derselbe klinische Befund festgestellt werden.

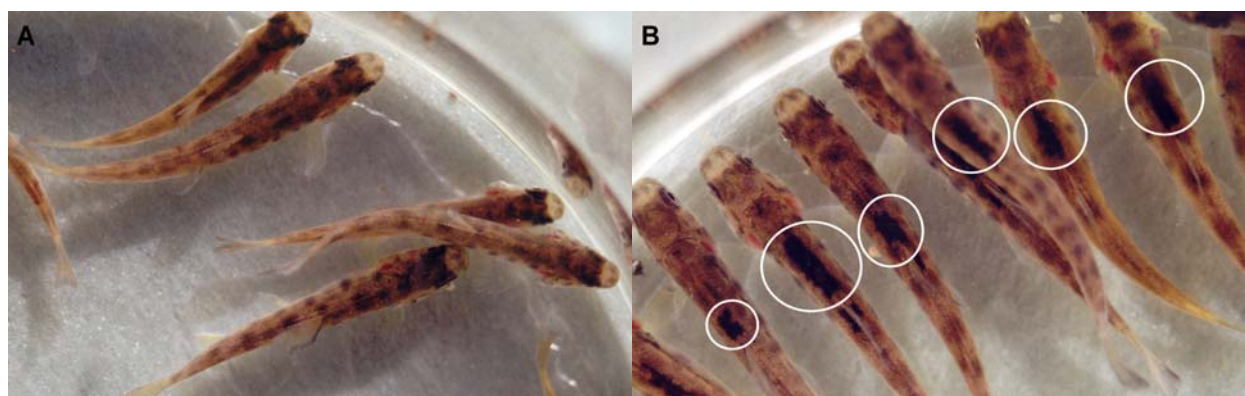


Abbildung 38: Kontroll Bachforellen (A) und der UV-B Strahlung ausgesetzte Bachforellen (B) mit makroskopischen Hautveränderungen (Kreise) aus dem Freilandversuch.

Für alle histopathologisch untersuchten Fischarten konnte nach vorausgegangener natürlicher bzw. künstlicher UV-B-Exposition eine abnehmende Anzahl dorsaler Becherzellen bei gleichzeitiger Proliferation der Epidermis festgestellt werden. Zusätzlich war eine desorganisierte Struktur der Epidermiszellen zu verzeichnen. Mit Ausnahme der larvalen Äschen und der Hasel war ebenfalls eine Abnahme der Becherzellgröße bei den UV-B exponierten Fischen festzustellen (Abbildung 39 und Tabelle 20).

Bezogen auf die Kontrollfische betrug die Abnahme der Becherzellzahl nach sechs (Atlant. Lachs, Rutte) bzw. vierzehn Tagen künstlicher UV-B-Bestrahlung ($1,34 \text{ W m}^{-2}$; $28,9 \text{ kJ m}^{-2}$ Tagesdosis) zwischen 29 und 95 % bei folgender Reihung der Fischarten: Äsche larval → Atlant. Lachs → Nase → Äsche juvenil → Hasel → Rutte → Barbe. Im Freilandversuch war eine Abnahme von 39 % bei den UV-B exponierten Bachforellen und von 18 % bei den Regenbogenforellen zu beobachten. Für Äschen, Bachforellen und Regenbogenforellen waren die verringerten Becherzellzahlen nicht statistisch abzusichern.

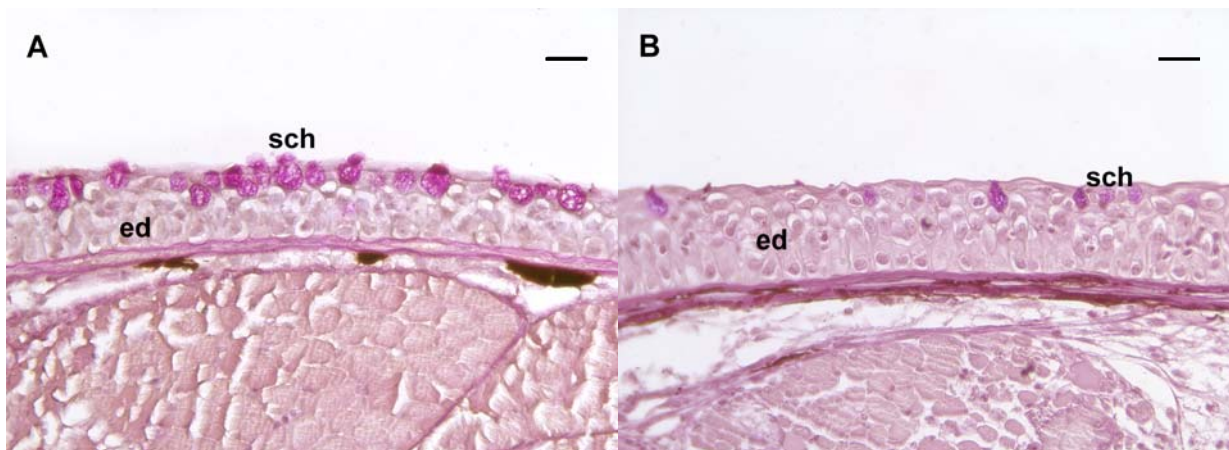


Abbildung 39: Haut eines Kontroll- (A) und UV-B bestrahlten Lachses (B) nach sechstägiger UV-B Exposition im Sonnensimulator ($1,34 \text{ W m}^{-2}$; $28,9 \text{ kJ m}^{-2}$ Tagesdosis). Epidermis (ed), Schleimzelle (sch), PAS-Färbung, Balken = $20 \mu\text{m}$.

Die Becherzellgröße nahm bei den künstlich bestrahlten Fischen um 15 bis 50 % in der Reihenfolge Äsche juvenil → Barbe → Nase → Rutte → Atlant. Lachs ab, wobei die verminderte Becherzellgröße nur bei den Atlant. Lachsen signifikant war. Bei den larvalen Äschen und den Haseln war tendenziell eine Zunahme der Becherzellgröße von 9 bzw. 1 % zu beobachten. Bei den der natürlichen UV-B-Strahlung ausgesetzten Bachforellen und Regenbogenforellen war jeweils eine signifikante Abnahme der Becherzellgröße um 50 % zu registrieren.

Die Zunahme der Epidermisdicke betrug nach künstlicher UV-B-Bestrahlung 15 bis 94 % in der Reihenfolge Barbe → Atlant. Lachs → Hasel → Äsche juvenil → Rutte → Äsche larval → Nase und war mit Ausnahme der Barben statistisch abzusichern. Bei den Bachforellen und Regenbogenforellen resultierte die natürliche UV-B-Exposition in einer signifikanten Verdickung der Epidermis um 54 respektive 51 %.

Die den Versuchen zugrunde liegenden unterschiedlichen UV-B-Strahlungsbedingungen (Freiland bzw. Sonnensimulator), sowie die artspezifischen Mortalitäten (Kapitel 5.4.5) erfordern eine differenzierte Betrachtung hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen den beobachteten Auswirkungen der UV-B-Strahlung auf die Becherzellzahl, -größe und Epidermisdicke. Bei gesamtheitlicher Betrachtung der im Freiland und im Sonnensimulator gewonnenen Ergebnisse bestand eine geringe negative Korrelation zwischen der Abnahme der Becherzellzahl und der abnehmenden Becherzellgröße ($r = -0,36$) bzw. der zunehmenden Epidermisdicke ($r = -0,42$). Hinsichtlich Becherzellgröße und Epidermisdicke war kein Zusammenhang festzustellen ($r = -0,01$). Bezogen auf die Versuche im Sonnensimulator, war die Abnahme der Becherzellzahl geringfügig negativ mit der zunehmenden Epidermisdicke korreliert ($r = -0,48$). Die abnehmende Becherzellgröße war sehr geringfügig negativ mit der zunehmenden Epidermisdicke korreliert ($r = -0,09$). Hinsichtlich Becherzellzahl und -größe bestand kein Zusammenhang ($r = 0,05$). Ohne

Berücksichtigung der Atlant. Lachse und larvalen Äschen, die einen im Vergleich zu den anderen Versuchsgruppen steil ansteigenden Mortalitätsverlauf während der ersten beiden Expositionswochen zeigten, waren folgende Zusammenhänge festzustellen: Die abnehmende Becherzellzahl zeigte eine hohe negative Korrelation zur zunehmenden Epidermisdicke ($r = -0,74$) und eine sehr geringe negative Korrelation zur abnehmenden Becherzellgröße ($r = -0,16$). Die abnehmende Becherzellgröße war gering positiv mit der zunehmenden Epidermisdicke korreliert ($r = 0,41$).

Nähere Angaben zur Abhängigkeit der beobachteten Hautalterationen von der Fischlänge und dem Zusammenhang zu Fischmortalität sind Kapitel 5.4.6 zu entnehmen.

Table 20: Anzahl (pro mm Hautschnitt) und Durchmesser der dorsalen Becherzellen und Epidermisdicke für Fische nach Freilandexposition (Bachforellen und Regenbogenforellen) bzw. nach 6 (Atlant. Lachs, Rutte) oder 14 Tagen (alle übrigen) Exposition im Sonnensimulator ($1,34 \text{ Wm}^{-2}$; $28,9 \text{ kJ m}^{-2}$ Tagesdosis). Angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung für 10 Fische (3 Fische bei der Rutte) (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$; U-Test nach MANN UND WHITNEY).

	Becherzellen [N] / mm Hautschnitt		
	UV-B	Kontrolle	UV-B – Kontrolle [%]
Äsche larv.	3,8 (±3,5)	5,4 (±4,4)	-29
Äsche juv.	5,0 (±2,6)	12,2 (±7,8)	-59
Atlant. Lachs	21,1 (±8,8)	37,2 (±10,1)	-43***
Bachforelle	23,1 (±18,2)	34,9 (±16,9)	-39
Barbe	1,3 (±2,1)	23,5 (±7,8)	-95***
Hasel	1,5 (±1,4)	8,7 (±3,6)	-83***
Nase	1,2 (±1,5)	2,5 (±1,4)	-52***
Regenbogenforelle	29,1 (±7,4)	30,9 (±7,2)	-18
Rutte	5,7 (±6,2)	53,4 (±9,9)	-89***
	Ø Becherzellen [µm]		
	UV-B	Kontrolle	UV-B – Kontrolle [%]
Äsche larv.	7,6 (±2,5)	7,0 (±2,0)	9
Äsche juv.	11,0 (±2,8)	13,0 (±3,0)	-15
Atlant. Lachs	10,0 (±1,8)	18,9 (±2,9)	-47***
Bachforelle	8,4 (±8,3)	16,8 (±4,8)	-50***
Barbe	6,5 (±2,7)	8,0 (±1,4)	-19
Hasel	10,0 (±2,0)	9,7 (±2,0)	1
Nase	5,8 (±2,1)	7,7 (±2,0)	-25
Regenbogenforelle	9,5 (±1,6)	18,8 (±3,7)	-50***
Rutte	10,3 (±5,8)	13,9 (±4,9)	-26
	Epidermisdicke [µm]		
	UV-B	Kontrolle	UV-B – Kontrolle [%]
Äsche larv.	25,9 (±2,7)	9,8 (±2,6)	62***
Äsche juv.	24,0 (±3,0)	13,9 (±5,4)	42***
Atlant. Lachs	51,3 (±11,0)	33,4 (±7,8)	35***
Bachforelle	50,7 (±11,8)	23,6 (±7,0)	54***
Barbe	14,3 (±3,3)	12,4 (±2,4)	15
Hasel	24,6 (±3,1)	17,7 (±4,0)	39***
Nase	21,1 (±5,7)	10,9 (±2,3)	94***
Regenbogenforelle	78,4 (±22,0)	38,5 (±9,8)	51***
Rutte	96,0 (±11,1)	62,7 (±5,2)	53**

5.4.5 Fischmortalität

Für Äschen, Bachforellen und Nasen konnten nach natürlicher UV-B-Exposition (13 bis 54 Expositionstage, mittlerer UVI zwischen 2,8 und 8, Kapitel 5.4.1) gegenüber den Kontrollfischen um 6 bis 44 % gesteigerte Mortalitätswerte festgestellt werden (Abbildung 40). Die Versuche mit Barben, Haseln und Regenbogenforellen (20 bis 63 Expositionstage, mittlerer UVI zwischen 2,8 und 7 Kapitel, 5.4.1) zeigten keine erhöhte Sterblichkeit der UV-B exponierten Fische. Bei jeweils einer Versuchsdurchführung mit juvenilen Äschen (56 Expositionstage, mittlerer UVI von 5) und Regenbogenforellen (20 Expositionstage, mittlerer UVI von 4) war eine tendenziell verminderte Mortalität der UV-B exponierten Fische festzustellen. Nähere Angaben zur Abhängigkeit der Mortalität von der Fischgröße und der Strahlenbelastung im Freiland sind Kapitel 5.4.6 zu entnehmen.

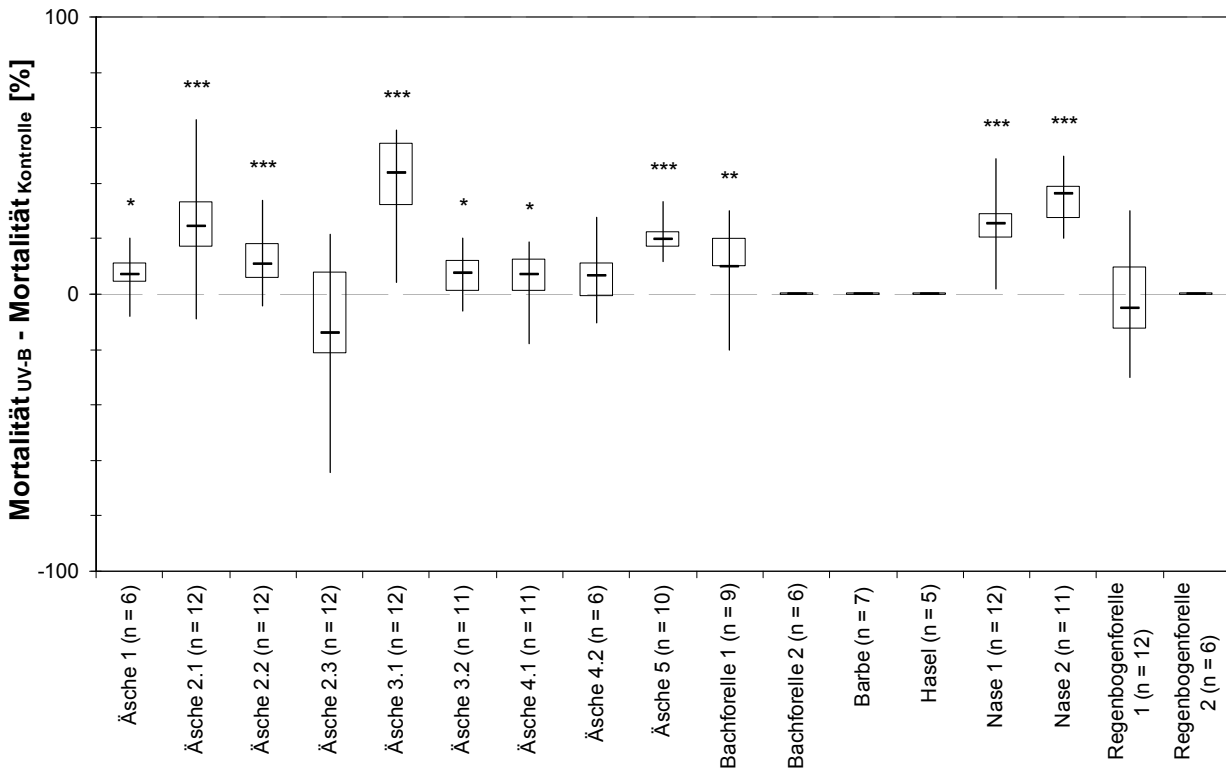


Abbildung 40: Mortalitätsdifferenz von UV-B exponierten Fischen zu Kontrollfischen in der Freilandexposition (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$; U-Test nach Mann und Whitney).

Für alle im Sonnensimulator untersuchten Fischarten zeigte sich mit zunehmender Expositionsdauer ein mortalitätssteigernder Effekt der UV-B Strahlung (Abbildung 41). Am Beispiel der Äsche ließ sich eine abnehmende Sensibilität gegenüber der UV-B Strahlung vom schwach pigmentierten, schuppenlosen Larvalstadium (larv.) zum weiterentwickelten, voll pigmentierten und beschuppten Juvenilstadium (juv.) erkennen. Anhand des steilen Anstiegs der Mortalitäts-

kurven von Äsche (Fam. *Thymallidae*) und Lachs (Fam. *Salmonidae*), während der ersten Expositionswoche ließ sich eine höhere UV-B Empfindlichkeit beider Arten im Vergleich zur Rutte (Fam. *Gadidae*) und allen anderen untersuchten Arten (Fam. *Cyprinidae*) feststellen. Die UV-B exponierten Barben, Nasen und Ruten zeigten während der ersten Versuchstage im Vergleich zu den Kontrollfischen eine geringfügig verminderte Mortalität. Während bei den UV-B exponierten Barben die Mortalitätsdifferenz zur Kontrollgruppe ab der zweiten Expositionswoche weitgehend konstant blieb (7 – 8,7 %), war für die Nasen nach dreieinhalb Expositionswochen ein sprunghafter Mortalitätsanstieg der UV-B exponierten Fische zu verzeichnen, der nach 35 Expositionstagen in einer um 74 % erhöhten Mortalität der UV-B exponierten Fische gegenüber den Kontrollfischen resultierte.

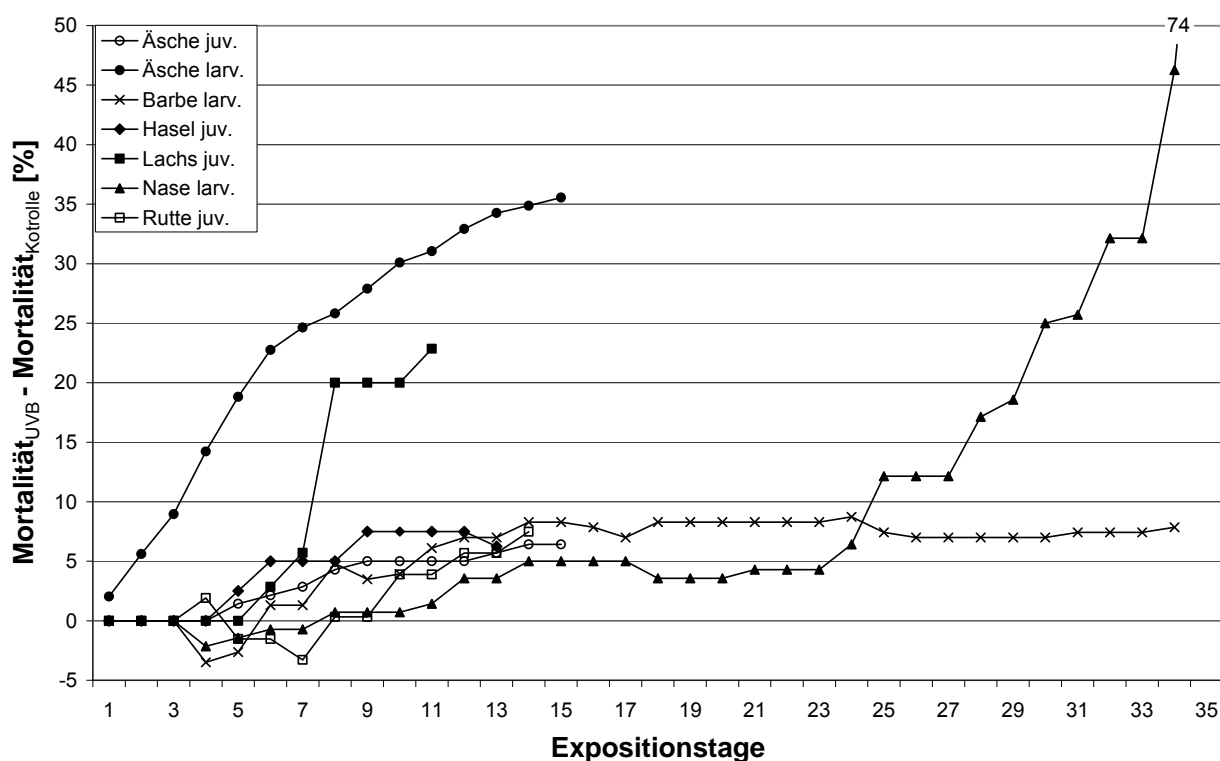


Abbildung 41: Differenz der kumulativen Mortalitäten von UV-B exponierten Fischen und Kontrollfischen im Sonnensimulator (Entwicklungsstadium bei Expositionsbeginn: larv. = larval, juv = juvenil).

5.4.6 Zusammenhang zwischen UV-B-Strahlenbelastung, UV-B-Schadwirkung, Fischart und-entwicklungsstadium

In den Freilandversuchen wurden folgende Zusammenhänge zwischen Fischlänge bei Expositionsbeginn, Expositionsdauer, UV-B-Strahlenbelastung (mittlerer UV-Index während des Expositionszeitraumes), Fischmortalität, und Fischwachstum ersichtlich:

Mit zunehmender anfänglicher Fischlänge nahm die Mortalität ab ($r = -0,62$), während sie mit steigendem UV-Index und längerer Expositionszeit zunahm ($r = 0,24$ bzw. $0,49$) (Abbildung 42). Diese Zusammenhänge wurden jedoch durch die artspezifische unterschiedliche UV-B-Toleranz (Kapitel 5.4.5, Abbildung 41) überlagert, was besonders an den Ergebnissen für Hasel und Barbe deutlich wurde (Abbildung 42). Die gesteigerte Mortalität war in den meisten Fällen mit einem verminderten Fischwachstum verbunden ($r = 0,32$).

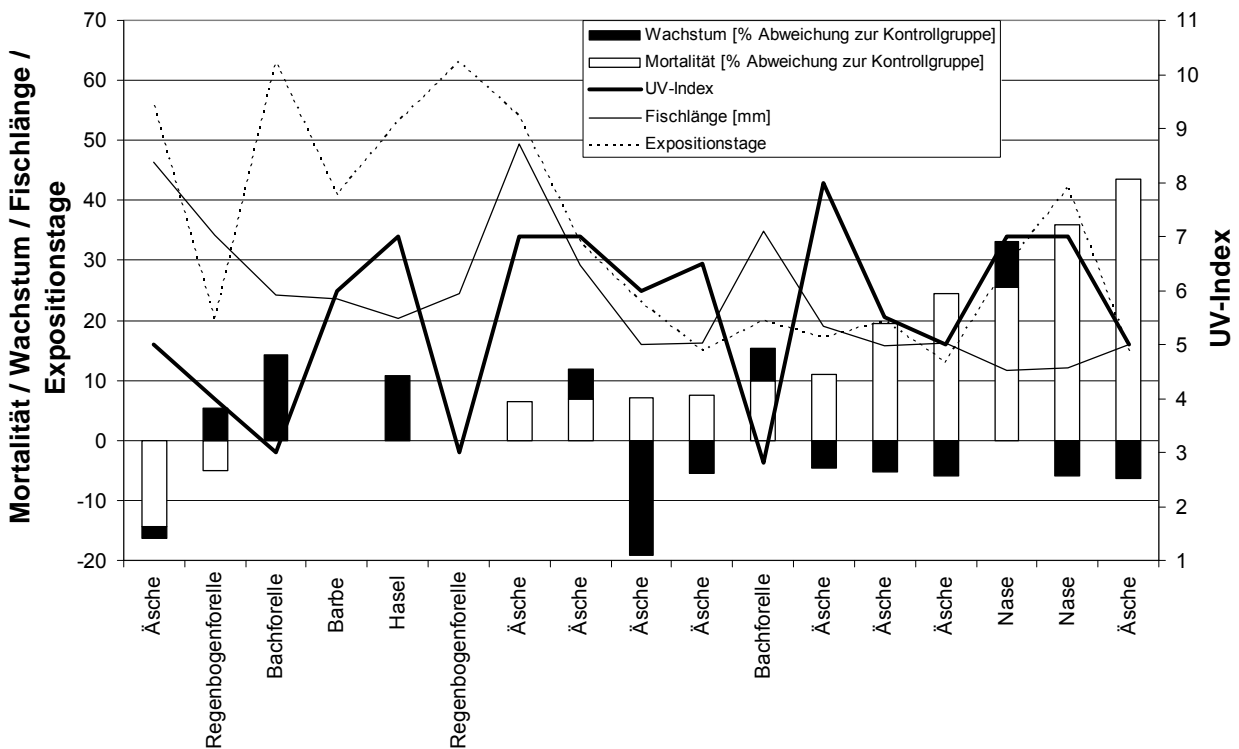


Abbildung 42: Zusammenhang zwischen Fischlänge bei Expositionsbeginn, Expositionsdauer, UV-Index (Median für Expositionszeitraum), Fischmortalität und Fischwachstum.

Wie bereits in Kapitel 5.4.5 beschrieben, belegten die Versuche im Sonnensimulator ebenfalls eine positive Beziehung zwischen Expositionsdauer und Mortalität. Hinsichtlich anfänglicher Fischlänge und Mortalität war für die Äsche wiederum eine negative Beziehung gegeben. Bezogen auf alle untersuchten Fischarten wurde diese Abhängigkeit wiederum durch die artspezifische unterschiedliche UV-B-Toleranz überlagert ($r = -0,05$).

Hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen Hautalterationen, anfänglicher Fischlänge und Fischmortalität können für die Freilanduntersuchungen keine Aussagen gemacht werden, da identische Entwicklungsstadien (34,3 bzw. 34,8 mm) von lediglich zwei Arten (Bachforelle und Regenbogenforelle) histopathologisch untersucht wurden. Bezogen auf die Versuche im Sonnensimulator, wurden die Zusammenhänge wiederum weitgehend durch die artspezifischen Mortalitäten überlagert. Daher werden die Zusammenhänge nachfolgend analog zu Kapitel 5.4.4 sowohl unter als auch ohne Berücksichtigung der besonders UV-B-sensiblen Atlant.

Lachse und larvalen Äschen dargestellt: Die Abnahme der Becherzellzahl und –größe war in jedem Fall positiv mit der Fischlänge korreliert ($r = 0,20$ bis $0,44$). Bei Betrachtung aller untersuchten Fischarten bestand ein negativer Zusammenhang zwischen Fischmortalität und der Abnahme der Becherzellzahl und –größe ($r = -0,73$ bzw. $-0,21$). Das Ausmaß der Epidermisproliferation war unabhängig vom Grad der Fischmortalität ($r = 0,02$), stand jedoch in negativem Zusammenhang mit der Fischlänge ($r = -0,13$). Ohne Berücksichtigung der Atlant. Lachse und larvalen Äschen war der Mortalitätsanstieg gleichzeitig mit einer Abnahme der Becherzellzahl ($r = 0,88$) und in sehr geringem Umfang auch der Becherzellgröße ($r = 0,08$) verbunden. Der Grad der Epidermisproliferation war unabhängig von der Fischlänge ($r = 0,00$) und nahm mit steigender Mortalitätsrate ab ($r = -0,83$).

5.5 Zusammenfassende Gesamtdarstellung der Ergebnisse

Tabelle 21 stellt die wesentlichen Einzelergebnisse für die jeweils untersuchten Fischarten bzw. Entwicklungsstadien und abiotischen Faktoren gegenüber.

Um eine übersichtliche Darstellung zu ermöglichen, wurde auf eine Differenzierung hinsichtlich Signifikanzniveau und Individuallänge der Versuchsfische in den Einzelversuchen verzichtet.

Tabelle 21: Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse zur Auswirkung von Wassertemperatur, pH-Wert, O₂-Gesamtgasübersättigung und UV-B-Strahlung auf die Brut der untersuchten Fischarten.

Art	L [mm]	A b i o t i s c h e r					F a k t o r					U V - B								
		°C			pH		O ₂ -Gesamtgasübers.					UV-B								
		Untere Meidung	Präferenz	Obere Meidung	Motilität	Bewegungsinkonst.	Individualabstand	Grenzflächenaffinität	Meidung	Motilität	Bewegungsinkonst.	Individualabstand	Grenzflächenaffinität	Meidung	Schwimmtiefe	Motilität	Wachstum	Becherzellzahl/-größe*	Epidermisdicke	Mortalität
Aitel	22,0 (±1,4)	22,5 ^a /18,5 ^f	26,5 ^a /28,5 ^f	30,5 ^{af}	-	-	↓	?	-	↑	0	↓	0	0	- ^k	- ^k	0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^{n/k}
Äsche	<20	14,5 ^{af}	18,5 ^{af}	22,5 ^{af}	-	-	↓	?	-	↑	0	↓	0	0	- ^k	- ^k	0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^{n/k}
	25 - 30																0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^{n/k}
	50,0	14,5 ^{af}	18,5 ^a /22,5 ^f	22,5 ^a /24,5 ^f													0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^{n/k}
	98,7 (±9,8)	18,5 ^a /14,5 ^f	20,5 ^a /18,5 ^f	24,5 ^a /20,5 ^f													0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^{n/k}
Atlant. Lachs	26 - 38	?	?	?	0	0	↓	-	0								0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^k
Bachforelle	24 - 35	10,5 ^{af}	16,5 ^a /14,5 ^f	20,5 ^a /22,5 ^f	-	-	↓	-	↑	+	+	↑	0	↓			0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^k
Bachsaibling	21 - 50	<9,0 ^a /11,0 ^f	11,0 ^a /13,0 ^f	14,0 ^a /15,0 ^f	-	-	+	?	+	↑	0	↓	0	↓			0 ⁿ	↓ ^k	+ ^k	+ ^k
Barbe	25 - 28	28,5 ^a /24,5 ^f	30,5 ^a /28,5 ^f	32,5 ^{af}	0	0	-	-	+	↓	0	↓	-				0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
	50,0 (±3,7)	28,5 ^{af}	30,5 ^{af}	34,5 ^a /32,5 ^f													0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Dreist. Stichling	41,1 (±3,1)	14,5 ^a	?	22,5 ^a													0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Elritze	25,4 (±1,2)	<16,0 ^{af}	22,5 ^{af}	26,5 ^{af}													0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Frauennerfling	24,8 (±0,6)				-	↓	-		↓								0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Hasel	22,8 (±1,2)																0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Huchen	25,6 (±3,2)				↓	↓	↑	+	↓								0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Karpfen	48,0 (±4,1)	22,5 ^a /24,5 ^f	26,5 ^a /28,5 ^f	32,5 ^a /30,5 ^f													0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Moderlieschen	26,3 (±1,1)	22,5 ^a /20,5 ^f	26,5 ^{af}	30,5 ^a /32,5 ^f													0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^k
Nase	12,2 (±1,1)	22,5 ^a /24,5 ^f	28,5 ^{af}	30,5 ^{af}					0	-	-	-	-	-			0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^{n/k}
Nerfling	22,0 (±1,2)	20,5 ^a	28,5 ^a	32,5 ^a													0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^{n/k}
Perlfisch	20,0 (±0,8)	23,5	27,5 ^a /29,5 ^f	33,0													0 ⁿ	↓ ^k	↑ ^k	+ ^{n/k}
Regenbogenforelle	21 - 34	8,5 ^a /10,5 ^f	12,5 ^a /14,5 ^f	16,5 ^a /18,5 ^f	-	↓	↓	-	-	↑	0	-	+	+			0	↓ ^k	↑ ⁿ	0 ⁿ
Rutte	50,0 (±3,2)																0	↓ ^k	↑ ⁿ	0 ⁿ
Seesaibling	24,2 (±4,1)				↓	↓	↑		↓								0	↓ ^k	↑ ⁿ	0 ⁿ
Sterlet	41,0 (±11,1)	20,5 ^a	24,5 ^a	30,5 ^a													0	↓ ^k	↑ ⁿ	0 ⁿ

0 = kein Effekt; ↑/↓ = tendenzielle Zu-/Abnahme; +/- = signifikante Zu-/Abnahme; a/f = akut/bzw. final nach 2 h bzw. 17 h Adaptionszeit; n/k = hervorgerufen durch natürliche bzw. künstlicher UV-B-Bestrahlung; *beide Parameter zusammengefasst als Indikator für Becherzellaktivität.

6 Diskussion

6.1 Einfluss der Wassertemperatur auf die Fischbrut

6.1.1 Temperaturpräferenzverhalten

Ziel der Versuche war es, den Einfluss der Wassertemperatur auf die Habitatwahl der Fischbrut im Freiland zu ermitteln. Fischarten mit weiter geographischer Verbreitung zeigen unabhängig von ihrer geographischen Herkunft im Labor ein konstantes von der Akklimatisationstemperatur unabhängiges finales Präferendum (BEITINGER & FITZPATRICK 1979) und die physiologischen Mechanismen, die die kritische Maximaltemperatur definieren sind stark konservativ (BEITINGER ET AL. 2000; MYRICK & CECH 2000; RODNICK ET AL. 2004). Darüber hinaus gibt es keinen Hinweis auf Unterschiede im Temperaturpräferenzverhalten von Wildfischen und Fischen aus der Aquakultur (BAIRD & KRUEGER 2003). Diese Sachverhalte ermöglichen einen Vergleich der in der vorliegenden Arbeit ermittelten Temperaturkennwerte mit bereits vorhandenen Literaturangaben und somit auch eine Einschätzung ihrer Reproduzierbarkeit. Hierbei sind jedoch die den Versuchen zugrunde liegenden Rahmenbedingungen, vor allem das untersuchte Fischentwicklungsstadium und für die akute Präferenztemperatur auch die Akklimatisationstemperatur zu berücksichtigen.

In der Literatur wiederzufindende Diskrepanzen hinsichtlich des artspezifischen Temperaturpräferenzverhaltens von Fischen sind überwiegend auf die in den jeweiligen Versuchen verwendeten verschiedenen Fischentwicklungsstadien bzw. deren physiologischen Zustand sowie die unterschiedlichen Jahreszeiten zurückzuführen, da diese Variablen das Temperaturpräferenzverhalten gewöhnlich stärker beeinflussen als die Versuchsanordnung (MCCAULEY 1977; MCCAULEY & POND 1971). Allgemein erweisen sich Versuche zum Temperaturpräferenzverhalten daher unabhängig von der verwendeten Versuchseinrichtung als weitgehend reproduzierbar und artspezifisch (REYNOLDS & CASTERLIN 1976). Dennoch sollte sich die Wahl der zu verwendenden Versuchsanordnung nach der natürlichen Verhaltensweise der zu untersuchenden Fischart richten. Während sich pelagische Fischarten im vertikalen Temperaturgradienten am natürlichsten verhalten dürften, kommt ein horizontaler Temperaturgradient mit vergleichsweise seichtem Wasser den natürlichen Lebensraumbedingungen von Fließgewässerbewohnern am nächsten (MYRICK ET AL. 2004). In der vorliegenden Arbeit wurde ein horizontaler Temperaturgradient verwendet, da sich die untersuchten Fischarten und Entwicklungsstadien natürlicherweise in litoralen Flachwasserbereichen aufhalten.

Ein Nachteil, den ein horizontaler Temperaturgradient aufgrund seiner spezifischen Konstruktionsweise mit sich bringt, ist die Pseudorheotaxis der Versuchsfische (MCCAULEY 1977; MYRICK ET AL. 2004). Diese kann in einer Bevorzugung des Wasserzulaufbereiches durch die Fische resultieren, wodurch das Temperaturpräferenzverhalten überlagert werden könnte. Bei homogenen Wasserparametern kann häufig beobachtet werden, dass sich verschiedene Fischarten bevorzugt an den Fließkanalenden aufhalten (OGLVIE & ANDERSON 1965; PETERSON ET AL. 1989). Auch bei den vorliegenden Untersuchungen konnte unter homogenen Temperaturverhältnissen eine entsprechende Verhaltensweise beobachtet werden (Kapitel 5.1.1, Abbildung 25A). Es konnte jedoch eindeutig nachgewiesen werden, dass die Fische bei Einstellung unterschiedlicher Temperaturgradienten ihren Standort wechselten um ihre Präferenztemperatur aufzusuchen (Kapitel 5.1.1, Abbildung 25B, C und D). Somit ist sichergestellt, dass das Temperaturpräferenzverhalten der Fische in den vorliegenden Untersuchungen nicht durch eine Vorliebe für bestimmte Fließkanalabteile überlagert wurde.

Als weitere das Temperaturpräferenzverhalten möglicherweise beeinflussende Faktoren müssen Gesamtgassättigung, Lichtverhältnisse, Akklimatisationstemperatur, Adaptionzeit, Fütterungszustand, Fischalter bzw. Größe, Tages- und Jahreszeit, Geschlecht und Testgruppengröße diskutiert werden.

Aufgrund der Temperaturabhängigkeit des Lösungsvermögens der Gase im Wasser, ist die Erwärmung des Wassers im Verlauf des Gradienten mit einer Zunahme der Gesamtgassättigung von 2,5 % je °C verbunden (KELLOG & GRIFT 1983; KUHLMANN 1987). Diese natürliche physikalische Gesetzmäßigkeit tritt gleichermaßen an den Fischbrutstandorten im Freiland auf. Zudem ist die Fähigkeit der Erkennung schädlicher Gasübersättigungen bei vielen Fischarten nicht gut entwickelt (KUHLMANN 1987; WEITKAMP & KATZ 1980) und ein potenzielles Meideverhalten wird häufig von der Thermophilie der Fische vollkommen überlagert (MARCELLO & FAIRBANKS 1976 in WEITKAMP & KATZ 1980; STEINHÖRSTER 1996). Die im horizontalen Temperaturgradienten auftretende Gesamtgasübersättigung ist somit aus ökologischer Sicht nicht als Störfaktor anzusehen und muss bei der Interpretation der Ergebnisse nicht weiter berücksichtigt werden.

Entlang des horizontalen Temperaturgradienten herrschten homogene Beleuchtungsverhältnisse (Kapitel 4.2.1) und verschiedene Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Standortwahl der Fische von der Wassertemperatur mehr beeinflusst wird als von den Lichtverhältnissen (PAVLOV ET AL. 2000). Eine Beeinflussung der Versuchsergebnisse durch die Lichtverhältnisse ist daher unwahrscheinlich.

Hinsichtlich der Beeinflussung des beobachteten Temperaturpräferenzverhaltes durch die Akklimatisationstemperaturen und/oder Adaptionzeiten sind verschiedene Aspekte zu diskutieren, die teilweise in engem Zusammenhang miteinander stehen: Exemplarisch für Perlfische wurde der Einfluss zweier unterschiedlicher Akklimatisationstemperaturen (18 °C und 26 °C)

untersucht. In Übereinstimmung mit zahlreichen Literaturangaben für verschiedene eurytherme Fischarten (z.B. BEITINGER ET AL. 2000; OPUSZYNSKI ET AL. 1989) wurde dabei eine positive Beziehung zwischen Akklimatisationstemperatur und unterer sowie oberer Temperaturtoleranzgrenze ersichtlich. Entgegen zahlreicher Literaturangaben zu verschiedenen Fischarten blieb die Präferenztemperatur von der Akklimatisationstemperatur weitgehend unbeeinflusst (Anhang 8). Möglicherweise lässt sich dies auf die zugrunde liegende Angabegenauigkeit der Temperaturwerte zurückführen. Die Literaturangaben spiegeln die fischartspezifischen Temperaturkennwerte häufig mit einer Genauigkeit von 0,1 °C teilweise sogar 0,01 °C wider. Demgegenüber wurden im vorliegenden Fall die in den einzelnen Versuchswiederholungen ermittelten Präferenzwerte für Temperaturklassen von je 2 °C zusammengefasst und anschließend gemittelt (Kapitel 4.2.1). Hieraus resultiert eine maximale Angabegenauigkeit von 0,5 °C. Diese scheint vor dem Hintergrund der durch die Untersuchungen zu beantwortenden ökologischen Fragestellung als ausreichend. Selbst das finale Temperaturpräferenzum wird im Labor nicht unbedingt durchgehend von den Fischen aufgesucht, da diese häufig periodische „Ausflüge“ in wärmeres und kälteres Wasser machen (REYNOLDS & CASTERLIN 1979). Allein aufgrund der Schwimmaktivität der Fische entlang des horizontalen Temperaturgradienten würde eine Messgenauigkeit von 0,1 °C oder weniger eine nicht gerechtfertigte Genauigkeit der Ergebnisse vortäuschen. Andererseits wurde eine Unabhängigkeit beider Temperaturgrößen bereits früher bei Pazifischen Lachsen und Amerikanischen Seesaiblingen beobachtet (BRETT 1952; MCCAULEY & TAIT 1970). DEVLAMMING (1971) und ZDANOVICH (2001) beobachteten, dass die Temperaturpräferenz von Fischen mit zunehmender Aufenthaltszeit im Temperaturgradienten bzw. Akklimatisation an variable Temperaturverhältnisse niedriger und/oder weniger präzise ausfällt, als bei Fischen die an eine konstante Wassertemperatur akklimatisiert wurden. REYNOLDS (1977) vermutet, dass die hohe präzise Präferenztemperatur den Stress im Labor reflektiert und infolge von Habituation mit der Zeit abnimmt. Bei den vorliegenden Untersuchungen wurden die Versuchsfische im Gegensatz zu den an den Brutstandorten natürlicherweise auftretenden Temperaturschwankungen (SCHUBERT 1998) bei konstanter Temperatur gehalten (= akklimatisiert). Die Adaptionzeit betrug maximal siebzehn Stunden. Demzufolge kann nicht ausgeschlossen werden, dass die untersuchten Fischarten/-entwicklungsstadien bei mehrtägigem Aufenthalt im Temperaturgradienten niedrigere Wassertemperaturen bevorzugt hätten. Demzufolge liegen die ermittelten Präferenztemperaturen aufgrund der unterschiedlichen Akklimatisationsvorgänge möglicherweise oberhalb der im Freiland favorisierten Temperaturen (vergleiche z.B. CHRISTIE & REGIER 1988; FERGUSON 1958; MCCAULEY & READ 1973; STAAKS 1996). Andererseits ist zumindest für die ersten Lebenswochen zu hinterfragen, ob derartige Akklimatisationsvorgänge zum Tragen kommen. Dies trifft in besonderem Maße für die larvalen Äschen zu, die bereits nach wenigen Wochen einen Habitatwechsel in schnellfließendere Gewässerbereiche vollziehen (vergl. BARDONNET ET AL. 1991; GUTHRUF 1996; SEMPESKI & GAUDIN

1995a,b). Die gewählten Akklimatisierungstemperaturen entsprachen typischen mittleren Temperaturwerten, die in der fließenden Welle voralpiner Fließgewässer während des artspezifischen Aufenthaltszeitraumes der Fischbrut in den litoralen Flachwasserbereichen auftreten. Somit erklären die ermittelten akuten Präferenztemperaturen die Attraktivität der wärmeren Flachwasserbereiche gegenüber der fließenden Welle.

Die zur Ermittlung der finalen Präferenztemperaturen gewählte Adaptionszeit (17 h) lag unter dem von REYNOLDS & CASTERLIN (1979) empfohlenen Richtwert (24 h), jedoch konnten FISHER & ELSON (1950) während einer 25-stündigen Beobachtungszeit keine Veränderung der Temperaturpräferenz larvaler Lachse und Bachsaiblinge feststellen. Auch bei fünf der vorliegenden fünfzehn Versuchsreihen mit unterschiedlichen Adaptionszeiten (2 bzw. 17 h) blieb die Präferenztemperatur der Versuchsfische während der gesamten Beobachtungszeit (18 h) konstant. In neun Fällen trat eine Differenz von 2 °C in einem Fall von 4 °C auf (Kapitel 5.1.1, Tabelle 15). Ein Grund für die gegenüber der Empfehlung von REYNOLDS & CASTERLIN (1979) verminderte Adaptionszeit bestand in der Reduzierung der Hungerphase der Fische.

Die Fische wurden während ihrer Aufenthaltszeit im Temperaturgradienten nicht gefüttert, um eine Beeinflussung des Präferenzverhaltens durch den Fütterungsvorgang bzw. im Fließkanal verbliebene Futterreste zu vermeiden. Gleichzeitig wurde damit zwangsweise die Beeinflussung des Temperaturpräferenzverhaltens durch die mehrstündige Hungerphase in Kauf genommen, da die Präferenztemperatur der Fische bei schlechtem Ernährungszustand abnimmt (BRETT ET AL. 1969; DESPATIE ET AL. 2001; VAN DIJK ET AL. 2002; JAVAID & ANDERSON 1967a, b; MAGEE ET AL. 1999; PULGAR ET AL. 2003). Dies betrifft vor allem die Larvalstadien von Äsche und Nase, die im Vergleich zu den untersuchten älteren Entwicklungsstadien nur sehr kurze Hungerphasen tolerieren. Die Auswirkungen eines schlechten Ernährungszustandes sind im Gegensatz zum Einfluss des Fütterungsvorganges und verbliebener Futterreste interpretierbar. Ein Hungerzustand sollte gemäß von Literaturangaben in einer Abnahme der Präferenztemperatur resultieren. Des Weiteren könnte sich der zwischen unterer und oberer Meidetemperatur liegende Temperaturtoleranzbereich infolge einer verstärkten Schwimmaktivität bei der Nahrungssuche erweitern (ZDANOVICH 2006).

Eine Vielzahl von Untersuchungen haben gezeigt, dass frühe Entwicklungsstadien höhere Temperaturen bevorzugen als ältere Stadien derselben Art. Für einige Arten wiederum wurde im Vergleich zu den 0+ Stadien ein höheres finales Präferendum adulter Fische ermittelt oder es konnte keine Abhängigkeit der Präferenztemperatur von der Fischgröße festgestellt werden (z.B. LAFRANCE ET AL. 2005; REUTTER & HERDENDORF 1975; REYNOLDS ET AL. 1976b). Die mit den Barben durchgeführten Versuche deuten ebenfalls darauf hin, dass die Fischgröße bei gleichalten Entwicklungsstadien keinen Einfluss auf die Präferenztemperatur ausübt. Bei den Äschen wurde die Altersabhängigkeit der Präferenztemperatur unter Umständen durch den unterschiedlichen Ernährungszustand der Versuchsfische überlagert.

Eventuelle jahresperiodische Schwankungen der Präferenztemperatur (BARANS & TUBB 1973; REUTTER & HERDENDORF 1975; SULLIVAN & FISHER 1953b; MORTENSEN ET AL. 2007; ZAHN 1963) spielen im vorliegenden Fall bei den auf Larval- und Juvenilstadien beschränkten Untersuchungen und deren begrenzten Aufenthaltsdauer an den Brutstandorten keine Rolle. Um tagesperiodische Effekte (REYNOLDS & CASTERLIN 1979; SCHURMANN & CHRISTIANSEN 1994; STAAKS 1996; SUTTERLIN & STEVENS 1992) auszuschließen, wurden die Präferenzversuche jeweils während der Tagesstunden zwischen 7 und 18 Uhr durchgeführt.

Eine Beeinflussung des Temperaturpräferenzverhaltens durch Geschlecht bzw. Hormonlevel (BASLOW 1967; CLELEN ET AL. 2006; JOHANSEN 1985; PARVATHESWARO 1969; PODRABSKY ET AL. 2008; WALLMAN & BENNET 2006) kann mit Ausnahme der Dreistachligen Stichlinge für alle anderen untersuchten Arten ausgeschlossen werden, da die entsprechenden Versuche mit Larval- und Juvenilstadien durchgeführt wurden.

Während Schwarmfische in der Gruppe möglicherweise ein deutlicheres Temperaturpräferenzverhalten zeigen als Einzelindividuen, sollten Fische mit einem Territorialverhalten besser einzeln getestet werden (COUTANT ET AL. 1984; RICHARDS ET AL. 1977 in STAUFFER 1980). In der vorliegenden Untersuchung wurden überwiegend Gruppen mit fünf Fischen getestet. In Ausnahmefällen wurden, bedingt durch die Fischgröße bzw. die Anzahl der verfügbaren Fische, Einzelindividuen (Äschen, mittlere Körperlänge ca. 10 cm) bzw. Gruppen mit drei Fischen (Sterlets) getestet. Von den untersuchten Fischarten zeigen die Atlantischen Lachse, Bachforellen, Bachsaiblinge, Dreistachligen Stichlinge und Regenbogenforellen bekannterweise ein gewisses Territorialverhalten bzw. zeichnen sich durch ihre solitäre Lebensweise aus, während die übrigen Arten natürlicherweise in Gruppen oder sogar größeren Schwärmen anzutreffen sind.

Zusammenfassend lässt sich aus den verschiedenen Diskussionspunkten schlussfolgern, dass das bimodale Präferenzverhalten der **Atlantischen Lachse** (9,0 und 17,0 °C) und **Dreistachligen Stichlinge** (16,5 und 20,5 °C), das von LACHANCE ET AL (1987) bereits an Neunstacheligen Stichlingen beobachtet wurde, evtl. auf das Territorialverhalten der beiden Arten zurückgeführt werden kann, wodurch das eigentliche Temperaturpräferenzverhalten möglicherweise maskiert wurde. Für die **Dreistachligen Stichlinge** könnte auch eine geschlechtsspezifisch unterschiedliche Präferenztemperatur die vorliegenden Ergebnisse erklären. Alle anderen untersuchten Fischarten zeigten eine eindeutige Thermophilie, die das Temperaturpräferenzverhalten der Fische im Freiland plausibel widerspiegeln dürfte. Es ist nicht davon auszugehen, dass unrealistisch hohe Präferenztemperaturen ermittelt wurden. Zwar liegen die im Labor erhobenen Präferenztemperaturen, besonders nach vorausgegangener konstanter Akklimatisation, häufig über den im Freiland von den Fischen aufgesuchten Temperaturen, jedoch könnten die zeitweisen Hungerphasen dem entgegengewirkt haben.

Die ermittelten Präferenz- bzw. Meidetemperaturen werden durch die Ergebnisse anderer Untersuchungen bestätigt:

Die für die **Aitel** ermittelte finale Präferenztemperatur (28,5 °C) liegt an der unteren Grenze des von STAAKS (1997) für juvenile Aitel und verschiedene Cypriniden erhobenen, jedoch nicht artspezifisch differenzierten finalen Präferenztemperaturbereichs (29 bis 32 °C). Die obere Meidetemperatur (30,5 °C) liegt deutlich unter der für juvenile Aitel ermittelten Letal- bzw. Grenztemperatur (37,9 bis 38,8 °C) (HOROSEWICZ 1973).

Nach ALABASTER (1964) liegt die obere Meidetemperatur adulter **Äschen** bei 18 °C. Die obere Letal- bzw. Grenztemperatur liegt bei juvenilen Äschen (26,2 °C) (KRAIEM & PATTEE 1980) höher als bei adulten Tieren (18 bis 24,1 °C) (ALABASTER 1964; DYK 1956; ELLIOTT 1981; PERSAT & PATTEE 1981; VARLEY 1967). Die im vorliegenden Fall für larvale bzw. juvenile Fische ermittelten akuten und finalen Präferenztemperaturen (18,5 und 22,5 °C) und die oberen Meidetemperaturen (20,5 bis 24,5 °C) erscheinen damit realistisch. Die im Vergleich zu den Juvenilstadien (50 mm; 22,5 °C) niedrigere Präferenztemperatur der Larvalstadien (16 mm; 18,5 °C) ist eventuell auf den schlechteren Ernährungszustand der Larvalstadien zurückzuführen.

Die finale Präferenztemperatur der **Bachforellen** (14,5 °C) ist identisch mit den Ergebnissen von CHERRY ET AL. (1977a) (14,3 °C). Die akute Präferenztemperatur (16,5 °C) liegt jedoch deutlich über dem von den gleichen Autoren für die Akklimatisationstemperatur von 12 °C ermittelten Wert (11,7 °C). Gleiches gilt für die untere Meidetemperatur (10,5 °C vs. 6 °C) und die obere Meidetemperatur (20,5 und 22,5 °C vs. 15 °C). CHERRY ET AL. (1977a) erhielten vergleichbare Werte bei Akklimatisationstemperaturen von 15 und 18 °C. Die Unterschiede sind unter Umständen auf unterschiedlichen Fischentwicklungsstadien zurückzuführen. Die obere Letal- bzw. Grenztemperatur der untersuchten Entwicklungsstadien (25,5 °C und 27,82 °C) (SPAAS 1960; GRANDE & ANDERSON 1991) und finalen Temperaturpräferenzen adulter Bachforellen (12,2 und 13,8 °C) (REYNOLDS & CASTERLIN 1979; SPIGARELLI 1975) deuten auf eine Reproduzierbarkeit der vorliegenden Ergebnisse hin.

Die für die **Bachsaiblinge** ermittelte finale Präferenztemperatur (13 °C) liegt in der Mitte des aus Literaturangaben zu entnehmenden finalen Präferenzbereichs (8 bis 18 °C) (CHERRY ET AL. 1975, 1977a; FISHER & ELSON 1950; GRAHAM 1948; JAVAID & ANDERSON 1967a; MÜLLER 1977; SULLIVAN & FISHER 1953b). Die akute Präferenztemperatur (11 °C) wird durch den bei identischer Akklimatisationstemperatur (10,6 °C) von PETERSON ET AL. (1979) erzielten Wert (11,5 °C) bestätigt. Auch CHERRY ET AL. (1975) ermittelten einen nahezu identischen Wert (11,3 °C), jedoch bei niedrigerer vorausgehender Akklimatisationstemperatur (9 °C). Die von CHERRY ET AL. (1977a) bei 12 °C Akklimatisation beobachtete untere und obere Meidetemperatur (6 und 15 °C) belegen zusätzlich die Vergleichbarkeit der Ergebnisse (< 9 und 14 °C).

Die **Barben** zeigten im Versuch die höchsten akuten bzw. finalen Präferenztemperaturen (30,5 °C). Die niedrigere finale Präferenztemperatur (28,5 °C) der kleineren Fische könnte wiederum Folge eines schlechteren Ernährungszustandes sein. Vereinzelt wurden tote Barben im Temperaturgradienten aufgefunden. Folglich lag die Präferenztemperatur nahe an der oberen kriti-

schen Maximaltemperatur (CTMAX). Bei CTMAX verlieren die Fische infolge eines Gleichgewichtsverlustes oder Muskelkrampfes die Fähigkeit Temperaturen zu entfliehen, die letztendlich zum Tod führen (COWLES & BOGERT 1944). In Übereinstimmung hierzu liegt die CTMAX (29,7 bis 30,3 °C) (KRAIEM & PATTEE 1980) älterer juveniler Barben (6-12 cm) im Bereich der ermittelten Präferenztemperaturen. In Bezug auf die Verhältnisse im Freiland ist zu berücksichtigen, dass Fische, die den natürlichen tageszeitlich bedingten Temperaturschwankungen ausgesetzt sind, eine höhere Temperaturtoleranz besitzen (FELDMETH ET AL. 1974; OTTO 1974; SCHAFFER & RYAN 2006).

Die ermittelte Präferenztemperatur (22,5 °C) und obere Meidetemperatur (26,5 °C) der **Elritzen** stehen im Einklang mit den Angaben zum optimalen Wachstumsbereich (13 bis 25 °C) (CUI & WOOTON 1988; REICHENBACH-KLINKE 1976) und der oberen Toleranzgrenze (23 bis 31 °C) (BARRINGTON & MATTY 1954; BLESS 1992; FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN 1895; REICHENBACH-KLINKE 1976).

Die akuten (25,5 °C) und finalen (28,5 °C) Präferenztemperaturen der **Karpfen** werden durch die Ergebnisse von PITT ET AL. (1956) und BIERMANN (1992 in STAAKS 1996) bestätigt (25 bzw. 27 °C akute und 29 °C finale Präferenztemperatur). In weiteren Untersuchungen wurden für juvenile und adulte Karpfen finale Präferenztemperaturen (27,4 bis 32 °C) ermittelt, die die vorliegenden Ergebnisse als plausibel erscheinen lassen (ESCUADERO-GARCIA ET AL. 1997; NEIL 1971; NEIL & MAGNUSON 1974; PITT ET AL. 1956; REUTTER & HERDENDORF 1975; REYNOLDS & CASTERLIN 1977). Die oberen Meidetemperaturen (30,5 bis 32,5 °C) entsprechen weitgehend den Beobachtungen von NEIL (1971) und NEIL & MAGNUSON (1974) (32,3 bzw. 33,5 °C).

Die für die **Moderlieschen** ermittelte Präferenztemperatur (26,5 °C) und oberen Meidetemperaturen (30,5 bzw. 32,5 °C) liegen unterhalb der in ARNOLD & LÄNGERT (1995) zitierten oberen Toleranzgrenze (32,8 bzw. 34,8 °C).

Die von KECKEIS ET AL. (2001) und WOLNICKI & MYZSKOWSKI (1998) bei 28 °C beobachtete hohe Überlebens- (94 bzw. 98 %) und gesteigerte Wachstumsrate larvaler **Nasen** sprechen für die ermittelte Präferenztemperatur von 28,5 °C. KECKEIS ET AL. (2001) stellten bei 28 °C gleichzeitig eine Behinderung der Skelettbildung fest und geben das Temperaturoptimum der larvalen Nasen mit 22 °C. Die Angaben beziehen sich jedoch auf die künstliche Aufzucht in der Aquakultur. Sie müssen nicht im Widerspruch zur ermittelten Präferenztemperatur und ihrer Relevanz im Freiland stehen.

Die obere Meidetemperatur (32,5 °C) der **Nerflinge** liegt zwischen den von FLOREZ (1972) (23,7 bis 29,1 °C) und HOROSEWICZ (1973) (37,9 °C) ermittelten Werten. Die von LENKIEWICZ (1964) angegebene Präferenztemperatur (17 °C) erscheint für den Nerfling als typischen Bewohner der Barben- und Brachsenregion zu niedrig. Die in den vorliegenden Versuchen ermittelte akute Präferenztemperatur (28,5 °C) entspricht dem Temperaturpräferenzverhalten der Aitel bzw. Nasen und damit in etwa den natürlichen Habitatansprüchen dieser Fischart.

Die finale Präferenztemperatur (14,5 °C) der **Regenbogenforellen** liegt deutlich unterhalb den von verschiedenen Autoren für 4 bis 8 cm große Fische erhobenen Werten (17,49 bis 22 °C) (JAVAID & ANDERSON 1967a; KWAIN & MCCAULEY 1978; MCCAULEY & POND 1971). Jedoch dürften derart hohe Temperaturen in Bachforellengewässern zur Zeit des Brutaufkommens im Frühjahr natürlicherweise wenn überhaupt nur selten auftreten. Die von MANTELMANN (1958) für Dottersackbrut angegebene niedrigere finale Präferenztemperatur (16 bis 17 °C) lässt den im vorliegenden Fall ermittelten Wert als realistisch erscheinen. Dieser entspricht den in zahlreichen Untersuchungen für juvenile und adulte Fische ermittelten Werten (13 bis 15 °C) (EIFAC 1969; FERGUSON 1958; GARSIDE & TAIT 1958; HUGGINS ET AL. 1984, MCCAULEY & HUGGINS 1979; MANTELMANN 1958; SPIGARELLI & THOMMES 1979; SUTTERLIN & STEVENS 1992). Die akute Präferenztemperatur (12,5 °C) liegt über dem von SCHMEING-ENGBERDING (1953) bei gleicher Akklimatisationstemperatur (11 °C) beobachteten Wert (10,4 °C). Im Vergleich zu den bei 12 °C Akklimatisationstemperatur erhobenen Werten (14,1 bis 14,7 °C) (CHERRY ET AL. 1975, 1977a; PETERSON ET AL. 1979) erscheint der ermittelte Wert als plausibel. Die oberen Meidetemperaturen (16,5 bis 18,5 °C) stimmen mit den von CHERRY ET AL. (1975, 1977a) bei gleicher Akklimatisationstemperatur ermittelten Werten (17,1 und 18 °C) überein, während die untere Meidetemperatur (11 °C) über dem von CHERRY ET AL. (1977a) angegebenen Temperaturwert (6 °C) liegt. Die für die **Sterlets** ermittelte akute Präferenztemperatur (24,5 °C) wird durch Literaturangaben zur optimalen Wachstumstemperatur (24,0 °C) und finalen Präferenztemperatur (23,0 °C) bekräftigt und auch die beobachtete untere Meidetemperatur (20,5 °C) wird durch frühere Untersuchungen (21,1 °C) bestätigt (KONSTANTINOV ET AL. 2005; ZDANOVICH 2006).

Die weitgehenden Übereinstimmungen der Ergebnisse mit den Literaturangaben für Bachforellen, Bachsaiblinge, Karpfen, Regenbogenforellen und Sterlets weisen darauf hin, dass auch die ermittelten Werte, für die bisher keine Vergleichsdaten vorliegen, als plausibel betrachtet werden können. Somit schließen die vorliegenden Untersuchungen Wissenslücken hinsichtlich des Temperaturpräferenzverhaltens der frühen Entwicklungsstadien von Äsche, Barbe, Elritze, Moderlieschen, Nase, Nerfling und Perlfisch.

Da die Verteilung der von den Fischen im Präferenzversuch gewählten Temperaturen häufig asymmetrisch ist, ist die Darstellung der gesamten Häufigkeitsverteilung im Temperaturgradienten hilfreich, um das Temperaturpräferenzverhalten vollständig zu beschreiben (REYNOLDS & CASTERLIN 1976). Die über Kapitel 5.1.1 hinausgehende Angaben zum gesamten Temperaturpräferenzbereich sind als Aufenthaltshäufigkeitshistogramme im Anhang dieser Arbeit enthalten (Anhang 2).

6.1.2 Temperaturabhängigkeit des Fischwachstums

Es wird allgemein angenommen, dass das finale Temperaturpräferendum der Fische gleichzeitig das Temperaturoptimum für alle physiologischen Vorgänge im Fischkörper darstellt (BRETT 1971; BRITZ 1987; CRAWSHAW 1979). Daher stimmt das Wachstumsoptimum bei den meisten Species mit der Präferenztemperatur überein und ist artspezifisch, phylogenetisch stark konservativ und weitgehend unabhängig von der Herkunft der Fische (BALTZ ET AL. 1987; BEITINGER & FITZPATRICK 1979; JOBLING 1981; KELLOG & GRIFT 1983). Übereinstimmend hiermit zeigten die mit Äschen, Bachforellen, Barben, Regenbogenforellen und Perlfischen durchgeführten Wachstumsversuche bei Wassertemperaturen nahe der zuvor ermittelten Präferenztemperatur (Kapitel 5.1.1) im Vergleich zu den eingesetzten Akklimatisationstemperaturen einen signifikant gesteigerten Längen- und Gewichtszuwachs. Der wachstumsfördernde Effekt der jeweils höheren Wassertemperatur bestätigt somit die ermittelten Präferenztemperaturen.

6.2 Einfluss des pH-Wertes auf die Fischbrut

Ziel der Versuche war es festzustellen, ob sich hohe pH-Werte negativ auf das Schwimmverhalten der Fische auswirken und ob die Fische den erhöhten pH-Wert meiden. Die gewählten pH-Stufen von 9,3 (Äsche) und 10 (alle anderen Fischarten) entsprechen den Extremwerten, die in bayerischen Gewässern (LEUNER & KLEIN 2000) insbesondere an den Fischbrutstandorten (REINARTZ 1995; SCHUBERT 1998; STEINHÖRSTER ET AL. 1996) bedingt durch die photosynthetische Aktivität flächendeckender Algenzönosen natürlicherweise auftreten können. Die untersuchten Salmoniden dürften im Freiland nicht oder nur sehr selten einem pH-Wert von 10 ausgesetzt sein. Sie wurden trotzdem bei pH 10 getestet um Vergleichsdaten zu den untersuchten Cypriniden zu erhalten. Einige Fischarten sind in der Lage, sich an stark alkalische Lebensräume (pH 9,4 – 9,9) anzupassen (GALAT ET AL. 1985; WOOD ET AL. 1994) und verschiedene Untersuchungen konnten nach ein- bis mehrtägiger Einwirkung hoher pH-Werte (9,5 bis 10,5) keine hochgradige Schädigung oder Mortalität verschiedener Fischarten belegen (BROWN & JEWELL 1926; SANBORN 1945 in ALABASTER & LLOYD 1980; WIEBE 1931; WUHRMANN & WORKER 1948). Dennoch dürften die im vorliegenden Fall getesteten pH-Werte als nachteilig für die untersuchten Fischarten/-entwicklungsstadien angesehen werden. Fische reagieren bereits lange vor Erreichen der kritischen Grenzwerte auf zu hohe pH-Werte mit aktiven, energiezehrenden Regulationsmechanismen, um den Blut-pH in den notwendigen Grenzen zu halten, so dass unzuträgliche pH-Werte längerfristig auf Kosten des Zuwachses und der Gesundheit gehen (BAUR & RAPP 2003).

Im Rahmen von pH-Wert Versuchen muss die Abhängigkeit der Ergebnisse von den Akklimatisationsbedingungen der Fische und dem CO₂-Gehalt des Versuchswassers diskutiert werden. Neben einer positiven Korrelation von Akklimatisations-pH und obere pH-Letalitätsgrenze wird eine Abhängigkeit der Schadwirkung hoher pH-Werte von der Dauer des pH-Anstieges beschrieben (JORDAN & LLOYD 1964; MURRAY & ZIEBELL 1984). Im vorliegenden Fall waren die Fische an alkalische pH-Werte (7,79 bis 8,30) akklimatisiert, die in der fließenden Welle voralpiner Fließgewässer auftreten (REINARTZ 1995; SCHUBERT 1998; STEINHÖRSTER ET AL. 1996). Die Erhöhung des pH-Wertes erfolgte innerhalb eines Zeitraumes von maximal 30 Minuten und damit schneller als die an den Brutstandorten auftretenden pH-Schwankungen. Eine langsamere Einstellung des pH-Wertes (über mehrere Stunden) hätte die Dauer des Versuchszeitraumes verdoppelt. Da davon auszugehen ist, dass sich die physiologischen Prozesse bei den untersuchten frühen Entwicklungsstadien rasch ändern, wurde die kurzzeitige pH-Änderung gewählt, um die einzelnen Versuchswiederholungen mit vergleichbaren Entwicklungsstadien durchführen und besser interpretieren zu können. Ob eine graduelle mehrstündige Erhöhung des pH-Wertes sich in anderer Weise auf das Fischverhalten ausgewirkt hätte, kann nicht ausgeschlossen werden. Die Beobachtung von Stress und gesteigerter Mortalität bei Regenbogenforellen nach gradueller pH-Wert-Erhöhung auf 9,5 innerhalb von sechs Stunden (MURRAY & ZIEBELL 1984) legt nahe, dass sich bei der gegenwärtigen Untersuchung auch eine langsamere, mit den Freilandbedingungen vergleichbare, pH-Wert-Einstellung negativ auf das Verhalten der Fische auswirkt.

Bei der Ermittlung von pH-Wert Präferenzen muss berücksichtigt werden, dass im sauren Bereich häufig ein pH-maskierender störender Einfluss des CO₂ festgestellt werden kann (JONES ET AL. 1985b; WEST ET AL. 1997). Viele Fische sind in der Lage CO₂, unabhängig vom begleitenden pH-Wert, wahrzunehmen und hohe CO₂-Konzentrationen zu meiden (HØGLUND 1961; JONES ET AL. 1985b; SHELFORD & ALLEE 1913; YAMASHITA & YOSHII 1977; YOSHII ET AL. 1980). Bei den vorliegenden Versuchen lag der CO₂-Gehalt zwischen 5,2 und 15,2 mg L⁻¹ und damit unterhalb der, für die besonders CO₂-empfindlichen Salmoniden allgemein angegebenen, oberen Grenzwerte (EIFAC 1969; LAßLEBEN & STEGER 1971). Da für die Bachforellen bei CO₂-Gehalten von 6,4 bzw. 11,3 mg L⁻¹ ähnliche Werte für Motilität und Präferenz festgestellt wurden, kann ein maskierender Effekt des CO₂ ausgeschlossen werden. Die beobachteten Verhaltensänderungen und Präferenzen sind somit auf den pH-Wert zurückzuführen.

Sowohl die Beobachtung des Schwimmverhaltens wie auch des Präferenz-/Meideverhaltens lieferte in unterschiedlichen Versuchsjahren für einige Arten teils widersprüchliche Ergebnisse. Die Ursache hierfür kann nicht abschließend geklärt werden. Es können jedoch einige Faktoren in Betracht gezogen werden. Hierzu zählt z. B. die aufgrund der Erbanlagen sowie physiologischer und physikalischer Unterschiede möglicherweise zwischen Einzelindividuen derselben Art variierende Toleranzen gegenüber Umweltparametern (FLAMARIQUE & HARROWER 1999;

YLÖNEN & KARJALAINEN 2004). Auch die rasch fortschreitende Ontogenese der untersuchten Larval- und Juvenilstadien, die während der ersten Lebenswochen bzw. -monate mit einem starken Wandel verschiedener physiologischer Prozesse verbunden sein dürfte, kann diesbezüglich als Argument angeführt werden. Um letztgenannten Effekt zu minimieren, sollten Verhaltensbeobachtungen an frühen Fischentwicklungsstadien innerhalb eines vergleichsweise kurzen Zeitraums von wenigen Tagen in mehreren Parallelansätzen durchgeführt werden. Dies konnte bei den vorliegenden Untersuchungen aufgrund der limitierenden Anzahl von maximal zwei Parallelansätzen pro Versuchstag nach Ansicht des Verfassers nicht ausreichend berücksichtigt werden. Eventuelle im Versuchsdesign begründete Artefakte erscheinen dagegen als Ursache weniger plausibel. Durch das für die Verhaltensbeobachtungen gewählte Versuchsdesign (Kapitel 4.3.2) besteht eine Abhängigkeit der bei Kontrollbedingungen und erhöhtem pH-Wert ermittelten Verhaltenswerte. Eine Beeinflussung der Versuchsergebnisse von Einzelindividuen oder den beiden Versuchsraumhälften (Beckeneffekt) kann daher ausgeschlossen werden. Bei den Meideversuchen kamen sowohl ein Horizontal-Wahlapparat wie auch ein Zweikammer-Wahlapparat (Kapitel 4.3.3) zum Einsatz. Beide Versuchsaapparaturen lieferten in den Versuchen mit Bachsaiblingen, Barben und Regenbogenforellen jeweils vergleichbare Ergebnisse. Die für die Atlantischen Lachse und Bachforellen gegensätzlichen ermittelten Ergebnisse sind daher nicht zwangsweise auf die unterschiedlichen Versuchsdesigns zurückzuführen. Es erscheint wahrscheinlicher, dass ein anderer nicht eindeutig einzuordnender Faktor wie z. B. ein unterschiedliches Aktivitätsmuster der Fische (ATLAND & BARLAUP 1996) hierfür verantwortlich ist.

Trotz der teilweisen Widersprüchlichkeit der Ergebnisse liefern diese bei gesamtheitlicher Betrachtung wertvolle Erkenntnisse zur Auswirkung hoher pH-Werte auf das Schwimm- und Meideverhalten früher Fischentwicklungsstadien.

6.2.1 Schwimmverhalten

Mit Ausnahme der Barben zeigten alle untersuchten Fischarten (Äsche, Atlantischer Lachs, Bachforelle, Bachsaibling, Frauenerfling, Huchen, Regenbogenforelle, Seesaibling) bei erhöhtem pH-Wert eine Abnahme (1 bis 45 %) der Schwimmgeschwindigkeit. Statistisch signifikant war die Abnahme bei Äsche, Bachforelle, Bachsaibling, Frauenerfling und Regenbogenforelle, wobei die Verhaltensantwort der einzelnen Arten unterschiedlich stark ausfiel. Bereits in früheren Untersuchungen wurde bei Regenbogenforellen bei pH 9 eine verminderte Schwimmaktivität festgestellt (MURRAY & ZIEBELL 1984; WITSCHI & ZIEBELL 1979). Da Fische bereits auf geringe Konzentrationen toxischer Substanzen durch eine Änderung ihrer Bewegungsweise reagieren, stellt ein Wandel der spontanen lokomotorischen Aktivität einen sensitiven Indikator für ungünstige Umweltveränderungen dar (BAGANZ 2005; ESPMARK & BAEVERFJORD 2008; KRAMER

1987; LITTLE & FINGER 1990; (PETRY 1975); SCHERER 1992; STEFFENSEN & FARRELL 1998). Die beobachtete verringerte Schwimmaktivität ist damit als direktes Anzeichen der negativen Auswirkung erhöhter pH-Werte auf die Fische zu interpretieren. Möglicherweise ist ein mit physiologischen Beeinträchtigungen des Fischkörpers verbundener gesteigerter Energiebedarf der Fische für deren abnehmende Schwimmaktivität verantwortlich.

Die verminderte Schwimmaktivität war in den meisten Fällen mit einer Abnahme (1 bis 23 %) des Individualabstands der Fische verbunden. Auch SCHRECKENBACH ET AL. (1975) konnten bei pH 9 ein vermindertes Abstandsverhalten von Karpfen beobachten. Dies ist wiederum als Verhaltensantwort auf die pH-bedingte Stresssituation zu deuten, da Fische auf verschiedenste Stressfaktoren häufig mit verstärkter Schwarmbildung reagieren (BAYLEY ET AL. 1999; PEUHKURI ET AL. 1997; RANTA ET AL. 1992; SCHERER 1992; WIBE ET AL. 2002; WOOTTON 1984). Die Interpretation der verminderten Schwimmgeschwindigkeit und des verringerten Individualabstands als Reaktion der Fische auf den ungünstigen hohen pH-Wert wird durch das gleichzeitig beobachtete Meideverhalten (Kapitel 5.2.2) bekräftigt.

Bei den natürlicherweise substrat- bzw. strukturbezogen lebenden Fischarten (Atlantischer Lachs, Bachforelle, Barbe) war bei hohem pH-Wert eine Verschiebung des Aufenthaltsortes zur Versuchsraummitte zu beobachten. Dies könnte als Desorientierung der Fische interpretiert werden. Die Verschiebung des Aufenthaltsortes der Huchen zu den Versuchsraumwänden könnte als Anzeichen eines Fluchtverhaltens gedeutet werden, was durch die Ergebnisse der Meideversuche (Kapitel 5.2.2) unterstützt wird. Unabhängig von der jeweiligen Interpretation, sind die verschobenen Aufenthaltshäufigkeiten als pH-Wert abhängige Verhaltensanomalie zu werten.

6.2.2 Meideverhalten

Die Versuche zum Meideverhalten gegenüber hohen pH-Werten lieferten für einzelne Fischarten (Äsche, Atlantischer Lachs, Bachforelle, Nase) in den einzelnen Versuchsjahren widersprüchliche Ergebnisse. Dies deutet in Übereinstimmung mit den Ergebnissen mehrerer Untersucher darauf hin, dass Süßwasserfische sich häufig indifferent gegenüber dem pH-Wert als richtungsweisendem Reiz verhalten (HØGLUND 1961; JONES 1948; PETERSON ET AL. 1989; ROYCE-MALMGREN & WATSON 1986; SCHRECKENBACH ET AL 1975; STEINHÖRSTER 1996). Bei zusammenfassender Betrachtung war für einige Fischarten (Atlantischer Lachs, Bachforelle, Nase) eine leichte Bevorzugung des hohen pH-Wertes zu beobachten. Demgegenüber mieden andere Arten (Äsche, Frauenerfling, Huchen, Seesaibling) andeutungsweise den hohen pH-Wert. Das schwach ausgeprägte Meide- bzw. Präferenzverhalten könnte dadurch begründet sein, dass es für Fische allgemein schwer ist chemische Signale zu erkennen und zu lokalisieren, da die Signale durch die Schwimmaktivität eventuell zerstreut werden (ÅTLAND & BARLAUP

1996). Darüber hinaus erscheint es wahrscheinlich, dass die untersuchten frühen Entwicklungsstadien im Vergleich zu adulten Tieren aufgrund ihres stärkeren Bewegungsdrangs und ihrer geringeren „Erfahrung“ mit unterschiedlichen pH-Werten ein weniger deutliches pH-Präferenzverhalten aufweisen (WEST ET AL. 1997). Lediglich die Barben, die Bachsaiblinge und die Regenbogenforellen zeigten ein eindeutiges Präferenz- bzw. Meideverhalten. Die deutliche Präferenz der Barben für pH 10 lässt sich anhand der vorliegenden Untersuchung nicht erklären. Jedoch kann daraus geschlossen werden, dass Barben hohe pH-Werte nicht aktiv meiden, zumal nach REICHENBACH-KLINKE (1980) das pH-Optimum vieler Barbenarten im alkalischen Bereich liegt. Das stark ausgeprägte Meideverhalten der Regenbogenforellen wird durch die Untersuchungen von HARTWELL ET AL. (1986) bestätigt.

6.3 Einfluss der O₂-Gesamtgasübersättigung auf die Fischbrut

Ziel der Versuche war es festzustellen, ob sich durch O₂ hervorgerufene Gesamtgasübersättigungen negativ auf das Schwimmverhalten der Fische auswirken und ob die Fische die Gesamtgasübersättigung meiden. Die eingestellten O₂- bzw. Gesamtgasübersättigungen (300 bis 450 % bzw. 118 bis 130 %) treten natürlicherweise an den Fischbrutstandorten gemeinsam mit den hohen pH-Werten auf (REINARTZ 1995; SCHUBERT 1998; STEINHÖRSTER ET AL. 1996) und deren Schädigung für Fische ist in der Literaturübersicht von WEITKAMP & KATZ (1980) dokumentiert und durch zahlreiche weitere Untersuchungen für verschiedene Fischarten und Entwicklungsstadien belegt worden (ALDERDICE & JENSEN 1985; BAATH 1990; BENTLEY & DAWLEY 1981; COLT ET AL. 1985; CORNACCHIA & COLT 1984; COUNIHAN ET AL. 1998; DOULOS & KINDSCHI 1990; EDSALL & SMITH 1991; ESPMARK & BAEVERFJORD 2008; GRAY ET AL. 1982, 1985; HOBE ET AL. 1984; KRISE ET AL. 1990; KROM ET AL. 1985; KUHLMANN 1987, 1988; LUND & HEGGBERGET 1985; MESA & WARREN 1997; MESA ET AL. 2000; WEILAND ET AL. 1999; WRIGHT & MCLEAN 1985).

An dieser Stelle sei nochmals auf die unter Kapitel 6.2 aufgeführten Diskussionspunkte zur möglichen Beeinflussung der vorliegenden Ergebnisse durch die potenziell innerartlich individuell variierende Toleranz bzw. rasch fortschreitende Fischontogenese verwiesen.

6.3.1 Schwimmverhalten

Subletale Gasübersättigungen können sich negativ auf die Schwimmfähigkeit von Fischen auswirken und Verhaltensänderungen bewirken, wobei Unruhe, Schreckhaftigkeit sowie eine gesteigerte Schwimmaktivität als Symptome angeführt werden (CHAMBERLAIN ET AL. 1980; CORNACCHIA & COLT 1984; COUNIHAN ET AL. 1998; DEUFEL & MOHR 1984; MOHR 1984;

SCHÄPERCLAUS 1979; SCHIEWE 1974; WYATT & BEININGEN 1971 in WEITKAMP & KATZ). Daher kann die erhöhte (2 bis 28 %) Schwimmgeschwindigkeit der Äschen, Bachforellen, Bachsaiblingen und Regenbogenforellen als Anzeichen einer negativen Auswirkung der O₂-Gesamtgasübersättigung (325 bis 407 % bzw. 120 bis 128 %) gewertet werden. Statistisch signifikant war diese Verhaltensantwort bei der Bachforelle. Die erhöhte Schwimmgeschwindigkeit könnte als Fluchtreaktion und/oder als gesteigertes räumliches Orientierungsverhalten interpretiert werden. Nach TEMBROCK (1984) ist ein derartiges Orientierungsverhalten eine aktive Verhaltensanpassung, um mit wechselnden ökologischen Bedingungen zurechtzukommen. Bei den Barben und den Nasen war die Schwimmgeschwindigkeit bei O₂-Gesamtgasübersättigung (356 bis 375 % bzw. 123 bis 126 %) herabgesetzt (3 bis 4 %), allerdings nur bei den Nasen in signifikantem Maß. Diese gegensätzlichen Verhaltensantworten könnten als Anzeichen einer, im Vergleich zu den Barben und Nasen, höheren Empfindlichkeit der untersuchten Äschen und Salmoniden interpretiert werden. Diese Annahme wird durch verschiedene Autoren, die Cypriniden gegenüber Salmoniden als toleranter einstufen, bestätigt (HEGGERGET 1984; KUHLMANN 1987; WEITKAMP & KATZ 1980). Auch die Vermutung von KNÖSCHE (1985), dass Fischarten die natürlicherweise häufiger Gasübersättigungen ausgesetzt sind, weniger empfindlicher reagieren als Arten aus einer Umwelt mit ausgeglichenem Gashaushalt, gehen in dieselbe Richtung.

Hinsichtlich des Individualabstands und der Grenzflächenaffinität war keine eindeutig interpretierbare Auswirkung der O₂-Gesamtgasübersättigung festzustellen.

6.3.2 Meideverhalten

Während das Präferenzverhalten der Äschen von der O₂-Gesamtgasübersättigung unbeeinflusst blieb, zeigten die Barben und die Nasen ein geringfügiges aber signifikantes, die Bachforellen und die Bachsaiblinge ein tendenzielles Meideverhalten. Für die Atlantischen Lachse wurde eine tendenzielle, für die Regenbogenforellen eine schwach ausgeprägte aber signifikante Bevorzugung der Übersättigung festgestellt. Die Versuche mit den Barben und den Atlantischen Lachsen führten in den beiden Versuchsjahren zu widersprüchlichen Ergebnissen. Aufgrund der, den einzelnen Versuchsreihen zugrunde liegenden, teilweise deutlich voneinander abweichenden O₂-Gesamtgaswerte (300 bis 450 % bzw. 118 bis 130 %) können nicht alle Ergebnisse unmittelbar miteinander verglichen werden. Die zusammenfassende Betrachtung der Ergebnisse bestätigt die Ergebnisse früherer Untersuchungen und Vermutungen verschiedener Autoren, dass Fische nur unzureichend in der Lage sind, Gasübersättigungen wahrzunehmen bzw. darauf zu reagieren und dass ein potenzielles Meideverhalten häufig durch stärkere Reize vollkommen überlagert wird (KUHLMANN 1987; MARCELLO & FAIRBANKS 1976 in

WEITKAMP & KATZ 1980; MELDRIM ET AL. unveröffentlicht in GIFT 1977; STEVENS ET AL. 1980; STEINHÖRSTER 1996; WEITKAMP & KATZ 1980).

6.4 Einfluss der UV-B-Strahlung auf die Fischbrut

Ziel der Versuche war es die Auswirkung der während der Frühjahrs- und Sommermonate im Freiland auftretenden UV-B-Strahlungswerte auf die Fischbrut zu untersuchen und festzustellen, ob sie als fischschädlich einzustufen sind.

Hierzu ist es empfehlenswert, neben Laborversuchen ergänzende Freilandversuche durchzuführen und die UV-B-Strahlung in den natürlichen Habitaten zu messen (HÄKKINEN & OIKARI 2004). Während bei frühen Experimenten häufig unnatürliche Spektren bzw. hohe Intensitäten Verwendung fanden (z. B. FUNAYAMA ET AL. 1994; HUNTER ET AL. 1979; KOUWENBERG ET AL. 1999), setzen neuere, ökologische relevante Laborstudien den Gebrauch einer hinsichtlich Intensität und spektraler Zusammensetzung realistischen Globalstrahlung voraus (HÄKKINEN & OIKARI 2004). Bei den vorliegenden Untersuchungen wurde diesen Sachverhalten durch die Freilandexposition (Kapitel 4.5.2) bzw. die Verwendung von Sonnensimulatoren (Kapitel 4.5.3) Rechnung getragen. Die Intensität und spektrale Zusammensetzung der in den Sonnensimulatoren verwendeten Strahlung ($1,34 \text{ W m}^{-2}$ bzw. $28,9 \text{ kJ m}^{-2}$ Tagesdosis) entsprachen Werten, die in eigenen Freilandmessungen ermittelt wurden (Kapitel 5.4.1) bzw. Werten anderer Untersuchungen (KAWEEWAT & HOFER 1997; SHARMA ET AL. 2005, 2007; VEHNÄINEN ET AL. 2007). Ein umfangreicher Vergleich mit Literaturangaben ist aufgrund der abweichenden Versuchsbedingungen, insbesondere der unterschiedlichen Messorte (über bzw. unter der Wasseroberfläche) und Wellenlängenbereichsangaben, nicht möglich (Anhang 7).

Daueraufzeichnungen von Wassertemperatur, pH-Wert und O_2 -Gehalt belegten nahezu identische Werte für UV-B exponierte Fische und Kontrollfische. Auch die mikrobiologische Untersuchung der Keimdichte, sowie eine nasschemische und Kapillar-Ionenanalyse zeigten keinen Unterschied der Wasserqualität beider Versuchsgruppen im Sonnensimulator (Anhang 9). Somit ist sichergestellt, dass die beobachteten Effekte auf die UV-B-Strahlung zurückzuführen sind.

ZAMZOW & SIEBECK (1996) stellten bei in Gefangenschaft gehaltenen Fischen mit zunehmender Zeit der Gefangenschaft eine Abnahme der UV-Absorption des Fischschleims, wahrscheinlich bedingt durch eine qualitativ unzureichende Ernährung, sowie eine Verschiebung des Absorptionsmaximums in den kurzwelligeren Bereich fest. Aufgrund der vergleichsweise kurzen Expositionszeiträume bzw. der teilweisen Zufütterung von lebendem Plankton ist nicht davon auszugehen, dass die in den vorliegenden Untersuchungen beobachteten UV-B-Schadwirkungen Folge einer fütterungsbedingt, unnatürlich erhöhten UV-B-Sensibilität sind.

Aufgrund der variablen Strahlungsbedingungen können die Ergebnisse der Freilandversuche nur bedingt miteinander verglichen werden. Dies gilt gleichermaßen für die beobachteten Auswirkungen der UV-B-Strahlung auf das Wachstum und die Mortalität der Fische und wird im Folgenden nicht mehr explicit angesprochen.

6.4.1 Einschätzung der Strahlenbelastung im Freiland

Bei der Einschätzung welches Gefährdungspotenzial von der UV-B-Strahlung für die Fische im Freiland ausgeht, ist die Strahlungsintensität von übergeordneter Bedeutung (VEHNIÄINEN ET AL. 2007). Die im Freiland in 2 cm Wassertiefe in den Frühjahrs- und Sommermonaten ermittelten UV-B-Strahlungsintensitäten (Maximum $1,88 \text{ W m}^{-2}$) und die daraus resultierenden täglichen UV-B-Strahlungsdosen (bis zu $33,7 \text{ kJ m}^{-2}$ zwischen 10 und 16 Uhr MEZ) sind, verglichen mit Werten aus der Literatur, als potenziell fischschädigend einzustufen (z.B. CHARRON ET AL. 2000; KAWEEWAT & HOFER 1997; LITTLE & FABACHER 1994; VEHNIÄINEN ET AL. 2007). Die Habitate, die während dieses Zeitraums von der Brut rheophiler Fischarten besetzt werden, lassen sich häufig als unbeschattete Flachwasserbereiche mit Wassertiefen von wenigen Zentimetern charakterisieren, wobei sich die Fischbrut bevorzugt nahe der Wasseroberfläche aufhält (SCHUBERT 1998, 2002a, c). Die Fische sind somit häufig schädlichen UV-B-Strahlungswerten ausgesetzt, die nach aktuellen Klimamodellen noch über viele Jahre anhalten bzw. weiter zunehmen werden (KÖPKE ET AL. 2004; MCKENZIE ET AL. 2007).

Die UV-B-Transparenz variiert jedoch zwischen den Gewässern. Daher dürften z.B. die Fische in den huminstoffreichen Fließgewässern des Bayerischen Waldes allgemein geringeren Strahlenbelastungen ausgesetzt sein als in den Fließgewässern des Alpenvorlandes. Darüber hinaus wird das Gefahrenpotenzial der UV-B Strahlung für die Fischbrut maßgeblich von deren artspezifischen Aufenthaltszeitraum in den Flachwasserbereichen, Hochwasserereignissen während der Larval- und Juvenilphase der jeweiligen Fischart sowie von Kurzzeitereignissen wie „Ozon-Miniholes“, beeinflusst. Abhängig von diesen meist in Kombination auftretenden Einzelaspekten, muss das Gefahrenpotenzial der UV-B Strahlung daher art-, gewässerspezifisch und für einzelne Jahre betrachtet werden.

6.4.2 Auswirkung auf das Schwimmverhalten

Verschiedene überwiegend qualitative Beobachtungen aus dem Freiland und der Aquakultur führten zu der Vermutung, dass die jeweils betrachteten Fischarten in der Lage sind, die UV-Strahlung wahrzunehmen und aktiv zu meiden (BULLOCK & COUTTS 1985; BULLOCK & ROBERTS 1981; GUTIÉRREZ-RODRÍGUEZ & WILLIAMSON 1999; HUFF ET AL. 2004; OBERWEGER 1998 in

HOFER 2000; WILLIAMSON ET AL. 1997; YLÖNEN ET AL. 2003 in HÄKKINEN ET AL. 2003a). Das Meideverhalten wird jedoch häufig durch andere Umweltfaktoren wie z.B. das Nahrungsangebot und die Wassertemperatur überlagert (GUTIÉRREZ-RODRÍGUEZ & WILLIAMSON 1999; OBERWEGER 1998 in HOFER 2000). Erste quantitative Angaben zum Meideverhalten gegenüber der UV-Strahlung (280 - 420) wurden für larvale und juvenile Silberlachse gemacht (HOLTBY & BOTHWELL 2008; KELLY & BOTHWELL 2002). Eine selektive Verhaltensantwort auf die UV-B-Strahlung (280-320 nm) konnte aufgrund des verwendeten Versuchsdesigns dabei nicht belegt werden. Auch Laborversuche mit juvenilen Seesaiblingen zeigten keine eindeutige Meidung der UV-B-Strahlung (HOLIERHOEK & POWER 1995).

Die in der vorliegenden Untersuchung unter Einwirkung der UV-B-Strahlung an larvalen Äschen quantitativ in Form einer gesteigerten Schwimmtiefe und verminderten Schwimmaktivität nachgewiesene Verhaltensänderung stimmt mit früheren qualitativen Laborbeobachtungen an Zebraäbblingen (CHARRON ET AL. 2000) überein. Der Aktivitätsverlust steht ebenfalls im Einklang mit den Beobachtungen von LITTLE ET AL. (unveröffentlicht in SIEBECK ET AL. 1994), die bei juvenilen Regenbogenforellen infolge der UV-B-Exposition eine verminderte Fress- und Schwimmaktivität feststellten. Das Aufsuchen tieferer Wasserschichten könnte einerseits als unmittelbare UV-B-Meidereaktion der Äschen interpretiert werden. Andererseits kann oft beobachtet werden, dass sich Fische mit schlechter körperlicher Kondition am Grund von Aquarien oder Teichen aufhalten. Die gesteigerte Schwimmtiefe könnte daher auch ein unspezifisches Anzeichen einer schlechten körperlichen Verfassung sein. Anhand der vorliegenden Untersuchung kann daher nicht zweifelsfrei auf eine Wahrnehmung bzw. aktive Meidung der UV-B-Strahlung durch die larvalen Äschen geschlossen werden.

Die beobachteten Verhaltensänderungen sind jedoch als direktes Anzeichen einer negativen subletalen Auswirkung der UV-B-Strahlung auf die Fische zu deuten. Dies wird durch die erhöhte Mortalität der UV-B-exponierten Fische während der siebentägigen Verhaltensbeobachtung bestätigt.

6.4.3 Auswirkung auf das Fischwachstum

Der in den Freilandversuchen für larvale Äschen und teilweise auch für larvale Nasen nachgewiesene wachstumshemmende Effekt der UV-B-Strahlung wurde bereits für Renken und Schollen beschrieben (JOKINEN ET AL. 2008; STEEGER ET AL. 1999; VEHNÄINEN ET AL. 2007; YLÖNEN & KARJALAINEN 2004). Die Wachstumsdepressionen könnten Folge einer verminderten Fressaktivität (LITTLE ET AL. unveröffentlicht in SIEBECK ET AL. 1994), einer negativen Beeinträchtigung physiologischer Vorgänge (FREITAG ET AL. 1998; STEEGER ET AL. 1999; YLÖNEN ET AL. 2004), oder einer herabgesetzten Verfügbarkeit verschiedener Spurenelemente (PALENIK ET AL. 1991) sein. Auch erhöhte energetische Kosten, aufgrund verschiedener im Fischkörper ablaufender

Photoreparaturmechanismen könnten zum verminderten Fischwachstum beigetragen haben (LESSER ET AL. 2001; OLSON & MITCHELL 2006; VEHNÄINEN ET AL. 2007).

Die im Einzelfall festgestellte „positive“ Auswirkung der UV-B-Strahlung auf das Wachstum juveniler Äschen lässt sich eventuell durch die gesteigerte Mortalität innerhalb der UV-B-Testgruppen (Kapitel 5.4.5) und eine damit verbundene Selektion größerer, UV-B-toleranterer Fische erklären. Die für die Nasen in den beiden Versuchsjahren erzielten abweichenden Ergebnisse sind möglicherweise Folge der unterschiedlich langen Versuchszeiträume.

Der Sachverhalt, dass in den übrigen Versuchen kein signifikanter Einfluss der UV-B-Strahlung auf das Fischwachstum belegt werden konnte, lässt sich unter anderem auf eine geringere UV-B-Sensibilität der jeweiligen Fischarten (Barben und Haseln) bzw. Entwicklungsstadien (Äschen > 40 mm) zurückführen (Kapitel 5.4.5). Auch die im Vergleich zu den Larvalstadien geringere tägliche Wachstumsrate größerer Fischentwicklungsstadien (Äschen > 40 mm, Bachforellen, Regenbogenforellen) kann dazu beigetragen haben, dass sich vor dem Hintergrund der begrenzten Versuchszeiträume und Fütterungsintensitäten keine entsprechenden Wachstumsdifferenzen ausbilden konnten.

6.4.4 Auswirkung auf die Fischhaut

Die bei juvenilen Bach- und Regenbogenforellen (Freilandversuch) sowie juvenilen Atlantischen Lachsen (Sonnensimulator) nach fünf bzw. sechs Tagen UV-B-Exposition dorsocranial der Rückenflosse auftretenden schwarzen Flecken und Gewebenekrosen entsprechen dem als „Saddle Back Disease“ bzw. „Sattlerkrankheit“ bezeichneten Krankheitsbild (MORISSON ET AL. 1981).

Die für alle histopathologisch untersuchten Fischarten nachgewiesene Abnahme der dorsalen Becherzellzahl sowie die Epidermisproliferation und desorganisierte Struktur der Epidermiszellen stimmt mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen an anderen Fischarten überein (BELL & HOAR 1950; BERGHAWN ET AL. 1993; BLAZER ET AL. 1997; BULLOCK 1988; BULLOCK ET AL. 1983; EWING ET AL. 1999; KAWEEWAT & HOFER 1997; MCFADZEN ET AL. 2000; NOCEDA ET AL. 1997; ROBERTS & BULLOCK 1981). Die mit Ausnahme der larvalen Äschen und der Hasel abnehmende Becherzellgröße bei den UV-B exponierten Fischen wurde von MCFADZEN ET AL. (2000) bereits für larvale Seezungen beschrieben. Aufgrund der homogenen Temperaturverhältnisse im Sonnensimulator (Anhang 9) sind die Unterschiede hinsichtlich Schleimzellzahl und Epidermisdicke nicht, wie von BAUR & RAPP (2003) und FANTIN ET AL. (1984) beschrieben, auf unterschiedliche Wassertemperaturen zurückzuführen.

Weiterführende Untersuchungen an den in der vorliegenden Arbeit UV-B-bestrahlten Fischen erbrachten zusätzlich einen qualitativen Nachweis von sogenannten „Sonnenbrandzellen“ (HEINE 2005). Bei den Sonnenbrandzellen handelt es sich um apoptotische Zellen, die in zahl-

reichen Untersuchungen für verschiedene Fischarten mit vorausgegangener UV-B-Exposition in Verbindung gebracht werden konnten (BELL & HOAR 1950; BULLOCK ET AL. 1983; BULLOCK & COUTTS 1985; BULLOCK & ROBERTS 1981; MCARDLE & BULLOCK 1987; NOCEDA ET AL. 1997; ROBERTS & BULLOCK 1981).

Die in der vorliegenden Untersuchung festgestellten Hautschädigungen sind der Kategorie 1 bis 3 der, von BULLOCK (1988) beschriebenen, acht Schadstufen zuzuordnen.

Es ist davon auszugehen, dass die mit der abnehmenden Schleimzellzahl-/größe verbundene verminderte Schleimsekretion die Fische negativ beeinträchtigt. Die Schleimschicht ist funktionell an der Respiration, Ionen- und Osmoregulation sowie der Kommunikation beteiligt und stellt eine starke physikalische, chemische und immunologische Barriere dar, die den Fisch vor mechanischen Schäden und Krankheitserregern schützt (SHEPARD 1994; ZACCONE ET AL. 2001). Osmotische Störungen, eine verminderte unspezifische Abwehrreaktion sowie eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Infektionskrankheiten sind wahrscheinliche Folgen der beobachteten, durch die UV-B-Strahlung hervorgerufenen Hautirritationen (PICKERING & RICHARDS 1980; NOWAK 1999; ZACCONE ET AL. 2001; ZAGARESE & WILLIAMSON 2001). Möglicherweise wird die Anfälligkeit gegenüber Sekundärinfektionen durch den synergistischen Effekt einer durch die UV-B-Strahlung unterdrückten Immunabwehr und Wundheilung zusätzlich verstärkt (BULLOCK & ROBERTS 1992; FABACHER ET AL. 1994; JOKINEN ET AL. 2008; KNOWLES 1992; SALO ET AL. 1998, 2000; MARKKULA ET AL. 2005, 2006, 2007; ZEEMAN & BRINDLEY 1981).

6.4.5 Auswirkung auf die Fischmortalität

Die im Freiland ermittelten UV-B-abhängigen Mortalitätswerte belegen für die Larvalstadien von Äsche und Nase während der Frühjahrsmonate der verschiedenen Versuchsjahre wiederholt einen mortalitätssteigernden Effekt der UV-B-Strahlung.

Der unter kontrollierten Strahlungsbedingungen im Sonnensimulator beobachtete Mortalitätsverlauf der Fische verdeutlicht die Schadwirkung natürlicherweise auftretender UV-B-Strahlungswerte. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen untersuchten Entwicklungsstadien kann auf eine abnehmende UV-B-Sensitivität vom Atlantischen Lachs über die Rutte, Äsche, Nase, Barbe zum Hasel hin geschlossen werden.

6.4.6 Zusammenhang zwischen UV-B-Strahlenbelastung, UV-B-Schadwirkung, Fischart und,-entwicklungsstadium

Die Ergebnisse spiegeln die Artspezifität der UV-B-Toleranz sowie deren Zunahme während der Fischontogenese wider. Dies wird durch zahlreiche frühere Untersuchungen für verschie-

dene andere Fischarten bzw. Entwicklungsstadien bestätigt (BLAZER ET AL. 1997; BROWMAN ET AL. 2003; CHARRON ET AL. 2000; GRANT & LICHT 1995; EWING ET AL. 1999; FABACHER ET AL. 1997, 1998, 1999; FABACHER & LITTLE 1995; HÄKKINEN ET AL. 2002; HUNTER ET AL. 1979, 1982; KOUWENBERG ET AL. 1999; LITTLE ET AL. 1994; MARKKULA ET AL. 2006; OVASKA ET AL. 1997; WIEGAND ET AL. 2004).

Die vorliegenden Untersuchungen belegen eine mit zunehmender UV-B-Strahlenbelastung und Expositionsdauer ansteigende Schadwirkung (Mortalität) der UV-B-Strahlung. Dieser Zusammenhang wird teilweise durch die artspezifisch unterschiedliche UV-B-Toleranz überlagert.

Die mit zunehmender Fischlänge stärkere Abnahme der Becherzellzahl kann eventuell auf die im allgemeinen geringere Becherzellichte der larvalen Fische zurückgeführt werden. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Abnahme der Becherzellzahl zur erhöhten Fischmortalität beiträgt, bei den besonders empfindlichen Arten bzw. Entwicklungsstadien (im vorliegenden Fall Atlantische Lachse und larvale Äschen) jedoch andere mortalitätsverursachende Faktoren zum Tragen kommen und somit überlagernd wirken.

Die negative Beziehung zwischen Becherzellabnahme und Epidermisproliferation kann nicht als Hinweis einer UV-B-Schutzfunktion letzterer (vergleichbar der Lichtschwiele = Hyperkeratose beim Menschen) gedeutet werden. Dem widersprechen die sowohl im Freilandversuch als auch im Sonnensimulator beobachteten, von der Epidermisproliferation unabhängigen, Mortalitätswerte.

6.5 Einschätzung der ökologischen Relevanz und des Gefährdungspotenzials der untersuchten abiotischen Parameter an den Brutstandorten

Bei der Interpretation der ökologischen Relevanz der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass Verhaltensstudien an Fischen im Labor nicht direkt auf freilebende Fische im natürlichen Habitat übertragen werden können. Der begrenzte Raum und die Hälterung im Laborversuch stellen Stress für die Fische dar (PICKERING ET AL. 1982; WARNING ET AL. 1992 beide in ATLAND & BARLAUP 1996). Im Labor beobachtete Meidereaktionen können im Freiland von der Motivation (z.B. Hunger) und anderen Umweltfaktoren beeinflusst werden (GRAY 1990; SPARGUE ET AL. 1965 in ATLAND & BARLAUP 1996). Laborversuche geben jedoch Aufschluss über die Fähigkeit der Fische, Änderungen der Wasserqualität wahrzunehmen bzw. darauf zu reagieren.

Die vorliegenden Ergebnisse leisten einen Beitrag um die Habitatpräferenzen der Fische im Freiland zu erklären und das Gefahrenpotenzial der untersuchten abiotischen Parameter für die Fischbrut einschätzen zu können.

Die beobachtete Thermophilie und der wachstumsfördernde Effekt der bevorzugten Temperaturbereiche erklären die Attraktivität besonnener litoraler Flachwasserbereiche als Aufwuchshabitat der Brut rheophiler Fischarten. Gleichzeitig bestätigen die Untersuchungen die Beobachtung

gen aus dem Freiland, dass die Fischbrut extreme pH-Werte, O₂-Gasübersättigungen und UV-B-Werte nicht meiden (REINARTZ 1995; SCHUBERT 1998, 2002c; STEIN ET AL. 1995; STEINHÖRSTER ET AL. 1996). Diesen Werten werden unter anderem negative Auswirkungen auf die Immunabwehr, die Anfälligkeit gegenüber Krankheitserregern, das Wachstum und die Überlebensrate von Fischen zugeschrieben (Kapitel 3.4). Während die vorliegenden Ergebnisse die Schädigung der UV-B-Strahlung unmittelbar belegen, lassen sich negative Auswirkungen hoher pH- bzw. Gesamtgaswerte indirekt anhand der beobachteten Verhaltensänderungen ableiten. Die bei hohem pH-Wert verringerte Schwimmgeschwindigkeit vermindert die Fitness der Fischbrut und behindert folglich die inter- und intraspezifischen Interaktionen (HOPKINS ET AL. 2003). Die herabgesetzte Schwimmaktivität kann die Futtermittelaufnahme negativ beeinflussen und die Anfälligkeit der Fische gegenüber Prädatoren erhöhen. Die bei O₂-Gasübersättigung gesteigerte Schwimmaktivität kann sich in gleicher Weise auswirken, da sie Energie kostet, die damit nicht mehr für andere Lebensvorgänge wie z. B. das Fischwachstum zur Verfügung steht. Auch die energetischen Kosten, um den pH-Wert im Fischkörper konstant zu halten, steigen je weiter sich der pH-Wert des umgebenden Wassers vom Optimalbereich im Fischkörper entfernt (LAMPERT & SOMMER 1993).

Da die extremen pH-, O₂-Gesamtgas- und UV-B-Werte an den Brutstandorten in Kombination auftreten und sich teilweise wechselseitig beeinflussen, ist davon auszugehen, dass sich deren Schädigungen gegenseitig verstärken. So wird eine mögliche synergetische Wirkung hoher pH- und Gesamtgaswerte in Erwägung gezogen (ALABASTER & LLOYD 1981; SCHÄPERCLAUS 1979). Beobachtungen aus der Teichwirtschaft belegen unter anderem für die gegenüber ungünstigen Umweltbedingungen als resistent einzustufende Karausche eine Schädigung gleichzeitig auftretender hoher pH- (10), O₂-Werte (300 %) und Wassertemperaturen (33 °C) (KROM ET AL. 1985; TAKASHI & YOSHIHIRO 1975). Auch die an verschiedenen Amphibienarten beobachtete synergistische Schädigung der UV-B-Strahlung und extremer pH-Werte (HATCH & BLAUSTEIN 2000; LONG ET AL. 1995; PAHKALA ET AL. 2002) lässt ein Zusammenspiel beider Faktoren an den Fischbrutstandorten wahrscheinlich erscheinen. Die unter Einwirkung von UV-B-Strahlung bzw. hohen pH-Werten gesteigerte Toxizität verschiedener Substanzen (BRADLEY & SPRAGUE 1985; BULLOCK & ROBERTS 1979; CHOI & ORIS 2000; KHILLARE & WAGH 1987; LAYCOCK ET AL. 2000; LITTLE ET AL. 2007; METCALF 1968; ORIS & GEISY 1987; ROBERTS & BULLOCK 1981; SPEHAR ET AL. 1999; WEINSTEIN ET AL. 1997) kann die Schädigung beider Faktoren zusätzlich erhöhen. Auch die vergleichsweise hohen Wassertemperaturen können die Schädigung der extremen Parameter fördern (GRAY ET AL. 1985; REICHENBACH-KLINKE 1980; WEITKAMP 1980; WINCKLER & FIDHIANY 1996). Auf biozönotischer Ebene könnte als Langzeiteffekt aus der unterschiedlichen UV-B-Toleranz der verschiedenen Organismengruppen ein sinkendes Fischnahrungsangebot bei gleichzeitigem Anstieg der Algenbiomasse resultieren (BOTHWELL ET AL. 1994; MOELLER 1994; WILLIAMSON & ZAGARESE 1994).

Es erscheint daher realistisch, dass extreme pH-Werte, O₂-Gesamtgasübersättigungen und UV-B-Werte über subletale Effekte (Wachstumsdepressionen, erhöhte Anfälligkeit gegenüber Infektionskrankheiten) die Überlebensrate der Fischbrut während der Überwinterung und des Wechsels in Habitate mit höherer Fließgeschwindigkeit verringern. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass hierbei gewässer- und fischartspezifische Aspekte zu berücksichtigen sind.

7 Ausblick

Die vorliegenden Untersuchungen liefern neue Erkenntnisse zur Auswirkung von Wassertemperatur, pH-Wert, O₂-Gesamtgasübersättigung und UV-B-Strahlung auf die frühen Entwicklungsstadien ausgewählter rheophiler Fischarten und belegen die Beobachtungen früherer Untersuchungen an bisher nicht untersuchten Fischarten.

Nach Kenntnis des Verfassers sind vergleichbare Angaben zum Temperaturpräferenzverhalten der untersuchten Entwicklungsstadien von Äsche, Barbe, Elritze, Moderlieschen, Nase, Nerfling, Perlfisch und Sterlet bisher nicht publiziert.

Dies trifft in gleichem Maße für die quantitativen Beobachtungen zum Einfluss von pH-Wert, O₂-Gesamtgasübersättigung und UV-B-Strahlung auf das Schwimmverhalten zu. Auch die Versuche zum Präferenz-/Meideverhalten gegenüber dem gewählten pH-Bereich zwischen 9 und 10 bzw. O₂-Gesamtgasübersättigungen liefern z. B. für Äsche, Barbe und Nase bisher nicht verfügbare Informationen.

Die unter Freilandbedingungen im Flachwasser ermittelten als fischschädlich einzustufenden UV-B-Strahlungswerte werden erstmals für Bayern dokumentiert und deren Schadwirkung wird an den diesbezüglich bisher nicht untersuchten Fischarten Äsche, Barbe, Hasel, Nase und Rutte belegt.

Die Ergebnisse tragen somit dazu bei, die Lebensraumsprüche der untersuchten Fischarten und Entwicklungsstadien sowie das Gefährdungspotenzial hoher pH-, O₂-Gesamtgasübersättigungs- und UV-B-Werte an den Fischbrutstandorten besser einschätzen zu können.

Weiterer Forschungsbedarf ergibt sich aus der Tatsache, dass die untersuchten abiotischen Parameter aufgrund ihrer Abhängigkeit von der Sonnenstrahlung meist in Kombination an den Fischbrutstandorten auftraten, in der vorliegenden Arbeit jedoch getrennt voneinander in ihrer Wirkungsweise auf die Fische untersucht wurden. Es ist davon auszugehen, dass sich die einzelnen Parameter wechselseitig beeinflussen und sich deren Schadwirkungen auf die frühen Entwicklungsstadien rheophiler Fischarten gegenseitig verstärken. Vor diesem Hintergrund könnten Laboruntersuchungen zur synergetischen Wirkung standorttypischer Werte von pH, O₂-Gesamtgasübersättigung und UV-B-Strahlung wichtige Erkenntnisse liefern. Ergänzende Enclosure-Versuche im Freiland wären sinnvoll, um die Übertragbarkeit der in Laborversuchen gewonnenen Ergebnisse auf Freilandbedingungen zu überprüfen.

8 Zusammenfassung

91 % der autochthonen, rheophilen Fischarten werden in der Bayerischen Roten Liste als gefährdet eingestuft und viele Arten gelten im gesamten europäischen Verbreitungsgebiet als gefährdet. Es werden verschiedene Faktoren als Ursache des Fischarten- und Populationschwundes diskutiert. Da keiner dieser Faktoren den oft flächendeckenden Rückgang einzelner Fischarten erklären kann, ist von einer multikausalen Wirkungsweise auszugehen. In vielen Fällen ist ein gestörter Altersaufbau der betroffenen Fischpopulationen festzustellen, der sich durch die fehlenden Jugendstadien bemerkbar macht. Die Ursachen für die Individuenabnahme dürften während der frühen Entwicklungsphase der Fische zu suchen sein. Daher kann eine Schädigung der Fischbrut durch ungünstige abiotische Umweltparameter als eine der möglichen Rückgangsursachen in Betracht gezogen werden.

Um das Gefährdungspotenzial abiotischer Umweltfaktoren an den Fischbrutstandorten besser einschätzen zu können, wurden in der vorliegenden Arbeit von 1999 bis 2003 die Auswirkungen standorttypischer abiotischer Parameter auf die Brut ausgewählter Fischarten untersucht. Es wurden Laborversuche zum Einfluss der Wassertemperatur auf die Standortwahl und das Wachstum der Fische, zum Meideverhalten gegenüber hohen pH- bzw. O₂-Gesamtgaswerten, zur Beeinflussung des Schwimmverhaltens durch hohe pH- bzw. O₂-Gesamtgaswerte, sowie zur Auswirkung erhöhter UV-B-Strahlung auf Schwimmverhalten, Wachstum, Hauthistologie und Mortalität durchgeführt. Es wurden folgende Hypothesen getestet:

- Die in den Flachwasserbereichen auftretenden, im Vergleich zur fließenden Welle, höheren Wassertemperaturen, werden von der Fischbrut bevorzugt aufgesucht.
- Standorttypische hohe pH-Werte und O₂-Gesamtgasübersättigungen werden von der Fischbrut nicht gemieden.
- Standorttypische hohe pH-Werte, O₂-Gesamtgasübersättigungen und UV-B-Strahlungswerte wirken sich negativ auf die Fischbrut aus und können daher zur Gefährdung der betroffenen Populationen rheophiler Fischarten beitragen.

Die Hypothesen werden durch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen gestützt. Das Temperaturpräferenzverhalten der Brut rheophiler Fischarten beeinflusst maßgeblich die Standortwahl der Fische und führt diese in Habitate mit wachstumsfördernden Temperaturen. Aus Freilandbeobachtungen lassen sich diese Aufwuchshabitate als strömungsberuhigte, unbeschattete litorale Flachwasserbereiche beschreiben. Infolge eines verstärkten Algenwachstums und des Klimawandels treten in diesen Bruthabitaten häufig extreme pH-Werte, Gasübersättigungen und UV-B-Werte auf, die nach Literaturangaben als fischschädigend einzustufen sind. Die Ergebnisse zeigen, dass keine der untersuchten Fischarten standorttypische hohe O₂-

Gasübersättigungen eindeutig meidet, was mit Ausnahme der Regenbogenforellen auch für hohe pH-Werte zutrifft. Die Untersuchungen bestätigen damit die Beobachtungen verschiedener Autoren und bekräftigen deren Hypothesen, dass

- i) der pH-Wert eher einen einschränkenden aber keinen kontrollierenden Faktor bei der Habitatwahl darstellt,
- ii) Fische nur unzureichend in der Lage sind, Gesamtgasübersättigungen wahrzunehmen und diese zu meiden und
- iii) die Wassertemperatur andere Parameter wie pH-Wert, O₂-Gesamtgasübersättigung und UV-B-Strahlung bei der Standortwahl überlagert.

Darüber hinaus belegen die Ergebnisse

- iv) indirekte negative Effekte hoher pH-Werte und O₂-Gesamtgasübersättigung in Form eines veränderten Schwimmverhaltens, das sich nachteilig auf die Fitness der Fische auswirken kann,
- v) eine fischschädigende Wirkung der an den Fischbrutstandorten bayerischer Fließgewässer im Frühjahr und Sommer auftretenden UV-B-Strahlungswerte,
- vi) eine Abhängigkeit der UV-B-Schadwirkung von Fischart, Entwicklungsstadium und Wasserqualität.

Es erscheint daher realistisch, dass extreme pH-Werte, O₂-Gesamtgasübersättigungen und UV-B-Werte über subletale synergetische Effekte wie Wachstumsdepressionen und eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Infektionskrankheiten die Überlebensrate der Fischbrut vermindern können und teilweise zum Rückgang verschiedener Fischpopulationen beitragen. Hierbei sind jedoch gewässer- und fischartspezifische Aspekte zu berücksichtigen.

9 Summary

91% of the autochthone rheophilic Bavarian fish species are considered endangered according to the Bavarian Red List and many of those species have been classified as threatened throughout their entire European dispersal. Several factors are being discussed as causes for this decline of fish species as well as diminishing fish populations in river ecosystems. Since none of these factors by themselves can explain the decrease of single fish species throughout Bavaria, a multi-causal mode of action must be assumed. In many cases a disrupted age-structure can be diagnosed, characterized by the lack of middle-aged fish. The causes behind this decline of fish numbers should possibly be sought during the early developmental stages of these fish *species*. A damage to the fish fry through unfavourable abiotic environmental conditions must be considered as one of the possible causes of population depletion.

In order to be able to better estimate the potential hazard posed by abiotic environmental factors, a study was conducted between 1999 and 2003 to elucidate the influence of such factors on fish fry at their typical preferred sites. The results are presented in this paper. A number of laboratory experiments were conducted involving the influence of water temperature on habitat choice and the growth rate of fish and the impact of strongly alkaline conditions and oxygen induced supersaturation of total gas pressure on avoidance reactions and locomotor behaviour of fish. Also the effect of UV-B-irradiation on swimming behaviour, growth, histology of the skin and mortality was investigated. The following hypotheses were tested for:

- In the natural riverine environment the higher water temperatures of shallow stretches near the shoreline, as opposed to the free current, are preferred by the fish fry.
- The fish fry does not avoid increased pH and oxygen induced gas-supersaturation.
- Increased pH, oxygen induced gas-supersaturation and high intensities of UV-B-radiation, typically occurring at the riverine areas inhabited by the fish fry, act negatively upon the fry and can thus add to the endangerment of the affected populations.

The hypotheses are supported by the results of the experiments presented here. The thermal preference behaviour strongly influences the habitat choice of the fry of rheophilic fish species, leading them to environments favourable in terms of growth rates. From field studies these nursery habitats can be described as sun-exposed, shallow stretches of water in the littoral zone with little or no current. Due to increased algal growth and the climate change extreme values of pH, gas-supersaturation and high UV-B-intensities, which according to literature must be rated as harmful to fish, frequently occur in these habitats.

The results show that none of the species studied explicitly avoids oxygen induced gas-supersaturations typical for these locations. With the exception of juvenile rainbow trout this was also true for strongly alkaline pH values. These studies thus confirm the observations of several authors and strengthen their hypothesis that

- i. ambient pH may act more as a "restricting" factor than as a controlling factor in the choice of fish habitat.
- ii. fish are insufficient able to detect and avoid gas-supersaturation.
- iii. water temperature as controlling factor for the choice of location superimposes other parameters such as pH, supersaturation of total gas pressure and UV-B-radiation.

Furthermore the results show

- iv. indirect negative effects of high pH and oxygen induced supersaturation of total gas pressure in the form of an altered swimming behaviour, which in turn could decrease the fitness of the fish fry.
- v. an deleterious effect of UV-B-intensities on fish-fry, occurring at the nursery habitats of Bavarian streams during spring and summer.
- vi. a dependency of harmful effects of UV-B-radiation on fish species, developmental stage and water quality.

It thus seems realistic to propose that highly alkaline pH values, oxygen induced supersaturation of total gas pressure and elevated UV-B-radiation decrease the survival rate of fish fry via sublethal synergistic effects such as growth depression and increased vulnerability towards infectious diseases. This could contribute to the decline of various fish populations. However the specific properties of the rivers and fish-typical aspects must be taken into consideration.

10 Literaturverzeichnis

- ADAMS, E. S.; TOWLE, F. G. (1974): Use of a recompression chamber to alleviate gas-bubble disease in coho sac-fry. *Prog. Fish Cult.*, 36:41.
- AHMED, F. E.; SETLOW, R. B. (1993): Ultraviolet radiation-induced DNA damage and its photorepair in the skin of the platyfish *Xiphophorus*. *Cancer Res.*, 53: 2249-2255.
- ALABASTER, J. S. (1964): The effect of heated effluents on fish. *Adv. Wat. Pollut. Res.*, 1: 261-292.
- ALABASTER, J. S.; DOWNING, A. L. (1966): A field and laboratory investigation of the effect of heated effluents on fish. *Fishery Invest., Lond.*, 6 (4).
- ALABASTER, J. S.; LLOYD, R. (1980): Water quality criteria for freshwater fish. London and Boston: Butterworths.
- ALABASTER, J. S.; WELCOMME, R. L. (1962): Effect of concentration of dissolved oxygen on survival of trout and roach in lethal temperatures. *Nature*, 194: 107.
- ALDERDICE, D. F.; JENSEN, J. O. T. (1985): Assessment of the influence of gas supersaturation on salmonids in the Nechako River in Relation to Kemano completion. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquatic Sci.*, No. 1386.
- ALIKUNHI, K. H.; RAMACHANDRAN, V.; CHAUDHARI, H. (1951): Mortality of carp fry under supersaturation of dissolved oxygen in water. *Proceedings of the National Institute of Science, India*, 17: 261-264.
- ALLEN J. R. M.; WOOTTON, R. J. (1982): The effect of ration and temperature on the growth of the three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* L.. *J. Fish. Biol.* 20: 409-422.
- ALLISON, L. N. (1960): "Sunburning" fingerling lake trout with ultraviolet light and the effect of a Niacin-fortified diet. *Prog. Fish Cult.*, 22: 114-116.
- ALLISON, L. N. (1963): Cataract in hatchery lake trout. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 92: 34-38.
- ALTMAN, P. L.; DITTMER, D. S. (1966): Environmental biology. *Fed. Amer. Soc. Exper. Biol.*, Bethesda, Md.
- AMLACHER, E. (1992): Taschenbuch der Fischkrankheiten. 6. Überarbeitete Auflage, Gustav Fischer Verlag Jena.
- ANTCLIFFE, B. L.; FIDLER, L. E.; BIRTWELL, I. K. (2002): *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci./Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat.*, no. 2370: 82 pp.
- ANUSHA, K.; TAKASHI, A. (2008): Indirect mechanisms accelerated due to ultraviolet-B irradiation on nutrient cycling in a freshwater ecosystem. *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.*, 93 (1): 1-60.
- APPELGATE, L. A.; LEY, R. D. (1988): Ultraviolet radiation-induced lethality and repair of pyrimidine dimers in fish embryos. *Mut. Res.*, 198: 85-92.

- ARNOLD, A.; LÄNGERT, H. (1995): Das Moderlieschen. Magdeburg: Westrap-Wiss.; Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- ÅTLAND, Å.; BARLAUP, B. T. (1996): Avoidance behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry in waters of low pH and elevated aluminum concentration: laboratory experiments. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 1827-1834.
- AVERY, J. A.; BOWMAKER, J. K.; DJAMGOZ, M. B. A.; DOWNING, J. E. G. (1983): Ultra-violet sensitive receptors in a freshwater fish. J. Physiol. (London), 334: 23-24.
- BAARS, M. (2000): Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern. Eine Untersuchung ausgewählter Populationen und ihrer Lebensräume. Dissertation am Department für Tierwissenschaften der TU-München.
- BAARS, M.; MATHES, E.; STEIN, H.; STEINHÖRSTER, U. (2001): Die Äsche. Die neue Brehm-Bücherei Bd. 640. Westrap Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- BAATH, C. (1990): Einfluss von Gasübersättigungen des Wassers auf Infektionskrankheiten bei Regenbogenforellen. Fischer und Teichwirt, 41: 65-66.
- BACKMAN, T. W. H.; EVANS, A. F.; ROBERTSON, M. S.; HAWBECKER, M. A. (2002): Gas Bubble Trauma Incidence in Juvenile Salmonids in the Lower Columbia and Snake Rivers. N. Am. J. Fish. Manage., 22 (3): 965-972.
- BAGANZ, D. (2005): Comparing locomotor behaviour of the fish species *Danio rerio* and *Leucaspis delineatus* under the influence of chemical stressors. Dissertation an der Humboldt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I.
- BAIRD, O. E.; KRUEGER, C. C. (2003): Behavioral thermoregulation of brook and rainbow trout: comparison of summer habitat use in an adironack river, New York. Trans. Am. Fish. Soc., 132: 1194-1206.
- BALDWIN, N.S. (1956): Food consumption and growth of brook trout at different temperatures. Trans. Am. Fish. Soc., 86: 323-328.
- BANASZAK, A.; LESSER, M. P.; KUFFNER, I. B.; ONDRUSEK, M. (1998): Relationship between ultraviolet (UV) radiation and mycosporine-like amino acids (MAAs) in marine organism. Bull. Mar. Sci., 63: 617-628.
- BANDARANAYAKE, W. M.; CHALKER, B. E.; DUNLAP, W. C. (2000): Tissue protein chemistry of UV-absorbing compounds. www.aims.gov.au/pages/research/fish/fisheyes/tpc01.html.
- BANDT, H. J. (1937): Der für Fische „tödliche pH-Wert“ im alkalischen Bereich. Z. Fischerei, 34: 359-361.
- BARANS, C. A.; TUBB, R. A. (1973): Temperatures selected seasonally by four fishes from western Lake Erie. J. Fish. Res. Bd. Can., 30: 1697-1703.
- BARAS E.; PHILIPPART, J. C. (1999): Adaptive and evolutionary significance of a reproductive thermal threshold in *Barbus barbus*. J. Fish. Biol. 55: 354-375.
- BARDACH, J. E.; BJORKLUND, R. G. (1957): The temperature sensitivity of some American freshwater fishes. Am. Nat., XCI (859): 233-251.

- BARDONNET, A.; GAUDIN, P.; PERSAT, H. (1991): Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Biology*, 26: 365-376.
- BARRINGTON, E. J. W.; MATTY, A. J. (1954): Seasonal variation in the thyroid gland of the minnow *Phoxinus phoxinus* L., with some observations on the effect of temperature. *Proc. Zool. Soc. Lond.*, 124: 89-95.
- BARTON, D. R.; TAYLOR, W. D.; BIETTE, R. M. (1985): Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North Am. J. Fish. Manag.*, 5: 364-378.
- BASLOW, M. H. (1967): Temperature adaption and the central nervous system of fish. In: Prosser, C. L. (ed.), *Molecular mechanisms of temperature adaption*. *Am. Assoc. Adv. Sci.*, 84: 205-226.
- BASS, E. L.; SISTRUN, S. N. (1997): Effect of UV-A radiation on development and hatching success in *Oryzias latipes*, the japanese medaka. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 59: 537-542.
- BATTINI, M.; ROCCO, V.; LOZADA, M.; TARTAROTTI, B.; ZAGARESE, H. E. (2000): Effects of ultraviolet radiation on the eggs of landlocked *Galaxias maculatus* (Galaxiidae, Pisces) in northwestern Patagonia. *Freshwat. Biol.*, 44 (3): 547-552.
- BAUER, K. (1981): Bedeutung der freien Kohlensäure in Forellenzuchtbetrieben. *Fischwaid*, 31: 1-5.
- BAUER, K. (1988): Zur Funktion der Fischkieme. *Wir Fischer*, 2: 26-35.
- BAUER, K. (1991): Zur Bedeutung der Kohlensäure in Karpfenteichen. *Österreichs Fischerei*, 44: 49-64.
- BAUER, K.; DANGSCHAT, H. (1990): Kohlensäuremangel in Karpfenteichen. *Fischer und Teichwirt*, 10: 280-282.
- BAUR, W.; RAPP, J. (1988): *Gesunde Fische*. Paul Parey Verlag, Hamburg & Berlin.
- BAUR, W.; RAPP, J. (2003): *Gesunde Fische*. 2. Neubearbeitete Auflage. Paul Parey Verlag, Hamburg & Berlin.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001): Vermehrung und Laicheraufzucht der Äsche (*Thymallus thymallus*). *Informationsberichte Heft 3*.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.
- BAYLEY, M.; NIELSEN, J.; BAATRUP, E. (1999): Guppy sexual behavior as an effect biomarker of oestrogen mimic. *Ecotoxicol., Environ. Saf.*, 43: 68-73.
- BEAR, E. A.; MCMAHON, T. E.; ZALE, A. V. (2007): Comparative thermal requirements of west-slope cutthroat trout and rainbow trout: implications for species interactions and development of thermal protection standards. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 136: 1113-1121.
- BECKER C. D.; WOLFORD, M. G. (1980): Thermal resistance of juvenile salmonids sublethally exposed to nickel, determined by the critical thermal maximum method. *Environ. Poll. (Series A)*, 21: 181-189.

- BEININGEN, K. T.; EBEL, W. J. (1970): Effect of John Day Dam on dissolved nitrogen concentration and salmon in the Columbia River. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99: 664-671.
- BEITINGER, T. L. (1977): Thermopreference behavior of Bluegill (*Lepomis macrochirus*) subjected to restrictions in available temperature range. *Copeia*, 3: 536-540.
- BEITINGER, T. L. (1990): Behavioural reactions for the assessment of stress in fishes. *J. Great Lakes Res.*, 16: 495-528.
- BEITINGER, T. L.; BENNETT, W. A.; MCCAULEY, R. W. (2000): Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environ. Biol. Fish.*, 58: 237-275.
- BEITINGER, T. L.; BENNETT, W. A. (2000): Quantification of the role of acclimation temperature in temperature tolerance of fishes. *Environ. Biol. Fish.*, 58: 277-288.
- BEITINGER, T. L.; BENNETT, W. A.; MCCAULEY, R. W. (2000): Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environ. Biol. Fish.*, 58: 237-275.
- BEITINGER, T. L.; FITZPATRICK, L. C. (1979): Physiological and ecological correlates of preferred temperature in fish. *Amer. Zool.*, 19: 319-329.
- BEITINGER, T. L.; MAGNUSON, J. J. (1975): Influence of social rank and size on thermoselection behavior of bluegill (*Lepomis macrochirus*). *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 2133-2136.
- BELAND, F.; BROWMAN, H. I.; ALONSO RODRIGUEZ, C.; ST-PIERRE, J. F. (1999): Effect of solar ultraviolet radiation (280-400 nm) on the eggs and larvae of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 1058-1067.
- BELL, M. G.; HOAR, W. S. (1950): Some effects of ultraviolet radiation on sockeye salmon eggs and alevines. *Can. J. Research Sect. D*, 28: 35-43.
- BENTLEY, W. W.; DAWLEY, E. M. (1981): Effects of supersaturated dissolved atmospheric gases on northern squawfish, *Ptychocheilus oregonensis*. *Northwest Sci.*, 55 (1): 50-61.
- BERGHahn, R.; BULLOCK, A. M.; KARAKIRI, M. (1993): Effects of solar radiation on the population dynamics of juvenile flatfish in the shallows of the Wadden Sea. *J. Fish Biol.*, 42 (3): 329-345.
- BERGHahn, R.; KARAKIRI, M. (1990): Experimental induction of biological tags in otoliths of 0-group plaice *Pleuronectes platessa* by starvation, temperature and UV-B radiation. *Marine Ecology-Progress Series*, 67: 227-233.
- BERGHOUSE, D. L. (1992): Lethal effects of elevated pH and ammonia on early life stages of walleye. *N. Am. J. Fish. Manag.*, 12: 356-366.
- BESCH, W. K.; KEMBALL, A.; MEYER-WAARDEN, K.; SCHARF, B. (1977): A biological monitoring system employing rheotaxis of fish. In: Cairns, J. Jr.; Dickson, K. L.; Westlake, G. F. (Eds.) *Biological monitoring of water and effluent quality*, ASTM STP 607, American Society for Testing and Materials: 56-74.

- BIDGOOD, B. F.; BERST, A. H. (1969): Lethal temperatures for Great Lakes rainbow trout. J. Fish. Res. Bd. Can., 26: 456-459.
- BINNS, N. A.; EISERMANN, F. M. (1979): Quantification of fluvial trout habitats in Wyoming. Trans. Am. Fish. Soc., 108: 215-228.
- BISCHOFF, A.; SCHOLTEN, M. (1996): Diurnal distribution pattern of 0+ barbel *Barbus barbus* in two different types of habitats in the River Sieg, Germany. Folia Zool., 45 (Suppl.1): 13-20.
- BISHAI, H. M. (1960): Upper lethal temperatures for larval salmonids. J. Cons. int. Explor. Mer., 25: 129-133.
- BJORNN T. C.; REISER D. W. (1991): Habitat requirements of salmonids in streams. In: Meehan W. R. (ed.) Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitat. Bethesda Maryland: American Fisheries Society: 83-138.
- BLACK, E. A.; GOWEN, R. J. (1988): Algae: A problem for fish farmers. In: Aquaculture international congress and exposition, Vancouver Trade and Convention Center, Vancouver, British Columbia, Canada, Sept.6-9, 1988: p. 54.
- BLACK, E. C. (1953): Upper lethal temperatures of some British Columbia freshwater fishes. J. Fish. Res. Bd. Can., 10: 196-210.
- BLAUSTEIN, A. R.; EDMOND, B.; KIESECKER, J. M.; BEATTY, J. J.; HOKIT, D. G. (1995): Ambient ultraviolet radiation causes mortality in salamander eggs. Ecol. Appl., 5: 740-743.
- BLAUSTEIN, A. R.; KIESECKER, J. M. (1997): The effect of ultraviolet-B radiation on amphibians in natural ecosystems. In: Häder, D. P. (Hrsg.) The effects of ozone depletion on aquatic ecosystems. RG Landes Company, Austin, Texas: 175-188.
- BLAZER, V. S.; FABACHER, D. L.; LITTLE, E. E.; EWING, M. S.; KOCAN, K. M. (1997): Effects of ultraviolet-B radiation on fish: Histologic comparison of a UVB-sensitive and a UVB-tolerant species. J. of Aquatic Animal Health, 9 (2): 132-143.
- BLESS, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.). Schr. R. Landschaftspflege u. Naturschutz, 35: 4-57.
- BLESS, R.; LELEK, A.; WATERSTRAAT, A. (1994): Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). Schriftenreihe Landschaftspf. U. Natursch., 42: 137-156.
- BLÜBAUM-GRONAU, E.; HOFFMANN, M.; SPIESER, O. H.; KREBS, F. (1994): Der Koblenzer Verhaltensfischtest, ein auf dem Meßsystem BehavioQuant beruhender Biomonitor zur Gewässerüberwachung. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 89: 87-117.
- BLÜBAUM-GRONAU, E.; SPIESER, O. H.; KREBS, F. (1992): Bewertungskriterien für einen Verhaltensfischtest zur kontinuierlichen Gewässerüberwachung. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 89: 333-348.
- BLUMTHALER, M.; AMBACH, W. (1988): Solar UV-B albedo of various surfaces. Photochem. Photobiol., 48: 85-88.

- BLUMTHALER, M.; AMBACH, W.; ELLINGER, R. (1997): Increase in solar UV radiation with altitude. J. Photochem. Photobiol. B: Biol., 39: 130-134.
- BÖCK, P. (1989): Romeis Mikroskopische Technik. 15. Auflage. Urban und Schwarzenberg, München, Wien, Baltimore.
- BOCK, K. H.; BÖßNECK, U.; BRETTFELD, R.; MÜLLER, R.; MÜLLER, U.; ZIMMERMANN, W. (2004): Fische in Thüringen - Die Verbreitung der Fische, Neunaugen, Krebse und Muscheln. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt.
- BOHL, M. (1999): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. 2. Aufl. Verlags Union Agrar, DLG Verlag Frankfurt (Main), BLV Verlagsgesellschaft München, Landwirtschaftsverlag Münster, Hilstrup.
- BOOTH, C. R.; MORROW, J. H. (1997): The penetration of UV into natural waters. Photochem. Photobiol., 65: 254-257.
- BOTHWELL, M. L.; SHERBOT, D. M.; POLLACK, C. M. (1994): Ecosystem response to solar ultraviolet-B radiation: influence of trophic level interactions. Science (Washington, D.C.), 265: 97-100.
- BOUCK, G. R. (1974): Supersaturation and fishery observations in selected Alpine Oregon streams. In: D. H. Fickeisen and M. J. Schneider (eds.), Gas Bubble Disease. USERDA CONF-741033. Energy Research and Development Administration, Oak Ridge, TN: 44-46.
- BOWLBY, J. N.; ROFF, J. C. (1986): Trout biomass and habitat relationships in southern Ontario streams. Trans. Am. Fish. Soc., 115: 503-514.
- BOWMAKER, J. K. (1990): Visual pignents of fishes. In: Douglas R. H. Djamgoz M. B. A. (eds.). The visual system of fishes. Chapman & Hall, London: 81-107.
- BRADLEY, R. W.; SPRAGUE, J. B. (1985): The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 731-736.
- BRÄMICK, U.; ROTHE, U.; SCHUHR, H.; TAUTENHAHN, M.; THIEL, U.; WOLTER, C.; ZAHN, S. (1999): Fische in Brandenburg - Verbreitung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg, Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow.
- BRANDT, S. B. (1980): Spatial segregation of adult and young-of-the-year alewives across a thermocline in Lake Michigan. Ttrans. Am. Fish. Soc., 109: 469-478.
- BRANDT, S. B.; MAGNUSON, J. J.; CROWDER, L. B. (1980): Thermal habitat partitioning by fishes in Lake Michigan. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 1557-1564.
- BREDER, C. M. JR. (1951): Studies on the structure of the fish school. Bull. Am. Mus. Nat. Hist., 98: 5-27.
- BREGULLA, D. (1988): Temperaturuntersuchungen an Laichgewässern der Kreuzkröte, *Bufo calamita* Laurenti, 1768 (Anura: Bufonidae). - Salamandra, Bonn, 24: 276-286.

- BRETT, J. R (1952): Temperature tolerance in young Pacific salmon genus *Oncorhynchus*. J. Fish. Res. Bd. Can., 9: 265-323.
- BRETT, J. R (1956): Some principles in the thermal requirements of fishes. Quart. Rev. Biol., 31: 75-87.
- BRETT, J. R (1970): Environmental factors, Part I, Temperature. In: Marine Ecology, Vol. 1 (O. Kinne, ed.). London: Wiley: 513-560.
- BRETT, J. R. (1971): Energetic responses of salmon to temperature – study of some thermal relations in physiology and freshwater ecology of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). Am. Zool., 11: 99-113.
- BRETT, J. R.; HOLLANDS, M.; ALDERDICE, D. F. (1958): The effect of temperature on the cruising speed of young sockeye and coho salmon. J. Fish. Res. Bd. Can., 15 (4): 587-605.
- BRETT, J. R.; SHELBOURN, J. E.; SHOOP, C. T. (1969): Growth rate and body composition of fingerling sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, in relation to temperature and ration size. J. Fish. Res. Bd. Can., 26: 2363-2394.
- BRITZ, P.J. (1987): Temperature preferences and optimum temperature for growth of African sharptooth catfish (*Clarias gariepinus*) larvae and post-larvae. Aquaculture, 63: 205-214.
- BROWMAN, H. I.; HAWRYSHYN, C. W. (1992): Developmental landscapes for ultraviolet photosensitivity in fishes: Loss of the UV mechanism is reversible and can be manipulated by thyroid hormone and retinoic acid. Amer. Zool., 32 (5): 130.
- BROWMAN, H. I.; VETTER, R. D.; RODRIGUEZ, C. A.; CULLEN, J. J.; DAVIS, R. F.; LYNN, E.; ST. PIERRE, J. F. (2003): Ultraviolet (280–400 nm)–induced DNA Damage in the Eggs and Larvae of *Calanus finmarchicus* G. (Copepoda) and Atlantic Cod (*Gadus morhua*). Photochem. Photobiol., 77 (4): 397-404.
- BROWN, H. W.; JEWELL, M. E. (1926): Further studies on the fishes of an acid lake. Trans. Am. Microsc. Soc., 45: 20-34.
- BROWN, J. H.; FELDMETH, C. R. (1971): Evolution in constant and fluctuating environments: thermal tolerances of desert pupfish (*Cyprinodon*). Evolution, 25: 390-398.
- BROWN, L. R. (1989): Temperature preferences and oxygen consumption of three species of sculpin (*Cottus*) from the Pit River drainage, California. Env. Biol. Fish., 26: 223-226.
- BROWN, M. E. (1946): The growth of brown trout (*Salmo trutta* Linn.). III. The effect of temperature on the growth of two-year-old trout. J. exp. Biol., 22: 145-155.
- BROWNELL, C. L. (1980): Water quality requirements for first-feeding in marine fish larvae. II. pH, oxygen and carbon dioxide. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 44: 285-298.
- BRUSTAMANTE, J.; BREDESTON, L.; MALANGA, G.; MORDOH, A. R. (1993): Role of melanin as a scavenger of active oxygen species. Pigment Cell Res., 6: 348-353.

- BRYAN, J. D.; HILL, L. G.; NEILL, W. H. (1984): Interdependence of acute temperature preference and respiration in the plains minnow (*Hybognathus placitus*). Trans. Am. Fish. Soc., 113 (5): 557-562.
- BUCKLER, D. R.; CLEVELAND, L.; LITTLE, E. E.; BRUMBAUGH, W. G. (1995): Survival, sublethal responses, and tissue residues of Atlantic salmon exposed to acidic pH and aluminium. Aquat. Toxicol., 31: 203-216.
- BUDDINGTON, R. K.; HAZEL, J. R.; DOROSHOV, S. I.; VAN EENENAAM, J. (1993): Ontogeny of the capacity for homeoviscous adaptation in white sturgeon (*Acipenser transmontanus*). J. exp. Zool., 265 (1): 18-28.
- BUKAU, B. (2001): Hitzeschockproteine (Chaperone) und Ihre Aufgaben. Biologie in unserer Zeit, 31 (3).
- BULL, H. O. (1936): Studies on conditioned responses in fishes. VII. Temperature perception in teleosts. J. Mar. Biol. Assn. United Kingdom, 21: 1-27.
- BULLOCK, A. M. (1982): The effect of UV-B irradiation on the integument of the marine flatfish *Pleuronectes platessa* L. In: J. Calkins (ed.) The Role of Solar Ultraviolet Radiation in Marine Ecosystems, Plenum Press, New York: 499-508.
- BULLOCK, A. M. (1985): The effect of ultraviolet-B radiation upon the skin of the plaice, *Pleuronectes platessa* L., infected with the bodonide ectoparasite *Ichthyobodo necator* (Henneguy, 1883). J. Fish. Dis., 8: 547-550.
- BULLOCK, A. M. (1988): Solar ultraviolet radiation: a potential environmental hazard in the cultivation of farmed finfish. In J. F. Muir and R. J. Roberts (Ed.) Recent advances in aquaculture, volume 3. Croom Helm, London: 139-224.
- BULLOCK, A. M.; COUTTS, R. R. (1985): The impact of solar ultraviolet radiation upon the skin of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, Richardson, farmed at high altitude in Bolivia. J. Fish Dis., 8: 263-272.
- BULLOCK, A. M.; ROBERTS, R. J. (1979): Induction of UDN-like lesions in salmonid fish by exposure to ultraviolet light in the presence of phototoxic agents. J. Fish Dis., 2: 439-441.
- BULLOCK, A. M.; ROBERTS, R. J. (1981): Sunburn lesions in salmonid fry: a clinical and histological report. J. Fish Dis., 4: 271-275.
- BULLOCK, A. M.; ROBERTS, R. J. (1992): The influence of ultraviolet-B radiation on the mechanism of wound repair in the skin of the Atlantic salmon, *Salmo salar* L. J. Fish Dis., 15: 143-152.
- BULLOCK, A. M.; ROBERTS, R. J.; WADDINGTON, P.; BOOKLESS, W. D. A. (1983): Sunburn lesions in koi carp. Veterinary Record, 112: 55.
- BUNDESAMT FÜR STREHLENFORSCHUNG (1999 – 2003): Werte für den tagesmaximalen UV-Index der Messstation in Neuherberg.
- CAIRNS, J. JR.; SCHEIER, A. (1958): The relation of bluegill sunfish body size to tolerance for some common chemicals. Ind. Wastes, 3: 126.

- CALDWELL, M. M.; NATCHWEY, D. S. (1975): Introduction and overview. Impacts of climatic change on the biosphere. CIAP Monograph 5 Pt 1, Ch. 1: 3-30.
- CALKINS, J. (1975): Measurements of the penetration of solar UV-B into various natural waters. In: Impacts of climatic change on the biosphere. CIAP Monograph 5, Pt 1, Ch 2 (Appendix E). Climate Impact Assessment Program, US Dept of Commerce, Washington, DC: 267-298.
- CAREFOOT, T. H.; KARENTZ, D.; PENNINGS, S. C.; YOUNG, C. L. (2000): Distribution of mycosporine-like amino acids in the sea hare *Aplysia dactylomela*: effect of diet on amounts and types sequestered over time in tissues and spawn. *Comp. Biochem. Physiol. C*, 126: 91-104.
- CARLINE, R. F.; MACHUNG, J. F. (2001): Critical thermal maxima of wild and domestic strains of trout. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 130: 1211-1216.
- CARROL, A. K.; SHICK, J. M. (1996): Dietary accumulation of UV-absorbing mycosporine-like amino acids (MAAs) by the green sea urchin (*Strongylocentrotus drobeachiensis*). *Marine Biology*, 124: 561-569.
- CARTER, L. (1964): Effects of acidic and alkaline effluents on fish in sea water. *Eff. Wat. Treatmt. J.*, 4: 484-486.
- CASTERLIN, M. E.; REYNOLDS, W. W. (1982): Thermoregulatory behavior and diel activity of yearling winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus* (Walbaum). *Environ. Biol. Fish.*, 7 (2): 177-180.
- CHAMBERLAIN, G. W.; NEILL, W. H.; ROMANOWSKY, P. A.; STRAWN, K. (1980): Vertikal responses of atlantic croaker to gas supersaturation and temperature change. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 109: 737-750.
- CHAPMAN, F. A.; CARR, S. H. (1995): Implications of early life stages in the natural history of the Gulf of Mexico sturgeon, (*Acipenser oxyrinchus desotoi*). *Environ. Biol. Fish.*, 43 (4): 407-413.
- CHARRON, R. A.; FENWICK, J. C.; LEAN, D. R. S.; MOON, T. W. (2000): Ultraviolet-B radiation effects on antioxidant status and survival in the zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Photochem. Photobiol.*, 72 (3): 327-333.
- CHARLON, N.; BARBIER, B.; BONNET, C. (1970): Resistance de la truite Arc-en-Ciel (*Salmo gairdneri*) a des variations brusques de temperature. *Ann. Hydrobiol.*, 1: 73-89.
- CHEEK, T. E.; VAN DEN AVYLE, M. J.; COUTANT, C. C. (1985): Influences of water quality on distribution of striped bass in a Tennessee River impoundment. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 114: 67-76.
- CHERRY, D. S.; DICKSON, K. L.; CAIRNS, J. JR. (1975): Temperatures selected and avoided by fish at various acclimation temperatures. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 485-491.

- CHERRY, D. S.; DICKSON, K. L.; CAIRNS, J. JR.; STAUFFER, J. R. (1977a): Preferred, avoided and lethal temperatures of fish during rising temperature conditions. J. Fish. Res. Bd. Can., 34: 239-246.
- CHERRY, D. S.; LARRICK, S. R.; DICKSON, K. L.; HOEHN, R. C.; CAIRNS, J. JR (1977b): Significance of hypochlorous acid in free residual chlorine to the avoidance response of spotted bass (*Micropterus punctalatus*) and rosyface shiner (*Notropis rubellus*). J. Fish. Res. Bd. Can, 34: 1365-1372.
- CHILDS, M. R.; CLARKSON, R. W. (1996): Temperature effects on swimming performance of larval and juvenile Colorado squawfish: Implications for survival and species recovery. Trans. Am. Fish. Soc., 125: 940-947.
- CHIOCCARA, F.; DELLA GALIA, A.; DE ROSA, M.; NOVELLINO, E.; PROTA, G. (1980): Mycosporine amino acids and related compounds from the eggs of fishes. Bul. Soc. Chim. Belg., 89: 1101-1106.
- CHOI, J.; ORIS, J. T. (2000): Evidence of oxidative stress in bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) liver microsomes simultaneously exposed to solar ultraviolet radiation and anthracene. Environmental Toxicology and Chemistry., 19 (7): 1795-1799.
- CHRISTIE, G. C.; REGIER, H. A. (1988): Measures of optimal thermal habitat and their relationship to yields for four commercial fish species. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 301-314.
- CLARKE, G. L.; JAMES, H. R. (1939) Laboratory analysis of the selective absorption of light by sea water. J. Opt. Soc. Am., 29: 43-55.
- CLARK, R. P.; EDWARDS, M. S.; FOSTER, M. S. (2004): Effects of shade from multiple kelp canopies on an understory algal assemblage. Mar. Ecol. Prog. Ser., 267: 107-119.
- CLELEN, D.; CRAWSHAW, L.; WALLACE, H.; PODRABSKY, J. (2006): Temperature preference in the annual killifish *Austrofundulus limnaeus*. FASEB Journal, 20 (5, Part 2): A829.
- CLIFTON-HARDLEY, R.S.; RICHARDS, R.H.; BUCKE, D. (1986): Proliferative Kidney Disease (PKD) in rainbow trout *Salmo gairdneri*: further observations on the effects of water temperature. Aquaculture, 55: 165-17.
- COLEMAN, J. S.; HECKATHRON, S. A.; HALLBERG, R. L. (1995): Heat shock proteins and thermo-tolerance: linking molecular and ecological perspectives. Trends in Ecology and Evolution, 10: 305-306.
- COLLINS, G. B. (1952): Factors influencing the orientation of migrating anadromous fishes. Fish. Bull., 73: 375-396.
- COLT, J. (1984): Seasonal changes in dissolved-gas supersaturation in the Sacramento River and possible effects on striped bass. Trans. Am. Fish. Soc., 113: 655-665.
- COLT, J. (1986): Gas supersaturation - Impact on the design and operation of aquatic systems. Aquacultural Engineering., 5: 49-85.

- COLT, J.; BOUCK, G.; FIDLER, L. (1986): Review of current literature and research on gas supersaturation and gas bubble trauma. Special Publication number 1. Bioengineering Section. American Fisheries Society.
- COLT, J.; ORWICZ, K.; BOUCK, G. (1991): Water quality considerations and criteria for high-density fish culture with supplemental oxygen. In: Colt, J. & White, R. J. (Ed.): Am. Fish. Soc. Symposium, 10: 372-385.
- COLT, J.; ORWICZ, K.; BROOKS, D. (1985): The effect of gas supersaturation on the growth of juvenile channel catfish, *Ictalurus punctatus*. Aquaculture, 50: 153 – 160.
- COOP, G. H. (1992): Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. Environ. Biol. Fish., 33: 181-193.
- COOP, G. H.; JURAJDA, P. (1993): Do small riverine fish move inshore at night? J. Fish. Biol., 43 (Suppl. A): 229-241.
- CORNACCHIA, J. W.; COLT, J. E. (1984): The effects of dissolved gas supersaturation on larval striped bass, *Morone saxatilis* (Walbaum). J. Fish Dis., 7 (1): 15-27.
- COULIBALY, I.; DANZMANN, R. G.; PALT, Y.; VALLEJO, R.; GAHR, S. A.; YAO, J.; REXROAD, C. E. (2006): Mapping of genes in a region associated with upper temperature tolerance in rainbow trout. Animal Genetics. 37(6): 598-599.
- COUNIHAN, T. D.; MILLER, A. I.; MESA, M. G.; PARSLEY, M. J. (1998): The effect of dissolved gas supersaturation on White sturgeon larvae. Trans. Am. Fish. Soc., 127 (2): 316-322.
- COUTANT, C. C. (1973): Effect of thermal shock on vulnerability of juvenile salmonids to predation. J. Fish. Res. Bd. Can., 30: 965-973.
- COUTANT, C. C. (1975): Temperature selection by fish - a factor in power plant assessments. In: Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants, IAEA Symp., Vienna.
- COUTANT, C. C. (1977): Compilation of temperature preference data. J. Fish. Res. Bd. Can., 34: 739-745.
- COUTANT, C. C. (1987): Thermal preference: when does an asset become a liability? Env. Biol. Fish., 18 (3): 161-172.
- COUTANT, C. C.; ZACHMAN, K. L.; COX, D. K.; PEARMAN, B. L. (1984): Temperature selection by juvenile striped bass in Laboratory and Field. Trans. Am. Fish. Soc., 113: 666-671.
- COVERT, J. B.; REYNOLDS, W. W. (1977): Survival value of fever in fish. Nature, 267: 43-45.
- COWLES, R. B. BOGERT, C. M. (1944): A preliminary study of thermal requirements in desert reptiles. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist., 83: 265-296.
- COWX, G.; WELCOMME, R. L. (Eds.) (1998): Rehabilitation of rivers for fish. Fishing News Books, FAO, Rome. 260 pp.
- CRAIGIE, D. E. (1963): An effect of water hardness in the thermal resistance of the rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. Can. J. Zool., 41: 825-830.
- CRAWSHAW, L. I. (1979): Responses to rapid temperature-change in vertebrate ectotherms. Am. Zool., 19: 225-237.

- CROWELL, M. F.; MCCAY, C. M. (1930): The lethal dose of ultraviolet light for brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Science (Washington, D.C.), 72: 582-583.
- CRUNKILTON, R. L., CZARNEZKI, J. M.; TRIAL, L. (1980): Severe gas bubble disease in the mid-western United States. Trans. Am. Fish. Soc., 109: 725-733.
- CUI, Y.; WOOTON, R.J. (1988): Bioenergetics of growth of a cyprinid, *Phoxinus phoxinus* (L.): the effect of ration and temperature on growth rate and efficiency. J. Fish Biol. (33): 763-773.
- CURRIE, R. J.; BENNET, W. A.; BEITINGER, T. L. (1998): Critical thermal minima and maxima of three freshwater game-fish species acclimated to constant temperatures. Environ. Biol. Fish., 51: 187-200.
- DAMKAER, D. M.; DEY, D. B.; HERON, G. A. (1981): Dose/dose-rate responses of shrimp larvae to UV-B radiation. Oecologica, 48: 178-182.
- DAS, P. C.; AYYAPPAN, S.; JENA, J. K. (2006): Haematological changes in the three Indian major carps, *Catla catla* (Hamilton), *Labeo rohita* (Hamilton) and *Cirrhinus mrigala* (Hamilton) exposed to acidic and alkaline water pH. Aquaculture, 256 (1-4): 80-87.
- DAWKINS, M. S. (2004): Using behaviour to assess animal welfare. Anim. Welf., 13: 3-7.
- DAYE, P. G.; GARSIDE, E. T. (1975): Lethal levels of pH for brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). Can. J. Zool., 53: 639-641.
- DAYTON, P. K.; TEGNER, M. J.; EDWARDS, P. B.; RISER, K. L. (1999): Temporal and spatial scales of kelp demography: the role of oceanographic climate. Ecol. Monogr., 69:219-250.
- DEACON, N.; HECHT, T. (1995): Observations on the thermoregulatory behaviour of juvenile spotted grunter, *Pomadasys commersonnii* (Haemulidae: Pisces). J. Appl. Ichthyol., 11: 100-110.
- DEDUAL, M. (1990): Biologie Et Problemes De Dynamique De Population Du Nase (*Chondrostoma nasus*) Dans La Petite Sarine. These de Doctorat de l' universit  de Fribourg (Suisse).
- DELONG, D. C.; HALVER, J. E.; YASTUAKE, W. T. (1958): A possible cause of "sunburn" in fish. Prog. Fish Cult., 20: 111-113.
- DEMONT, J. D.; MILLER, R. W. (1971): First reported incident of gas bubble disease in the heated effluent of a stream electrical generating station. Proc. 25th Ann. Meeting, S.E. Assoc. Game and Fish Comm.: 392-399.
- DENZER, H. W. (1952): Akute Hypoxie und Atemfrequenz bei Regenbogenforellen Setzlingen. Fischwirt, 7: 241-244.
- DENDY, J. S. (1948): Predicting depth distribution of fish in three TVA storage-type reservoirs. Trans. Am. Fish. Soc., 75: 65-71.
- DESPATIE, S. P.; CASTONGUAY, M.; CHABOT, D. (2001): Final thermal preferendum of Atlantic cod: Effect of food ration. Trans. Am. Fish. Soc., 130: 263-275.

- DESTASO III, J.; RAHEL, F. J. (1994): Influence of water temperature on interactions between juvenile Colorado River cutthroat trout and brook trout in a laboratory stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 123 (3): 289-297.
- DESYLVA, D. P. (1969): Theoretical considerations on the effects of heated effluents on marine fishes, pp. 229-293. In: Krenkel, P. A., and Parker, F. L. (eds.), *Biological aspects of thermal pollution*. Vanderbilt Univ. Press, Nashville, TN.
- DETHLEFSEN, V.; TÜG, H.; BAUMANN, M.; VON WESTERNHAGEN, H.; HERBERT, A. (1996): Experimente über die Wirkung von UVB auf pelagische Fischembryonen in einem Sonnenscheinsimulator. *Inf. Fischwirtsch.*, 43: 180-186.
- DEUFEL, J.; MOHR, A. (1984): Grenzen beim Einsatz von Sauerstoff in der Aquakultur. *Der Fischwirt*, 33 (1): 1-4.
- DEUFEL, J. (1976): Über die Wirkung freier Kohlensäure auf Fische und die Ursache der Gasblasenkrankheit. *Fisch und Umwelt*, 2: 145-151.
- DEUFEL, J. (1991): Kann aus Verhaltensstörungen und äußeren Veränderungen bei Fischen auf die Todesursache geschlossen werden? *Fischökoölogie Aktuell*, 5: 19-23.
- DEVLAMMING, V. L. (1971): Thermal selection behavior in the estuarine goby *Gillichthys mirabilis* Cooper. *J. Fish Biol.*, 3: 277-286.
- DEY, D. B.; DAMKAER, D. M. (1990): Effects of spectral irradiance on the early development of chinook salmon. *Prog. Fish. Cult.*, 52: 141-154.
- DIAMOND, S. A.; MOUNT, D. R.; MATTSON, V. R.; HEINIS, L. J.; HIGHLAND, T. L.; ADAMS, A. D.; SIMCIK, M. F. (2006): Photoactivated polycyclic aromatic hydrocarbon toxicity in medaka (*Oryzias latipes*) embryos: relevance to environmental risk in contaminated sites. *Environmental toxicology and chemistry*, 25 (11): 3015-3023.
- DIFFEY, B. L. (1982): In: *Ultraviolet radiation in medicine*, Medical Physics Handbook II. Adam Hilger, Bristol: 136 pp.
- DIJK, P. L.; STAAKS, G.; HARDEWIG, I. (2002): The effect of fasting and refeeding on temperature preference, activity and growth of roach, *Rutilus rutilus*. *Oecologia*, 130 (4): 496-504.
- DOMITROVIC, H. A.; BECHARA, J. A.; FLORES QUINTANA, C.; ROUX, J. P.; GAVILAN, G. (2000): A survey study of gas supersaturation and fish gas bubble disease in the Parana River below Yacyreta Dam, Argentina. Estudio de la supersaturacion gaseosa y la enfermedad de la burbuja en los peces del Rio Parana de bajo de la Represa de Yacyreta, Argentina. *Rev. Ictiol.*, 8 (1-2): 29-40.
- DONG, QIAOXIANG, SVOBODA, K.; TIERSCH, T. R.; MONROE, W. T. (2007): Photobiological effects of UVA and UVB light in zebrafish embryos: Evidence for a competent photorepair system. *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.*, 88: 137-14.
- DOUGHTY, M. J.; CULLEN, A. P.; MONTEITH-MCMMASTER, C. A. (1997): Aqueous humour and crystalline lens changes associated with ultraviolet radiation or mechanical damage to corneal epithelium in freshwater rainbow trout eyes. *Photochem. Photobiol.*, 41 (1-2): 165-172.

- DOULOS, S. K.; KINDSCHI, G. A. (1990): Effects of oxygen supersaturation on the culture of cutthroat trout, *Oncorhynchus clarki* Richardson, and rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* Richardson. *Aquaculture and Fisheries Management*, 21: 39-46.
- DOWNING, J. E. G.; DJAMGOZ, M. B. A.; BOWMAKER, J. K. (1986): Photoreceptors of a cyprinid fish, the roach: morphological and spectral characteristics. *J. Comp. Physiol.*, A 159: 859-868.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C. L.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J.; SULLIVAN, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.*, 81 (2):163-182.
- DUJMIC, A. (1997): Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche: Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fangö. *Facultas-Univ.-Verl*, Wien.
- DUNBAR, C. E. (1959): Sunburn in fingerling rainbow trout. *Prog. Fish Cult.*, 21: 74.
- DUNCAN, A.; KUBECKA, J.; KETT, S.; HANNA, N.; SKELDON, J. (2001): Habitats of 0+ fry in an English lowland river. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 135 v(2): 153-171.
- DÜBLING, U.; BERG, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. *Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg*, Stuttgart.
- DÜBLING, U., BERG, R., KLINGER, H. & WOLTER, C. (2004): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie* 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84.
- DYK, V. (1956): Die Sommertemperaturen der Äschenregion. *Arch. Hydrobiol.*, 52 (3): 388-397.
- DWYER, W. P.; PIPER, R. G. (1987): Atlantic salmon growth efficiency as affected by temperature. *Prog. Fish. Cult.*, 49: 57-59.
- 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 tolerance. *Fisheries*, 20 (4): 10-18.
- EBEL, G. (2008): Turbinenbedingte Schädigung des Aals (*Anguilla anguilla*) - Schädigungsraten an europäischen Wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeiten der Prognose. *Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel*, Heft 3.
- EBEL, G.; SPEIERL, T. (2003): Fisch des Jahres 2003 - Die Barbe (*Barbus barbus*). *Verband Deutscher Sportfischer e. V.*: 61 S.
- EDSALL, D. A.; SMITH, C. E. (1991): Oxygen-induced gas bubble disease in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Aquaculture and Fisheries Management*, 22: 135-140.
- EICHER, G. J. (1946): Lethal alkalinity for trout in waters of low salt content. *J. Wildl. Manage.*, 10: 82-85.
- EIFAC (1969): Water quality criteria for European freshwater fish – water temperature and inland fisheries. *Water Res.*, 3: 645-662.

- EISLER, R. (1961): Effects of visible radiation on salmonid eggs and larvae. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 87: 151-162.
- ELLIOTT, J. M. (1975): The growth rate of brown trout, *Salmo trutta* L. fed on maximum rations. *J. Anim. Ecol.*, 44: 805-821.
- ELLIOTT, J. M. (1981): Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. In: A. D. Pickering (ed.) *Stress and fish*. Academic Press Inc., Ltd. London: 209-245.
- 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. (1995): The effect of the rate of temperature increase on the critical thermal maximum for parr of Atlantic salmon and brown trout. *J. Fish. Biol.*, 47: 917-919.
- ELSTON, R. (1983): Histopathology of oxygen intoxication in the juvenile red abalone; *Haliotis rufescens* Swainson. *J. Fish Dis.*, 6: 101-110.
- EMBODY, G. C. (1934): Relation of temperature to the incubation period of eggs of four species of trout. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 64: 281-292.
- ENGELHORN, O. R. (1943): Die Gasblasenkrankheit bei Fischen. *Z. Fisch. Hilfswiss.*, 41: 294-317.
- ESCUDERO-GARCIA, J. C.; GARCIA-CEBALLOS, E.; MARTIN-GALLARDO, J.; PEREZ-REGADERA, J. J. (1997): Model for the study of the selection of environmental parameters in freshwater fish. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 44 (3): 359-375.
- ESPMARK, A. M.; BAEVERFJORD, G. (2008): Effects of hyperoxia on behavioural and physiological variables in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquacult Int.*
- EWING, M. S.; BLAZER, V. S.; FABACHER, D. L.; LITTLE, E. E.; KOCAN, K. M. (1999): Channel catfish response to ultraviolet-B-radiation. *J. of Aquatic Animal Health*, 11: 197-199.
- FABACHER, D. L.; LITTLE, E. E. (1995): Skin component may protect fishes from ultraviolet-B radiation. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2 (1): 30-32.
- FABACHER, D. L.; LITTLE, E. E. (1998): Photoprotective substance occurs primarily in outer layers of fish skin. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 5 (1): 4-6.
- FABACHER, D. L.; LITTLE, E. E.; JONES, S. B.; DEFABO, E. C.; WEBER, L. J. (1994): Ultraviolet-B radiation and the immune response of rainbow trout. In: Stolen, J. & Fletcher, T. C. (Eds.): *Modulators of fish immune response: models for environmental toxicology, biomarkers, immunostimulators*. Vol. 1: 205-217. - SOS Publications, Fairhaven, New Jersey.
- FABACHER, D. L.; LITTLE, E. E.; OSTRANDER, G. K. (1999): Tolerance of an albino fish to ultraviolet-B radiation. *Environmental Science and Pollution Research*, 6 (2): 69-71.
- FANGUE, N. A.; BENNET, W. A. (2003): Thermal tolerance response of laboratory-acclimated and seasonally acclimated Atlantic stingrays, *Dasyatis Sabina*. *Copeia*, 2003: 315-325.

- FARWELL, A. J.; NERO, V.; CROFT, M.; RHODES, S.; DIXON, D. G. (2006): Phototoxicity of oil sands-derived polycyclic aromatic compounds to Japanese medaka (*ORYZIAS LATIPES*) embryos. *Environmental toxicology and chemistry*, 25 (12): 3266-3274.
- FAVA, J. A.; TSAI, C. (1976): Immediate behavioral reactions of blacknose dace *Rhinichthys atratulus* to domestic sewage and its toxic constituents. *Trans. Am. Fish Soc.*, 105: 430-441.
- FANTIN, A. M. B.; TREVISAN, P.; BAGATOLI, M. (1984): Effect of environmental temperature on the epidermis of minnow *Phoxinus phoxinus* L. A histochemical and quantitative light microscopy study. *Zool. Jahrb. (Anat. Ontog. Tiere)*, 111 (3): 357-367.
- FARMER, G. J.; ASHFIELD, D.; GOFF, T. R. (1983): A feeding guide for juvenile Atlantic salmon. *Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 1718: 13 pp.
- FELDMETH, C. R.; BASKIN, J. N. (1976): Thermal and respiratory studies with reference to temperature and oxygen tolerance for the unarmored stickleback *Gasterosteus aculeatus williamsoni* Hubbs. *Bull. South Calif. Acad. Sci.*, 75 (2): 127-131.
- FELDMETH, C.R.; STONE, E. A.; BROWN, J. H. (1974): An increased scope for thermal tolerance upon acclimating pupfish (*Cyprinodon*) to cycling temperatures. *J. Comp. Physiol.*, 89: 39-44.
- FEMINELLA, J. W.; MATTHEWS, W. J. (1984): Intraspecific differences in tolerance of *Etheostoma spectabile* (Agassiz) in constant versus fluctuating environments. *J. Fish. Biol.*, 25: 455-461.
- FERGUSON, R. G. (1958): The preferred temperature of fish and their midsummer distribution in temperate lakes and streams. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 15: 607-624.
- FERNÖ, A.; HUSE, I.; JUELL, J. E.; BJORDAL, A. (1995): Vertical distribution of Atlantic salmon *Salmo salar* L. in net pens: trade-off between surface light avoidance and food attraction. *Aquaculture*, 132: 285-296.
- FINKEL, T.; HOLBROOK, N. J. (2000): Oxidants, oxidative stress and the biology of ageing. *Nature*, 408: 239-247.
- FISCHEREIVERBAND SAAR (2001): Fische und Flußkrebse des Saarlandes. Fischereiverband Saar.
- FISHER, K. C.; ELSON, P. (1950): The selected temperature of Atlantic salmon and speckled trout and the effect of temperature on the response to an electrical stimulus. *Physiol. Zool.*, 23: 28-34.
- FIVELSTAD, S.; OLSEN, A. B.; KLOFTEN, H.; SKI, H.; STEFANSSON, S. (1999): Effects of carbon dioxide on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts at constant pH in bicarbonate rich freshwater. *Aquaculture*, 178: 171-187.
- FLAMARIQUE, I. N (2000): The ontogeny of ultraviolet sensitivity cone disappearance and regeneration. *J. Exp. Biol.* 203: 1161-1172.

- FLAMARIQUE, I. N.; HARROWER, W. L. (1999): Mortality of sockeye salmon raised under light backgrounds of different spectral composition. *Env. Biol. Fish.*, 55 (3): 279-293.
- FLORE, L., KECKEIS, H.; SCHIEMER, F. (2001): Feeding, energetic benefit and swimming capabilities of 0+ nase (*Chondrostoma nasus* L.) In flowing water: an integrative laboratory approach. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 135: 409–424.
- FLOREZ, F. (1972): The effect of temperature on incubation time, growth and lethality of embryos, larvae and juveniles of the idie *Idus idus* (L.). Report - Institute of Freshwater Res. Drottningholm, 52: 50-64.
- FLOYD, K. B.; HOYT, R. D.; TIMBOOK, S. (1984): Chronology of appearance and habitat partitioning by stream larval fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113: 217-223.
- FORMICKI, G.; STAWARZ, R. (2006): Ultraviolet influence on catalase activity and mineral content in eyeballs of gibel carp (*Carassius auratus gibelio*). *The Science of the total environment*, 369 (1-3): 447-450.
- FORSETH, T.; HURLEY, M. A.; JENSEN, A. J.; ELLIOTT, J. M. (2001): Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. *Freshwat. Biol.*, 46 (2): 173-186.
- FREITAG, J. F.; STEEGER, H. U.; STORZ, U. C.; PAUL, R. J. (1998): Sublethal impairment of respiratory control in plaice (*Pleuronectus platessa*) larvae induced by UV-B radiation, determined using a novel biocybernetical approach. *Marine Biology*, 132 (1): 1-8.
- FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN, J. (1895): Temperaturmaxima für Binnenfische. *Z. Fisch.*, 3: 277-287.
- FRY, F. E. J. (1947): Effects of the environment on animal activity. *Univ. Toronto Stud. biol. Ser.* 55 (68): 1-62.
- FRY, F. E. J.; HART, J. S.; WALKER, K. F. (1946): Lethal temperature relations for a sample of young speckled trout (*Salvelinus fontinalis*). *Univ. Toronto Stud. Biol. Ser.* 54 (66): 1-35.
- FRY, F. E. J.; HOCHACHKA, P. W. (1970): Fish. In: *Comparative Physiology of Thermoregulation*, Vol. 1. Invertebrates and Non-mammalian Vertebrates (G. Causey Whitton, ed.). Academic Press, London and New York: 79-134.
- FÜLLNER, G. ; PFEIFER, M.; ZARSKE, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Dresden.
- FUNAYAMA, T.; MITANI, H.; ISHIGAKI, Y.; MATSUNAGA, T.; NIKAIDO, O.; SHIMA, A. (1994): Photorepair and excision repair removal of UV-induced pyrimidine dimers and (6-4) photoproducts in the tail fin of the Medaka, *Oryzias latipes*. *Journal of Radiation Research*, 35 (3): 139-146.
- GALAT, D. L.; POST, G.; KEEFE, T. J.; BOUCKS, G. R. (1985): Histological changes in gill, kidney and liver of Lahontan cutthroat trout, *Salmo clarki henshawi*, living in lakes of different salinity-alkalinity. *J. Fish. Biol.*, 27: 533-552.
- GALL G. A. E. CRANDELL, P. A. (1992): The rainbow trout. *Aquaculture*, 100: 1-10.

- GARDINER, R. (2000): The origins and present distributions of grayling. In: The Complete Book on Grayling (Ed.: Broughton, R.). Robert Hale Publishers, London, UK.
- GARNER, P.; CLOUGH, S.; GRIFFITHS, S. W.; DEANS, D.; IBBOTSON, A. (1998): Use of shallow marginal habitat by *Phoxinus phoxinus*: a trade-off between temperature and food? J. Fish Biol., 52 (3): 600-609.
- GARSDIE, E. T.; HEINZE, D. G.; BARBOUR, S. E. (1977): Thermal preference in relation to salinity in the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L., with an interpretation of its significance. Can. J. Zool., 55: 590-594.
- GARSDIE, E. T.; TAIT, J. S. (1958): Preferred temperature of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) and its unusual relationship to acclimation temperature. Can. J. Zool., 36: 563-567.
- GAUDIN, P.; SEMPEski, P. (2001): The role of riverbank habitat in the early life of fish: the example of grayling, *Thymallus thymallus*. Ecohydrology & Hydrobiology, 1: 203-208.
- GERSTMEIER, R.; ROMIG, T. (1998): Die Süßwasserfische Europas. Kosmos Verlag Stuttgart.
- GHETTI, F.; HERRMANN, H.; HÄDER, D. P.; SEIDLITZ, H. K. (1999): Spectral dependence of the inhibition of photosynthesis under simulated global radiation in the unicellular green alga *Dunaliella salina*. Photochem. Photobiol., 48: 166-173.
- GIFT, J. J. (1977): Application of temperature preference studies to environmental impact assessment. J. Fish. Res. Bd. Can., 34: 746-749.
- GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. (1986.): Minimum viable populations: processes of species extinction. In: M. E. Soulé (ed). Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- GODDARD, C. I.; TAIT, J. S. (1976): Preferred temperatures of F3 to F5 hybrids of *Salvelinus fontinalis* x *S. namaycush*. J. Fish. Res. Bd. Can., 33: 197-202.
- GOLOWIN, P. P. (1983): Gasblasenkrankheit bei Fischen und ihre Prophylaxe (russ.). Rybnoje chozj., 63: 34-36.
- GORHAM, F. P. (1901): The gas-bubble disease of fish and its cause. Bulletin of the United States Fish Commission (1899), 19: 33-37.
- GRAHAM, J. M. (1948): Some relations of temperature and oxygen to the activity of the speckled trout *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). M. A. Thesis, Univ. Toronto, Toronto, Ont.: 47p.
- GRANDE, M.; ANDERSEN, S. (1991): Critical thermal maxima for young salmonids. J. Freshwat. Ecol., 6 (3): 275-279.
- GRANT, K. P.; LICHT, L. E. (1995): Effects of ultraviolet radiation on life-history stages of anurans from Ontario, Canada. Can. J. Zool., 73: 2292-2301.
- GRANT, P. T.; PLACK, P. A.; THOMSON, R. H. (1980): Gadusol, a metabolite from fish eggs. Tetrahedron Lett., 21: 4043-4044.

- GRAY, R. H. (1990): Fish behavior and environmental assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9: 53-67.
- GRAY, R. H.; HAYNES, J. M. (1977): Depth distribution of adult chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in relation to season and gas-supersaturated water. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 106: 617-620.
- GRAY, R. H.; PAGE, T. L.; SAROGLIA, M. G. (1983): Behavioral response of carp (*Cyprinus carpio*) and black bullhead (*Ictalurus melas*) from Italy to gas supersaturated water. *Env. Biol. Fish.*, 8: 163-167.
- GRAY, R. H.; PAGE, T. L.; SAROGLIA, M. G.; BRONZI, P. (1982): Comparative tolerance to gas supersaturated water of carp, *Cyprinus carpio*, and black bullhead, *Ictalurus melas*, from the U.S.A. and Italy. *J. Fish. Biol.*, 20: 223-227.
- GRAY, R. H.; SAROGLIA, M. F.; SCARANO, G. (1985): Comparative tolerance to gas supersaturated water of two marine fishes, *Dicentrarchus labrax* and *Mugil cephalus*. *Aquaculture*, 48: 83-89.
- GREEN, G.H. (1975): Ecological consequences of the proposed Moran Dam on the Fraser River. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 125-135.
- GREENBERG, L.; SVENDSEN, P.; HARBY, A. (1996): Availability of microhabitats and their use by Brown trout (*Salmo trutta*) and Grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojman, Sweden. *Regul. Rivers Res. Manage.*, 12: 287-303.
- GUILDON, M. V. (1974): The effect of different oxygen conditions during incubation on the survival of some of the developmental characteristics of the „verkhovka“ (*Leucaspius delineatus*) in the embryonic period. *J. Ichthyol.*, 14: 393-397.
- GUILDON, M. V.; POPOVA, K. S. (1977): The influence of increased O₂ concentrations on the survival and hatching of the embryos of the bream, (*Abramis brama*). *J. Ichthyol.*, 14: 174-177.
- GUTHRUF, J. (1996): Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. Dissertation an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.
- GUTIÉRREZ RODRÍGUEZ, C.; WILLIAMSON, C. E. (1999): Influence of solar ultraviolet radiation on early life-history stages of the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. *Env. Biol. Fish.*, 55 (3): 307-319.
- HADER, D. P.; KUMAR, H. D.; SMITH, R. C.; WORREST, R. C. (2007): Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & photobiological sciences*, 6 (3): 267-285.
- HÄDER, D. P. (1993): Effects of enhanced solar radiation on aquatic ecosystems. In: TEVINI, M. (Ed): *UV-Radiation and Ozone Depletion: Effects on Humans, Animals, Plants, Microorganisms, and Materials*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida: 155-192.

- HÄDER, D. P. (1999): UV Wirkungen auf heterotrophe Wasserorganismen. In: R. guderian und G. Gunkel (Hrsg.) Handbuch der Umweltbelastungen und Ökotoxikologie, Bd. 3, Limnische Ökosysteme: 230-242.
- HÄDER, D. P.; HÄDER, M. (1991): Effects of solar and artificial UV radiation on motility and pigmentation in the marine *Cryptomonas maculata*. *Env. Exp. Bot.*, 31: 33-41.
- HÄDER, D. P.; WORREST, R. C.; KUMAR, H. D.; SMITH, R. G. (1995): Effects of increased solar ultraviolet radiation on aquatic ecosystems. *AMBIO*, 24: 174-180.
- HAEMPEL, O. (1928): Über die Wirkung höherer Sauerstoffkonzentrationen auf Fische nebst Untersuchungen über die Ausnützung künstlich ins Wasser eingeleiteten O₂. *Z. vgl. Physiol.*, 7: 553-570.
- HÄKKINEN, J.; KORHONEN, H.; OIKARI, A.; KARJALAINEN, J. (2003a): Melanin concentrations in vendace (*Coregonus albula*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) larvae in five boreal lakes with different optical properties. *Boreal Environmental Research*, 8: 193-201.
- HÄKKINEN, J.; OIKARI, A. (2004): A field methodology to study effects of UV radiation on fish larvae. *Water Res.*, 38 (12): 2891-2897.
- HÄKKINEN, J.; VEHNÄÄINEN, E.; YLÖNEN, O.; HEIKKILÄ, J.; SOIMASSUO, M.; KAUROLA, J.; OIKARI, A.; KARJALAINEN, J. (2002): The effects of increasing UV-B radiation on pigmentation, growth and survival of coregonid embryos and larvae. *Environ. Biol. Fish.*, 64: 451-459.
- HÄKKINEN, J.; VEHNÄÄINEN, E.; OIKARI, A. (2003b): Histopathological responses of newly hatched larvae of whitefish (*Coregonus lavaretus* s.l.) to UV-B induced toxicity of retene. *Aquat. Toxicol.*, 58 (1-2): 1-14.
- HÄKKINEN, J.; VEHNÄÄINEN, E.; OIKARI, A. (2004): High sensitivity of northern pike larvae to UV-B but no UV-photoinduced toxicity of retene. *Aquat. Toxicol.*, 66 (4): 393-404.
- HANS, K. M.; MESA, M. G.; MAULE, A. G. (1999): Rate of disappearance of gas bubble trauma signs in juvenile salmonids. *J. of Aquatic Animal Health.*, 11: 383-390.
- HARTWELL, S. I.; JIN, H. J.; CHERRY, D. S.; CAIRNS, J. JR. (1986): Evaluation of statistical methods for avoidance data of schooling fish. *Hydrobiologia*, 131: 63-76.
- HARVEY, B. C. (1991): Interactions among stream fishes: predator-induced habitat shifts and larval survival. *Oecologia*, 87: 29-36.
- HARVEY, H. H. (1967): Supersaturation of lake water with a precaution to hatchery usage. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 96: 194-201.
- HARWYSHYN, C. W.; ARNOLD, M. G.; CHAISSON, D. J.; MARTIN, P. C. (1989): The ontogeny of ultraviolet photosensitivity in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Visual Neuroscience*, 2: 247-254.
- HARWYSHYN, C. W.; BEAUCHAMP, R. (1985): Ultraviolet photosensitivity in goldfish: an independent UV retinal mechanism. *Vision Res.*, 25: 11-20.

- HASAN, M. R.; MACINTOSH, D. J. (1993): Effect of environmental temperature and feeding rate on the growth, food utilization and body composition of common carp (*Cyprinus carpio* L.) fry. In: Kanshik, S. J.; Luquet, P. (eds). Fish nutrition in practice, 61: 767-778.
- HATCH, A. C.; BLAUSTEIN A. R. (2000): Combined effects of UV-B, nitrate, and low pH reduce the survival and activity level of larval cascade frogs (*Rana cascadae*). Arch. Contam. Toxicol., 39: 494-499.
- HAUCK, A. K. (1986): Gas bubble disease due to helicopter transport of young pink salmon. Trans. Am. Fish. Soc., 115 (4): 630-635.
- HEDTKE, H. (1998): Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie von 0+ Äschen (*Thymallus thymallus* LINNAEUS, 1758) aus Ain und Suran, Frankreich. Diplomarbeit an der Philipps-Universität Marburg.
- HEGGBERGET, T. G. (1984): Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, southern Norway. J. Fish Biol., 24: 65-74.
- HEGGENES, J.; SALVEIT, S. J. (1990): Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. J. Fish Biol., 36: 707-720.
- HEGGENES, J.; TRAAEN, T. (1988): Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. J. Fish Biol., 32: 717-727.
- HEIM, M. (2001): Überprüfung der Funktionsfähigkeit von Teilhabitaten - Kartierung der Laichplätze und Substratverhältnisse in ausgewählten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern e.V.: 63 S.
- HEINE, P. (2005): Auswirkung der UV-B-Strahlung auf die Epidermis der Brut ausgewählter rheophiler Fischarten. Diplomarbeit an der Fakultät für Agrar- und Gartenbauwissenschaften der TU-München. 64 Seiten.
- HEISLER, N.; TOEWS, D. P.; HOLETON, G. F. (1988): Regulation of ventilation and acid-base status in the elasmobranch *Scyliorhinus stellaris* during hyperoxia-induced hypercapnia. Respiratory Physiology, 77: 227-246.
- HELFMAN, G. S. (2007): Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources.
- HENNEL, R. (1992): Untersuchung zur Bestandssituation der Fischfauna der Mittleren Isar. Dissertation an der Technischen Universität München in Weihenstephan.
- HEWITT, E. R. (1943): The growth of Brown trout (*Salmo trutta* Linn.) Salm. Trout Mag., 108: 112.
- HILBORN, R.; MANGEL, M. (1997): The ecological detective confronting models with data. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- HOBE, H.; WOOD, C. M.; MILLER, D. C. (1984): The mechanisms of acid-base and ion regulation in the freshwater rainbow trout during environmental hyperoxia and subsequent normoxia. I. Extra- and intracellular acid-base status. Respiration Physiology, 55: 139-154.

- HOCHLEITHNER, M. (2002): Die Quappe (*Lota lota* Linnaeus, 1758) Biologie und Aquakultur In: Fisch des Jahres 2002 - Die Quappe. Verband Deutscher Sportfischer e. V.: 23-37.
- HOFER, R. (2000): Vulnerability of fish and amphibians to ultraviolet radiation. Res. Adv. In Photochem. & Photobiol. 1: 265-282.
- HOFER, S. (2001): Praktische Erfahrungen zum Gashaushalt und zur Gasblasenkrankheit nach einem sehr effektiven U-Rohr zur Sauerstoffanreicherung. In: Wedekind, H. (Hrsg.): Fischkrankheiten. EAFF-Schrift zur VIII. Tagung der Dt. Sektion der European Association of Fish Patologists (EAFF). 19.-21. September in Potsdam / Brandenburg: 157-165.
- HOLTBY, L. B.; BOTHWELL, M. L. (2008): Effects of solar ultraviolet radiation on the behaviour of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): avoidance, feeding, and agonistic interactions. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 65 (4): 701-711.
- HÖNIG, J.; HOFFMANN, W.; SCHOLL, W. (1979): Zur Gasblasenkrankheit bei Fischen. Fischer und Teichwirt, 30 (9): 116-120.
- HØGLUND, L. B. (1961): The reactions of fish in concentration gradients: a comparative study based on fluvium experiments with special reference to oxygen, acidity, carbon dioxide, and sulphite waste liquor (SWL). Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 43: 1-147.
- HØGLUND L. B.; HÄRDIG, J. (1969): Reactions of young salmonids to sudden changes of pH carbon-dioxide tension and oxygen content. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 49: 76-119.
- HOKANSON, K. E. F.; KLEINER, C. F.; THORSLUND, T. W. (1977): Effects of constant temperatures and diel temperature fluctuations on specific growth and mortality rates and yield of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*. J. Fish. Res. Bd. Can., 34: 639-648.
- HOKANSON, K. E. F.; MCCORMICK, J. H.; JONES, B. R. (1973): Thermal requirements for maturation, spawning and embryo survival of the brook trout, *Salvelinus fontinalis*. J. Fish. Res. Bd. Can., 30: 975-984.
- HOLIERHOEK, A. M.; POWER, G. (1995): Responses of juvenile Arctic char to cover, light and predator threat. Nordic Journal of Freshwater Res., 71: 296-308.
- HOLT, R. A.; SANDERS, J. E.; ZINN, J. L.; FRYER, J. L.; PILCHER, K. S. (1975): Relation of water temperature to flexibacter columnaris infection in steelhead trout (*Salmo gairdneri*), coho (*Oncorhynchus kisutch*) and chinook (*O. tshawytscha*) salmon. J. Fish. Res. Bd. Can., 32: 1553-1559.
- HOPKINS, W. A.; SNODGRASS, J. W.; STAUB, B. P.; JACKSON, B. P.; CONGDON, J. D. (2003): Altered swimming performance of a benthic fish (*Erimyzon sucetta*) exposed to contaminated Sediments. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 44: 383-389.
- HORAK, D. L.; TANNER, H. A. (1964): The use of vertical gill nets in studying fish depth distribution, Horsetooth Reservoir, Colorado. Trans. Am. Fish. Soc., 93: 137-145.
- HOROSZEWICZ, L. (1973): Lethal and disturbing temperature in some fish species from lakes with normal and artificially elevated temperature. J. Fish. Biol., 5: 165-181.

- HUBER, M.; HADJIDAKIS, A; KIRCHHOFER, A. (1996): Vorläufige Resultate zur Raumnutzung der Nase (*Chondrostoma nasus* L.). 3. Symposium: Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische. Salzburg.
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweiz. Z. Hydrol., 11: 332-351.
- HUET, M. (1953): Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. Bull. Fr. Piscic., 175: 41-53.
- HUGHES, N. F.; KELLY, L. H. (1996): New techniques for 3-D video tracking of fish swimming movements in still or flowing water. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 2473-2483.
- HUEY, R. B. (1991): Physiological consequences of habitat selection. Am. Nat., 137: 91-115.
- HUEY, R. B.; KINGSOLVER, J. G. (1989): Evolution of thermal sensitivity of ectotherm performance. Tree, 4: 131-135.
- HUFF, D. D.; GRAD, G.; WILLIAMSON, C. E. (2004): Environmental constraints on spawning depth of yellow perch: the roles of low temperature and high solar ultraviolet radiation. Trans. Am. Fish. Soc., 133: 718-726.
- HUGGINS N. H.; MCCAULEY R. W.; KWAIN, W. (1984): A comparison of temperatures selected by rainbow trout in spatial and temporal gradients. J. Fish. Soc. Taiwan, 11: 1-9
- HUNG, S. S. O.; LUTES, P. B.; SHQUEIR A. A.; CONTE, F. S. (1993): Effect of feeding rate and water temperature on growth of juvenile white sturgeon (*Acipenser transmontanus*). Aquaculture, 115: 297-303.
- HUNTER, J. R.; KAUPP, S. E.; TAYLOR, J. H. (1981): Effects of solar and artificial UVB-radiation on larval northern anchovy, *Engraulis mordax*. Photochem. Photobiol., 34: 477-486.
- HUNTER, J. R.; KAUPP, S. E.; TAYLOR, J. H. (1982): Assessment of effects of UV radiation on marine fish larvae. In: J. Calkins (ed.) The role of solar ultraviolet radiation in marine ecosystems, Plenum Press, New York: 459-497.
- HUNTER, J. R.; TAYLOR, J. H.; MOSER, H. G. (1979): Effect of ultraviolet irradiation on eggs and larvae of the northern anchovy, *Engraulis mordax*, and the Pacific mackrele, *Scomber japonicus*, during the embryonic stage. Photochem. Photobiol., 29: 325-338.
- HUNTINGFORD, F. A.; ADAMS, C.; BRAITHWAITE, V. A.; KADRI, S.; POTTINGER, T. G.; SANDØE P. (2006): Current issues in fish welfare. J. Fish Biol., 68: 332-372.
- HUNTSMAN, A. G. (1942): Death of salmon and trout with high temperature. J. Fish. Res. Bd. Can., 5: 485-501.
- HUNTSMAN, A. G.; SPARKS, M. I. (1924): Limiting factors for marine animals. 3. Relative resistance to high temperatures. Can. Biol. N. S., 2: 95-114.
- HUSE, I.; SKIFTESVIK, A. B. (1990): A PC-aided video based system for behaviour observations of fish larvae and small aquatic invertebrates. Aquacultural Engineering, 9: 131-142.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Int. Revue ges. Hydrobiol., 46: 205-213.

- IMSLAND, A. K.; SUNDE, L. M.; FOLKVORD, A.; STEFANSSON, S. O. (1996): The interaction of temperature and fish size on growth of juvenile turbot. *J. Fish. Biol.*, 49: 926-940.
- ISHIO, S. (1964): Behavior of fish exposed to toxic substances. In: O. Jaag (ed.), *Advances in Water Pollution Research*. Pergamon Press, Oxford: 19-40.
- IUCN (2008): The International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>, 4.2.09, 16:56.
- IWAMA, G. K.; MCGEER, J. C.; WRIGHT, P. A.; WILKIE, M. P.; WOOD, C. M. (1997): Divalent cations enhance ammonia excretion in Lahontan cutthroat trout in highly alkaline water. *J. Fish Biol.*, 50: 1061-1073.
- JACOBS, J. (1974): Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, 14: 413-417.
- JAGGAR, J. (1985): *Solar-UV actions on living cells*. Praeger Publishers, New York.
- JAVOID, M. Y.; ANDERSON, J. M. (1967a): Influence of starvation on selected temperatures of some salmonids. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24: 1515-1519.
- JAVOID, M. Y.; ANDERSON, J. M. (1967b): Thermal acclimation and temperature selection in Atlantic salmon, *Salmo salar*, and rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24: 1507-1513.
- JENSEN, A. J.; JOHNSEN, B. O.; SAKSGÅRD, L. (1989): Temperature requirements in Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from hatching to initial feeding compared with geographic distribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 786-789.
- JENSEN, J. O. T. (1988): Combined effects of gas supersaturation and dissolved oxygen levels on steelhead trout (*Salmo gairdneri*) eggs, larvae, and fry. *Aquaculture*, 68: 131-139.
- JENSEN, J. O. T.; SCHNUTE, J.; ALDERDICE, D. F. (1986): Assessing juvenile salmonid response to gas supersaturation using a general multivariate dose-response model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1694-1709.
- JEZIERSKA, B.; BARTNICKA, B. (1993): The effect of pH on embryonic development of carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquaculture: sponsored symposium on the carp*.
- JEZIERSKA, B.; JOWKO, G.; KORWIN-KOSSAKOWSKI, M. (1979): Respiratory metabolism of carp larvae under constant and cyclically fluctuating temperature conditions. In: Styczynska-Jurewicz, E.; Backiel, T.; Jaspers, E.; Persoone, G.(eds): *Cultivation of fish fry and its live food*. Proceedings of a Conference held from September 23 to 28, 1977 at Szymbark, Poland. *Spec. Publ. Eur. Maricult. Soc.*, 4: 243-255.
- JIRKA, K. J.; HOMA, J. JR. (1990): Development and preliminary evaluation of suitability index curves for juvenile brook trout. *Rivers*, 1 (3): 207-217.
- JOBLING, M. (1981): Temperature tolerance and the final preferendum – rapid methods for the assessment of optimum growth temperatures. *J. Fish Biol.*, 19: 439-455.

- JOHANSEN, P. H. (1985): Female pheromone and the behavior of male guppies *Poecilia reticulata* in a temperature gradient. *Can. J. Zool.*, 63 (5): 1211-1213.
- JOHNSON, J. A.; KELSCH, S. W. (1998): Effects of evolutionary thermal environment on temperature-preference relationships in fishes. *Environmental-Biology-of-Fishes*, 53 (4): 447-458.
- 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 George Tailwater Fisheries Investigations. Salt Lake City: Utah Division of Wildlife Resources.
- JOHNSON, D. W.; WEBSTER, D. A. (1977): Avoidance of low pH in selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 34: 2215-2218.
- JOKIEL, P. L. (1980): Solar ultraviolet radiation and coral reef epifauna. *Science*, 207: 1069-1071.
- JOKINEN, I. E.; MARKKULA, E. S.; SALO, H. M.; KUHN, P.; NIKOSKELAINEN, S.; ARTS, M. T.; BROWMAN, H. I. (2008): Exposure to increased ambient ultraviolet B radiation has negative effects on growth, condition and immune function of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Photochem. Photobiol.*, 84 (5): 1265-1271.
- JONES, A. E.; SHANKLIN, J. D. (1995): Continued decline of total ozone over Halley, Antarctica, since 1985. *Nature (London)*, 376: 409-411.
- JONES, E. J. R. (1948): A further study of the reactions of fish to toxic solutions. *Exp. Biol.*, 25: 22-34.
- JONES, E. J. R. (1964): Acids and alkalis: pH tolerance limits. In: *Fish and River Pollution* (Ericksen-Jones, J. R., ed.). London: Butterworths: 107-117.
- JONES, K. A.; TOSHIKI, J. H.; SCHERER, E. (1985a): Behavioral modifications in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) chronically exposed to sublethal pH. *Physiol. Zool.*, 58 (4): 400-412.
- JONES, K. A.; HARA, T. J.; SCHERER, E. (1985b): Locomotor responses by arctic char (*Salvelinus alpinus*) to gradients of H⁺ and CO₂. *Physiol. Zool.*, 58 (4): 413-420.
- JONSSON, B.; FORSETH, T.; JENSEN, A. J.; NAESJE, T. F. (2001): Thermal performance of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar* L.. *Functional-Ecology*, 15 (6): 701-711.
- JORDAN, C. M.; GARSIDE, E. T. (1972): Upper lethal temperatures of three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* (L.) in relation to thermal and osmotic acclimation, ambient salinity and size. *Can. J. Zool.*, 50: 1405-1411.
- JORDAN, D. H. M.; LLOYD, R. (1964): The resistance of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)) to alkaline solutions. *Int. J. Air Water Pollut.*, 8: 405-409.
- JOWETT, I. G.; RICHARDSON, J. (1994): Comparison of habitat use by fish in normal and flooded river conditions. *N. Zealand J. Mar. Freshw. Res.*, 28: 409-416.
- JUELL, J. E. (1995): The behaviour of Atlantic salmon in relation to efficient cage-rearing. *Rev. Fish Biol. Fish*, 5: 320-335.

- JUNGWIRTH, M. (1986): Intensivierungsmöglichkeiten der Brutaufzucht und Setzlingsproduktion bei der Äsche (*Thymallus thymallus* L.). Öster. Fischerei, 39: 163-174.
- JUNGWIRTH, M.; HAIDVOGEL, G.; MOOG, O.; MUHAR, S.; SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien. 547 Seiten.
- KACZKOWSKI, Z.; CIESLA, M.; ZALEWSKI, M. (2004): The importance of aquaculture to nase *Chondrostoma nasus* conservation in Poland. J. Fish Biol., 65, Supplement 1: 331-331.
- KAEDING, L. R. (1996): Summer use of coolwater tributaries of a geothermally heated stream by rainbow and brown trout, *Oncorhynchus mykiss* and *Salmo trutta*. The American Midland Naturalist, 135 (2): 283-292.
- KANN, J.; SMITH, V. H. (1999): Estimating the probability of exceeding elevated pH values critical to fish populations in a hypereutrophic lake. Can. J. Fish Aquat. Sci., 56: 2262-2270.
- KARENTZ, D.; LUTZE, L. H. (1990): Evaluation of biologically harmful ultraviolet radiation in Antarctica with a biological dosimeter designed for aquatic environments. Limnol. Oceanogr., 35: 549-561.
- KARENTZ, D.; MCEUEN, E. S.; LAND, M. C.; DUNLAP, W. C. (1991): Survey of mycosporine-like amino acid compounds in antarctic marine organisms: potential protection from ultraviolet exposure. Marine Biol., 108: 157-166.
- KARTHIKEYAN, S.; PALANIAPPAN, P. R.; SABHANAYAKAM, S. (2007): Influence of pH and water hardness upon nickel accumulation in edible fish *Cirrhinus mrigala*. J. Environ. Biol., 28 (2): 489-492.
- KAUPP, S. E.; HUNTER, J. R. (1981): Photorepair in larval anchovy, *Engraulis mordax*. Photochem. Photobiol., 33: 253-256.
- KAYA, C. M. (1978): Thermal resistance of rainbow trout from a permanently heated stream, and of two hatchery strains. Prog. Fish Cult., 40: 138-142.
- KAWEEWAT, K.; HOFER, R. (1997): Effect of UV-B radiation on goblet cells in the skin of different fish species. J. Photochem. Photobiol. B: Biol., 41: 222-226.
- KAWEEWAT, K.; HOFER, R. (2001): Ontogeny of UV resistance in a gravel spawning (*Phoxinus phoxinus*) and a surface spawning (*Rutilus rutilus*) cyprinid. Arch. Hydrobiol. Suppl. 135 (2-4): 331-340.
- KECKEIS, H.; KAMLER, E.; BAUER-NEMESCHKAL, E.; SCHNEEWEISS, K. (2001): Survival, development and food energy partitioning of nase larvae and early juveniles at different temperatures. J. Fish Biol., 59 (1): 45-61.
- KEITH, P.; MARION, L. (2002): Methodology for drawing up a Red List of threatened freshwater fish in France. Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst., 12:169-19.
- KEIZ, G. (1953): Über die Beziehung zwischen Temperatur-Akklimation und Hitzeresistenz bei eurythermen und stenothermen Fischarten. Naturwiss., 40: 135-148.

- KELLOG, R. L.; GRIFT, J. J. (1983): Relationship between optimum temperature for growth and preferred temperatures for the young of four fish species. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 112: 424-430.
- KELLY, D. J. (2005): Persönliche Mitteilung zur UV-B Strahlungsintensität in einem Fließgewässer in Britisch Kolumbien.
- KELLY, D. J.; BOTHWELL, M. L. (2002): Avoidance of solar ultraviolet radiation by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59 (3): 474-482.
- KHILLARE, Y. K.; WAGH, S. B. (1987): Acute toxicity of the pesticide endosulfan to fishes. *Environ. Ecol.*, 5 (4): 805-806.
- KIRCHHOFER, A.; BREITENSTEIN, M.; ZAUGG, B. (2007): Rote Liste Fische und Rundmäuler. Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz, Ausgabe 2007. Bundesamt für Umwelt, 64 Seiten.
- KIRK, J. T. O. (1994): Optics of UVB-radiation in natural waters. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 43: 1-16.
- KITA, J.; TSUCHIDA, S.; SETOGUMA, T. (1996): Temperature preference and tolerance, and oxygen consumption of the marbled rockfish, *Sebastes marmoratus*. *Marine-Biology-Berlin*, 125 (3): 467-471.
- KLEERKOPER, H. (1977): Some monitoring and analytical techniques for the study of locomotor responses of fish to environmental variables. In: *Biological monitoring of water and effluent Quality*, ASTM STP 607. Cairns, Jr., J.; Dickson, K. L.; Westlake, G. F. (eds.); American Society for Testing and Materials: 110-120.
- KLEERKOPER, H.; WAXMAN, J. G.; MATIS, J. (1973): Interaction of temperature and copper ions as orienting stimuli in the locomotor behavior of the goldfish (*Carassius auratus*). *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 30: 725-728.
- KLINGER, H. (2001): Fische unserer Bäche und Flüsse - Aktuelle Verbreitung, Entwicklungstendenzen, Schutzkonzepte für Fischlebensräume in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- KNITTEL, M. D.; CHAPMAN, G. A.; GARTON, R. R. (1980): Effects of hydrostatic pressure on steelhead survival in air-supersaturated water. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 109: 755-759.
- KNÖSCHE, R. (1985): Probleme der Gasblasenkrankheit bei der intensiven Fischproduktion. *Z. Binnenfischerei DDR*, 32: 44-50.
- KNOWLES, J. F. (1992): The effects of chronic radiation on the humoral immune response of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum. *Int. J. Radiat. Res.*, 62: 239-248.
- KOHL, J.; NIKLISCH, A. (1988): Ökophysiologie der Algen. Wachstum und Ressourcennutzung. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart-New York.
- KÖHLER, U. ET AL. (1995): Spektrale und integrale Messungen der UV-B-Strahlung im Vergleich zu Ozonmessungen. Bericht BayForklim-Projekt B I 10 (1995).

- KONSTANTINOV, A. S.; ZDANOVICH, V. V.; PUSHKAR, V. YA.; RECHINSKII, V. V.; KOSTOEVA, T. N. (2005): Growth and energetics of juvenile starlet *Acipenser ruthenus* under optimum stationary thermal conditions and under thermogradient space depending on satiation. J. Ichthyol., 45 (9): 793-798.
- KÖPKE, P. (1999): Solare Strahlung. Klimaänderungen in Bayern und ihre Auswirkungen. Abschlussbericht des Bayerischen Klimaforschungsverbundes: 12-18.
- KÖPKE, P. (2000): UV-Strahlung an der Erdoberfläche. In: Guderian, R. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen, Bd.1B: Atmosphäre: 297-331.
- KÖPKE, P. (2004): Persönliche Mitteilung zur UVB-Reflexionseigenschaft des Wasser.
- KÖPKE, P.; REUDER, J.; SCHWEEN, J. (2004): UV-Strahlung – gestern, heute und morgen. In: Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. 27 "Erhöhte UV-Strahlung: Folgen und Maßnahmen". Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München: 19-28.
- KÖPKE, P. (2004): Persönliche Mitteilung zur Reflexionseigenschaft des Wassers.
- KOTRSCHAL, K.; ESSLER, H. (1996): Informationsmaximierte Schwimmpfaduntersuchungen und die Problematik sensorischer Deprivation. 3. Symposium Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische, 14. bis 16. Februar 1996, Salzburg.
- KOUWENBERG, J. H. M. ; BROWMAN, H. I. ; CULLEN, J. J. ; DAVIS, R. F. ; ST-PIERRE, J. F. ; RUNGE, J. A. (1999) : Biological weighting of ultraviolet (280 – 400 nm) induced mortality in marine zooplankton and fish. I. Atlantic cod (*Gadus morhua*) eggs. Mar. Biol., 134 : 269-284.
- 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 piscicoles voisines. Arch. Hydrobiol., 88 (2): 250-261.
- KRAMER, D. L. (1987): Dissolved oxygen and fish behaviour. Environ. Biol. Fish., 18: 81-92.
- KRAUL, S. (1983): Results and hypotheses for the propagation of the grey mullet, *Mugil cephalus* L.. Aquaculture, 30: 273-284.
- KRESS, C.; NACHTIGALL, W. (1989): Grundlagen zur Schadstoffüberwachung von Fließgewässern über die Erfassung von Verhaltensparametern stetig schwimmender Fische. Z. Wasser-Abwasser-Forsch., 22: 99-107.
- KRISE, W. F. (1991): Hatchery management of Lake trout exposed to chronic dissolved gas supersaturation. In: Colt, J. & White, R. J. (Ed.): Am. Fish. Soc. Symposium, 10: 368-371.
- KRISE, W. F. (1993): Effects of one-year exposures to gas supersaturation on lake trout. Prog. Fish. Cult., 55 (3): 169-176.
- KRISE, W. F.; HERMAN, R. L. (1991): Resistance of underyearling and yearling Atlantic salmon and lake trout to supersaturation with air. J. Aquat. Anim. Health., 3 (4): 248-253.
- KRISE, W. F.; MEADE, J. W.; SMITH, R. A. (1990): Effect of feeding rate and gas supersaturation on survival and growth of Lake trout. Prog. Fish Cult., 52: 45-50.

- KROM, M. D.; PORTER, C.; GORDIN, H. (1985): Causes of fish mortalities in semi-intensively operated seawater ponds in Eilat, Israel. *Aquaculture*, 49: 159-177.
- KUHLMANN, H. (1988): Gasblasenkrankheit der Fische. *Fischer und Teichwirt*, 5: 130-134.
- KUHLMANN, H. (1987): Zur Gasblasenkrankheit der Fische. *Informationen für die Fischwirtschaft*, 34 (3): 117-119.
- KUHN, P.; BROWMAN, H. I.; ST-PIERRE, J. F.; MC ARTHUR, B. (1999): Penetration of ultraviolet radiation in the waters of the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Limnol. Oceanogr.*, 44: 710-716.
- KWAIN, W.; MACCRIMMON, H. R. (1969): Further observations on the response of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to overhead light. *J. Fish. Res. BBd. Can.*, 26: 3233-3237.
- KWAIN, W.; MCCAULEY, R. W. (1978): Effects of age and overhead illumination on temperatures preferred by underyearling rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in a vertical temperature gradient. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 35 (11): 1430-1433.
- KYNARD, B. (1974): Avoidance behavior of insecticide susceptible and resistant populations of mosquitofish to four insecticides. *Trans. Am. Fish Soc.*, 3: 557-561.
- LACHANCE, S.; MAGNAN, P.; FITZGERALD, G. J. (1987): Temperature preferences of three sympatric sticklebacks *Gasterosteidae*. *Can. J. Zool.*, 65 (6): 1573-1576.
- LACROIX, G. L.; HOOD, D. J.; SMITH, J. A. (1995): Stability of microhabitat use by brook trout and juvenil Atlantic salmon after stream acidification. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 124: 588-598.
- LAFRANCE, P.; CASTONGUAY, M.; CHABOT, D.; AUDET, C. (2005): Ontogenetic changes in temperature preference of Atlantic cod. *J. Fish Biol.*, 66 (2): 553-567.
- LAGARDÈRE, J. P.; BÉGOUT ANRAS, M. L.; BRETON, H.; COMPANY I CLARET, J. B. (1995): The effects of illumination, temperature and oxygen concentration on swimming activity of turbot *Psetta maxima* (Linné 1758). *Fisheries Research*, 24: 165-171.
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. (1993): *Limnoökologie*. Georg Thieme Verlag Stuttgart-New York.
- LAMPRECHT, J. (1999): *Biologische Forschung – Von der Planung bis zur Publikation*. Filander Verlag, Fürth.
- LAßLEBEN, P. (1952): Fisch und Licht. *Allg. Fischereizeit.*, 77, (132-134): 155-156.
- LAßLEBEN, P. (1994): Kiemenfäule. *Fischer und Teichwirt*, 1: 12-13.
- LAßLEBEN, P.; STEEGER. (1971): *Taschenbuch zur Wasseruntersuchung für die Fischerei*. Egenfelden.
- LAYCOCK, N. L. C.; SCHIRMER, K; BOLS, N. C.; SIVAK, J. G. (2000): Optical properties of rainbow trout lenses after in vitro exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in the presence or absence of ultraviolet radiation. *Experimental Eye Research.*, 70 (2): 205-214.
- LEE, R. M.; RINNE, J. N. (1980): Critical thermal maxima of five trout species in the southwestern United States. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 109: 632-635.
- LE LOUARN, H.; WEBB, D. J. (1998): Effects negatifs de pH extremes sur le developement embryonnaire et larvaire du brochet *Esox lucius* L.. *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 350-351: 325-336.

- LELEK, A. (1987): The freshwater fishes of Europe; Vol 9: Threatened fishes of Europe. Wiesbaden (Aula).
- LENKIEWICZ, Z. (1964): Temperature preferendum of some freshwater fishes. Fol. Biol. Warszava, 12 (1): 95-140.
- LE PERSON, R. J.; PICHAVANT, K.; VACHER, C.; LE BAYON, N.; SEVERE, A.; BOEUF, G. (2002): Effects of O₂ supersaturation on metabolism and growth in juvenile turbot (*Scophthalmus maximus* L.). Aquaculture, 205 (3-4): 373-383.
- LESSER, M. P.; FARRELL, J. H.; WALKER, C. W. (2001): Oxidative stress, DNA damage and p53 expression in the larvae of Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to ultraviolet (290-400 nm) radiation. J. Exp. Biol., 204 (1): 157-164.
- LEUNER, E.; KLEIN, M. (2000): Fische. In: Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns: Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): 11-168.
- LILLELUND, K. (1967): Messungen der Aktivität von Fischen mit Hilfe magnetischer Marken. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., 19: 1-12.
- LINDAHL, P. E.; OLOFSSON, S.; SCHWANBOM, E. (1977): Rotatory-flow technique for testing fitness of fish. In: Biological monitoring of water and effluent Quality, ASTM STP 607. Cairns, Jr., J.; Dickson, K. L.; Westlake, G. F. (eds.); American Society for Testing and Materials: 75-84.
- LITTLE, E. E.; CALFEE, R. D.; THEODORAKOS, P.; BROWN, Z. A.; JOHNSON, C. A. (2007): Toxicity of cobalt-complexed cyanide to *Oncorhynchus mykiss*, *Daphnia magna*, and *Ceriodaphnia dubia*. Potentiation by ultraviolet radiation and attenuation by dissolved organic carbon and adaptive UV tolerance. Environmental science and pollution research international, 14 (5): 333-337.
- LITTLE, E. E.; FINGER, S. E. (1990): Swimming behaviour as an indicator of sublethal toxicity in fish. Environ. Toxicol. Chem., 9: 15-19.
- LITTLE, E. E.; FABACHER, D. L. (1996): Exposure of freshwater fish to simulated solar UVB radiation. In G. K. Ostrander (Ed.) Techniques in Aquat. Toxicol.. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida: 141-158.
- LITTLE, E. E.; FABACHER, D. L. (1994): Comparative sensitivity of rainbow trout and two threatened salmonids, Apache trout and Lahontan cutthroat trout, to ultraviolet-B radiation. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 43: 217-226.
- LOHR, S. C.; BYORTH, P. A.; KAYA, C. M.; DWYER, W. P. (1996): High-temperature tolerances of fluvial Arctic grayling and comparisons with summer river temperatures of the Big Hole River, Montana. Trans. Am. Fish. Soc., 125 (6): 933-939.
- LONG, L. E. SAYLOR, L. S. SOULE M. E. (1995): A pH/UV-B synergism in amphibians. Conservation Biology 9: 1301-1303.

- LORENZ, R. (1993): Quantitative Verhaltensuntersuchungen an Zebrabärblingen (*Brachydanio rerio*) unter Langzeiteinwirkung des Herbizids Atrazin allein und in Kombination mit Humussäuren. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der LMU-München.
- LORENZ, R.; MAYR, C.; SPIESER, O.H.; STEINBERG, C. (1995): Neue Wege in die Ökotoxikologie: Quantitative Verhaltensmessungen an Fischen als Toxizitätspunkt. *Acta hydrochim. Hydrobiol.*, 23: 197-200.
- LOWE, C.; GOODMAN-LOWE, G. (1996): Sunbating in hammerhead sharks. *Nature*, 383:677.
- LOWE, C. H.; HEATH, W. G. (1969): Behavioral and physiological responses to temperature in the desert pupfish *Cyprinodon macularius*. *Physiol. Zool.*, 42: 53-59.
- LUND, M.; HEGGBERGET, T. G. (1985): Avoidance response of two-year-old rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, to air-supersaturated water: hydrostatic compensation. *J. Fish Biol.*, 26: 193-200.
- LUND, S. G.; CAISSIE, D.; CUNJAK, R. A.; VIJAYAN, M. M.; TUFTS, B. L. (2002): The effect of environmental heat stress on heat shock mRNA and protein expression in miramichi atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 1553-1562.
- LUTTERSCHMIDT, W. I.; HUTCHINSON, V. H. (1997): The critical thermal maximum: history and critique. *Can. J. Zool.*, 75: 1561-1574.
- LYON, D. D.; FISHER, M. R. (1998): Temperature and pH-related mortality of red drum larvae in fertilized culture ponds. *Prog. Fish Cult.*, 60 (3): 227-230.
- LYYTIKÄINEN, T.; KOSKELA, J.; RISSANEN, I. (1997): Thermal resistance and upper lethal temperatures of underyearling Lake Inari Arctic charr. *J. Fish Biol.*, 51: 515-525.
- MACIEJ-GLIWICZ, Z.; JACHNER, A. (1992): Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? *Arch. Hydrobiol.*, 124 (4): 385-410.
- MACNUTT, M. J.; HINCH, S. G.; FARRELL, A. P.; TOPP, S. (2004): The effect of temperature and acclimation period on repeat swimming performance in cutthroat trout. *J. Fish Biol.*, 65: 342-353.
- MADRONICH, S. (1994): Increases in biologically damaging UV-B radiation due to stratospheric ozone reduction. A brief review. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 43: 17-30.
- MAGEE, A.; MYRICK, C. A.; CECH, J. J. JR. (1999): Thermal preference of female threespine sticklebacks under fed and food-deprived conditions. *California Fish and Game*, 85 (3): 102-112.
- MALLET, J. P.; LAMOUREUX, N.; SAGNES, P.; PERSAT, H. (2000): Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *J. Fish Biol.*, 56: 1312-1326.
- MALLET, J. P.; CHARLES, S.; PERSAT, H.; AUGER, P. (1999): Growth modelling in accordance with daily water Temperature in European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 994-1000.

- MALLOY, K. D.; HOLMAN, M. A.; MITCHEL, D.; DETRICH, H. W. III (1997): Solar UVB-induced DNA damage and photoenzymatic DNA repair in antarctic zooplankton. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94 (4): 1258-1263.
- MANN, R. H. K.; BASS, J. A. B. (1997): The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 13: 295–301.
- MANTELMAN, J. J. (1958): Distribution of the young of certain species of fish in temperature gradients. *Izv. Vses. Neuchno-Issled Inst. Ozern. Recbr. Ryb. Khoz.*, 47: 3-61 (Transl. From russian by Fish. Res. Bd. Can., Transl. Ser., 257, 1960).
- MARKING, L. L. (1975): Effects of pH on toxicity of antimycin to fish. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 769-773.
- MARKKULA, S. E.; KARVONEN, A.; SALO, H. M.; VALTONEN, E. T. ; JOKINEN, E. I. (2007): Ultraviolet B irradiation affects resistance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) against bacterium *Yersinia ruckeri* and trematode *Diplostomum spathaceum*. *Photochem. Photobiol.*, 83 (5): 1263-1269.
- MARKKULA, S. E.; SALO, H. M.; IMMONEN, A. K.; JOKINEN, E. I. (2005): Effects of short- and long-term ultraviolet B irradiation on the immune system of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Photochem. Photobiol.*, 81 (3): 595-602.
- MARKKULA, S. E.; SALO, H. M.; RIKALAINEN, A. K.; JOKINEN, E. I. (2006): Different sensitivity of carp (*Cyprinus carpio*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to the immunomodulatory effects of UVB irradiation. *Fish & shellfish immunology*, 21 (1): 70-79.
- MARTIN, J. W.; CHIN, J. W.; NGUYEN, T. (2003): Reciprocity law experiments in polymeric photodegradation: A critical review. *Prog. Org. Coat.*, 47: 292-311.
- MASON, D. S.; SCHAFER, F.; SHICK, J. M.; DUNLAP, W. C. (1998): Ultraviolet radiation-absorbing mycosporine-like amino acids (MAAs) are acquired from their diet by medaka fish (*Oryzias latipes*) but not by SKH-1 hairless mice. *Comp. Biochem. Physiol. A*, 120: 587-598.
- MAYFIELD, R. B.; CECH, J. J. JR. (2004): Temperature effects on green sturgeon bioenergetics. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 133: 961-970.
- MCARDLE, J.; BULLOCK, A. M. (1987): Solar ultraviolet radiation as a causal factor of "summer syndrome" in cage-reared Atlantic salmon, *Salmo salar* L.: a clinical and histopathological study. *J. Fish Dis.*, 10: 255-264.
- MCCAULEY, R. W. (1977): Laboratory methods for determining temperature preference. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 34: 749-752.
- MCCAULEY, R. W.; ELLIOT, J. R.; READ, A. L. A. (1977): Influence of acclimation temperature on preferred temperature in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 106: 362-365.

- MCCAULEY, R. W.; HUGGINS, N. W. (1979): Ontogenetic and non-thermal seasonal effects on thermal preferenda of fish. *Am. Zool.*, 19: 267-271.
- MCCAULEY, R. W.; POND, W. L. (1971): Temperature selection of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fingerlings in vertical and horizontal gradients. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 28: 1801-1904.
- MCCAULEY, R. W.; READ, L. A. A. (1973): Temperature selection of juvenile and adult yellow perch (*Perca flavescens*) acclimated to 24 °C. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 33: 1815-1817.
- MCCAULEY, R. W. TAIT, J. S. (1970): Preferred temperatures of yearling lake trout. *Salvelinus namaycush*. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 27: 1729-1733.
- MCCRACKEN, F. D.; STARKMAN, S. H. (1968): Preliminary observations on the preferred temperature of the perch. *Ont. Fish. Res. Lab. Libr.*, Toronto, Ontario: 4 pp.
- MCCORMICK, J. H.; HOKANSON, K. E. F.; JONES, B. R. (1972): Effects of temperature on growth and survival of young brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 29: 1107-1112.
- MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. (1989): Generalized linear models. Chapman & Hall, London.
- McFADZEN, I.; BAYNES, S.; HALLAM, J.; BEESLEY, A.; LOWE, D. (2000): Histopathology of the skin of UV-B irradiated sole (*Solea solea*) and turbot (*Scophthalmus maximus*) larvae. *Marine Environmental Research*, 50 (1-5): 273-277.
- MCKENZIE, R. L.; AUCAMP, P. J.; BAIS, A. F.; BJÖRN, L. O.; ILYAS, M. (2007): Changes in biologically-active ultraviolet radiation reaching the earth's surface. *Photochem. Photobiol. Sci.*, 6: 218-231.
- MCKIM, M. J. (1977): Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting long-term toxicity. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 34: 1148-1154.
- MCKINLAY, A. F.; DIFFEY, B. L. (1987): A reference action spectra for ultraviolet induced erythema in human skin. In: Passchier, W. R. & Bosnjakovich, B. M. F. (eds.). *Human Exposure to Ultraviolet Radiation: Risks and Regulations*: 83-87.
- MEINELT, T.; STÜBER, A. (1991): Der Embryo-Larval-Test: Eine subchronische Testmethode für die Fischwirtschaft. *Fischer und Teichwirt*, 7: 247-249.
- MEISNER, J. D. (1990): Potential loss of thermal habitat for brook trout, due to climatic warming, in two southern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 119: 282-291.
- MELDRIM, J. W.; GRIFT, J. J. (1971): Temperature preference, avoidance, and shock experiments with estuarine fishes. *Ichthyological Assoc. Bull. No. 7*: 1-75.
- MESA, M. G.; WARREN, J. J. (1997): Predator avoidance ability of juvenile chinook salmon subjected to sublethal exposures of gas supersaturated water. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 757-764.
- MESA, M. G.; WEILAND, L. K.; MAULE, A. G. (2000): Progression and severity of gas bubble trauma in juvenile salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 129: 174-185.
- MESKE, C. (1985): Zum Einfluss Von Temperatur und Licht auf die Entwicklung von Karpfenbrut. *Informationen für die Fischwirtschaft*, 32 (3). 128-130.

- METCALF, R. L. (1968): The role of oxidative reactions on the mode of action of insecticides. In Enzymatic oxidation of toxicants, Ed. E. Hodgson, Raleigh, North Carolina State University: 151-174
- MEUWIS, A. L.; HEUTS, M. J. (1957): Temperature dependence of breathing rate of carp. Biol. Bull., 112: 97-107.
- MEYER, J. S.; HANSEN, J. A. (2002): Subchronic toxicity of low dissolved oxygen concentrations, elevated pH, and elevated ammonia concentrations to Lost River suckers. Trans. Am. Fish. Soc., 131: 656-666.
- MITCHELL, D. L.; NAIRN, R. S. (1989) The biology of the (6-4) photoproduct. Photochem. Photobiol., 49: 805-819
- MITCHELL, D. L.; RODNEY, S. N.; JOHNSTON, D. A.; MICHELLE, B.; KAZIANIS, S.; WALTER, R. B. (2004): Decreased Levels of (6-4) Photoproduct Excision Repair in Hybrid Fish of the Genus *Xiphophorus*. Photochem. Photobiol., 79 (5): 447-452.
- MITCHEL, D. L.; SCOGGINS, J. T.; MORIZOT, D. C. (1993): DNA repair in the variable platyfish (*Xiphophorus variatus*) irradiated in vivo with ultraviolet B light. Photochem. Photobiol., 58: 455-459.
- MOELLER, R. E. (1994): Contribution of ultraviolet radiation (UV-A, UV-B) to photoinhibition of epilimnetic phytoplankton in lakes of differing UV transparency. Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol., 43: 157-170.
- MOHR, A. (1984): Gasübersättigung und Gasblasenkrankheit. Fischer und Teichwirt, 2: 37-40.
- MOMMSEN, T. P.; WALSH, P. J. (1989): Evolution of urea synthesis in vertebrates: the piscine connection. Science, 243: 72-75.
- MONTGOMERY, J. C.; BECKER, C. D. (1980): Gas Bubble Disease in Smallmouth Bass and Northern Squawfish From the Snake and Columbia Rivers. Trans. Am. Fish. Soc., 109 (6): 734-736.
- MORGAN, I. J.; METCALFE, N. B. (2001): The influence of energetic requirements on the preferred temperature of overwintering juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 58: 762-768.
- MORGAN, W. S. G. (1977): An electronic system to monitor the effects of changes in water quality on fish opercular rhythms. In: Biological monitoring of water and effluent quality, ASTM STP 607. Cairns, Jr., J.; Dickson, K. L.; Westlake, G. F. (eds.); American Society for Testing and Materials: 38-55.
- MORGAN, S. G.; CHRISTY, J. H. (1996): Survival of marine larvae under the countervailing selective pressure of photodamage and predation. Limnol. Oceanogr., 41: 498-504.
- MOORE, K. M. S.; GREGORY, S. V. (1988): Summer habitat utilization and ecology of cutthroat trout fry (*Salmo clarki*) in Cascade Mountain streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1921-1930.

- MORRIS, D. P.; ZAGARESE, H.; WILLIAMSON, C. E.; BALSEIRO, E. G.; HARGREAVES, B. R.; MODENUTTI, B.; MOELLER, R.; QUEIMALINOS, C. (1995): The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1381-1391.
- MORRISON, C.; CORNIC, J.; SHUM, B.; ZWICKER, B. (1981): Microbiology and histopathology of saddle back disease of underyearling Atlantic salmon, *Salmo salar* L.. *J. Fish Dis.*, 4: 243-258.
- MORTENSEN, A.; UGEDAL, O.; LUND, F. (2007): Seasonal variation in the temperature preference of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *J. Therm. Biol.*, 32 (6): 314-320.
- MOYLE, P. B.; BALTZ, D. M. (1985): Microhabitat Use by an Assemblage of California Stream Fishes: Developing Criteria for Instream Flow Determinations. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 114: 695-704.
- MÜLLER, K. (1961): Die Biologie der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) im Lule Älv (Schwedisch Lappland). *Z. Fischerei*, 10: 173-201.
- MÜLLER, R. (1977): Temperature selection of goldfish (*Carassius auratus* L.) and brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitch.) after heterogenous temperature acclimation. *J. Therm. Biol.*, 2: 5-7.
- MÜLLER, R.; FRY, F. E. J. (1976): Preferred temperature of fish: a new method. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 33: 1815-1817.
- MUNIZ, I. P.; LEIVSTAD, H. (1980): Acidification-effects on freshwater fish. In: Biological impact of acid percipation. Proceedings of an International Conference, March 11-14, 1980, Sanderfjord, Norway. Editde ba. Drabøls & A. Tollan. SNSF Project, Oslo: 84-92.
- MUNTZ, W. R. A.; NORTHMORE, D. P. M. (1970): Vision and visual pigments in a fish, *Scardinius erythrophthalmus* (the rudd). *Vision Res.*, 10: 281-298.
- MURRAY, C. A.; ZIEBELL, C. D. (1984): Acclimation of rainbow trout to high pH to prevent stocking mortality in summer. *Prog. Fish. Cult.*, 46: 176-179.
- MURRAY, R. W. (1971): Temperature receptors. In: *Fish Physiology*. Vol. 5, Eds. Hoar, W. S.; Randall, D. J., Academic Press, New York. Pp. 121-133.
- MYRICK, C. (1999): Temperature, Genetic, and Ration Effects on Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Bioenergetics. *Diss. Abst. Int. Pt. B - Sci. & Eng.*, 60 (2): 433.
- MYRICK, C. A.; CECH, J. J. JR. (2000): Temperature influences on California rainbow trout physiological performance. *Fish Physiol. and Biochem.*, 22: 245-254.
- MYRICK, C. A.; FOLGNER, D. K.; CECH, J. J. JR. (2004): An annular chamber for aquatic animal preference studies. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 133 (2): 427-433.
- NAGL, A. M.; HOFER, R. (1997): Effects of ultraviolet radiation on early larval stages of the Alpine newt, *Triturus alpestris*, under natural and laboratory conditions. *Oecologia*, 110: 514-519.

- NAKAMURA, Y. (1952): Some experiments on the shoaling reaction in *Oryzias latipes* (Temminck et Schlegel). Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 18: 93-101.
- NEBECKER, A. V.; ANDROS, J. D.; MCCRADY, J. K.; GARTON, R. R. (1978): Survival of steelhead trout (*Salmo gairdneri*) eggs, embryos, and fry in air-supersaturated water. J. Fish. Res. Bd. Can., 35: 261-264.
- NEBECKER, A. V.; BRETT, J. R. (1976): Effects of air-supersaturated water on survival of Pacific salmon and steelhead trout. Trans. Am. Fish. Soc., 105: 338-342.
- NEBECKER, A. V.; BOUCK, G. R.; STEVENS, D. G. (1976): Carbon dioxide and oxygen-nitrogen ratios as factors affecting salmon survival in air supersaturated water. Trans. Am. Fish. Soc., 105: 425-429.
- NEBECKER, A. V.; HAUCK, A. K.; BAKER, F. D. (1979): Temperature and oxygen-nitrogen gas ratios affect fish survival in air-supersaturated water. Wat. Res., 13: 299-303.
- NEBECKER, A. V.; HAUCK, A. K.; BAKER, F. D.; WEITZ S. L. (1980): Comparative response of speckled dace and cutthroat trout to air-supersaturated water. Trans. Am. Fish. Soc., 109: 760-764.
- NEIL, W. H. (1971): Distributional ecology and behavioral thermoregulation of fishes in relation to heated effluent from a stream-electric power plant. Ph. D. Thesis, Madison, Univ. Wisconsin.
- NEIL, W. H.; MAGNUSON, J. J. (1974): Distributional ecology and behavioral thermoregulation of fishes in relation to heated effluent from a power plant at Lake Monona, Wisconsin. Trans. Am. Fish. Soc., 103: 663-710.
- NEWMAN, S. J.; DUNLAP, W. C.; NICOL, S.; RITZ, D. (2000): Antarctic krill (*Euphausia superba*) acquire UV-absorbing mycosporine-like amino acid from dietary algae. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 255: 93-110.
- NEWCOMB, T. W. (1974): Changes in blood chemistry of juvenile steelhead trout, *Salmo gairdneri* following exposure to nitrogen supersaturation. J. Fish. Res. Bd.. Can., 31: 1953-1957.
- NOCEDA, C.; SIERRA SANTIAGO, G.; MARTINEZ, J. L. (1997): Histopathology of UV-B irritated brown trout *Salmo trutta* skin. Diseases of aquatic organisms, 31 (2): 103-108.
- NOWAK, B. F. (1999): Significance of environmental factors in aetiology of skin diseases of teleost fish. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists, 19: 290-292.
- NYKÄNEN, M.; HUUSKO, A. (2004a): Size related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). Ecology of Freshwater fish, 12: 127.
- NYKÄNEN, M.; HUUSKO, A. (2004b): Transferability of habitat preference criteria for larval European grayling (*Thymallus thymallus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 61: 185-192.
- OGILVIE, D. M.; ANDERSON, J. M. (1965): Effect of DDT on temperature selection by young Atlantic salmon (*Salmo salar*). J. Fish. Res. Bd.. Can., 22: 503-512.

- OGILVIE, D. M.; FRYER, J. N. (1971): Effects of sodium pentobarbitol on the temperature selection response of guppies (*Poecilia reticulata*). *Can. J. Zool.*, 49: 949-951.
- OIKARI, A.; HÄKKINEN, J.; KARJALAINEN, J.; VEHNÄÄNEN, E.; YLÖNEN, O. (2002): Sensitivity of boreal fish larvae to UV-B radiation: A preliminary risk assessment. In: Käyhkö, J. & Talve, L. (eds.). *Understanding the global system. The Finnish perspective. Figure 1999-2002*:147-152.
- OLSON, K. R.; FROMM, P. O. (1971): Excretion of urea by two teleosts exposed to different concentrations of ambient ammonia. *Comp. Biochem. Physiol.*, 40 A: 999-1007.
- OLSON, M. H.; MITCHELL, D. L. (2006): Interspecific variation in UV defence mechanisms among temperate freshwater fishes. *Photochem. Photobiol.*, 82 (2): 606-610.
- OPUSZYNSKI, K.; LIRSKI, A.; MYSZKOWSKI, L.; WOLNICKI, J. (1989): Upper lethal and rearing temperatures for juvenile common carp, *Cyprinus carpio* L., and silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes). *Aquaculture and Fisheries Management*, 20: 287-294.
- ORIS, J. T.; GEISY, J. P. (1987): The photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to larvae of the flathead minnow (*Pimephales promelas*). *Chemosphere*, 16: 1396-1404.
- OTTO, R. G. (1974): The effects of acclimation to cyclic thermal regimes on heat tolerances of the western mosquito fish. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 103: 331-335.
- OTTO, R. G.; KITCHEL, M. A.; RICE, J. O. (1976): Lethal and preferred temperatures of the alewife (*Alosa pseudoharengus*) in Lake Michigan. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 105: 96-106.
- OGILVIE, D. M.; ANDERSON, J. M. (1965): Effect of DDT on temperature selection by young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 22: 503-513.
- OVASKA, K.; DAVIS, T. M.; NOVALES FLAMARIQUE, I. (1997): Hatching success and larval survival of the frogs *Hyla regilla* and *Rana aurora* under ambient and artificially-enhanced solar UV radiation. *Can. J. Zool.*, 75: 1081-1088.
- OVERHOLTZ, W. J.; FAST, A. W.; TUBB, R. A.; MILLER, R. (1977): Hypolimnion oxygenation and its effects on the depth distribution of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and gizzard shad (*Dorsoma cepedianum*). *Trans. Am. Fish. Soc.*, 106: 371-375.
- OZONBULLETIN (1998): Ozonbulletin des Deutschen Wetterdienstes, Gesamtausgabe Nr.37-48 (1998)
- PAHKALA, M.; RÄSÄNEN, K.; LAURILA, A.; JOHANSON, U.; BJÖRN, L. O.; MERILÄ, J. (2002): Lethal and sublethal effects of UV-B/pH synergism on common frog embryos. *Conservation Biol.* 16: 1063-1073.
- PALENIK, B.; PRICE, N. M.; MOREL F. M. M. (1991): Potential effects of UV-B on the chemical environment of marine organisms: a review. *Environ. Poll.* 70: 117-130.
- PARVATHESWARO, V. R. (1969): Possible role of thyroid in the thermal acclimation in a freshwater fish, *Etroplus maculatus*. *Endocrinol. Exp.*, 2: 173-178.

- PAVLOV, D. S.; SADKOVSKII, R. V.; KOSTIN, V. V.; LUPANDIN, A. I. (2000): Experimental study of young fish distribution and behaviour under combined influence of baro-, photo- and thermo-gradients. *J. Fish Biol.*, 57: 69-81.
- PELZ, G. R.; GROH, K.; JÖRGENSEN, L.; JUNGBLUTH, J. H.; KROLL, L.; OTTO, A. (2000): Fische und Fischerei in Rheinland-Pfalz - Bestandsaufnahme, fischereiliche Nutzung, Fischartenschutz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz.
- PENAZ, M. (1975): Early development of the grayling *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758). *Acta Sc. Nat. Brno*, 9 (11): 1-35.
- PENAZ, M.; PROKES, M.; WOHLGEMUTH, E. (1978): Fish fry community of the Jihlava River, Czechoslovakia. *Folia Zool.*, 35 (4): 371-384.
- PENTELOW, F. T. K. (1939): The relation between growth and food consumption in the brown trout (*Salmo trutta*). *J. exp. Biol.*, 16: 446-473.
- PERSAT, H.; PATTEE, E. (1981): The growth rate of young grayling in some french rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 1270-1275.
- PETERSEN, M. F.; STEFFENSEN, J. F. (2003): Preferred temperature of juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* with different haemoglobin genotypes at normoxia and moderate hypoxia.. *Journal-of-Experimental-Biology*, 206 (2): 359-364.
- PETERSON, R. H. (1973): Temperature selection of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) as influenced by various chlorinated hydrocarbons. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 30: 1091-1097.
- PETERSON, R. H. (1976): Temperature selection of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) as influenced by various toxic substances. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 33: 1722-1730.
- PETERSON, R. H.; COOMBS, K.; POWER, J.; PAIM, U. (1989): Response of several fish species to pH gradients. *Can. J. Zool.*, 67: 1566-1572.
- PETERSON, R. H.; MARTIN-ROBICHAUD, D. J. (1989): First feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry as influenced by temperature regime. *Aquaculture*, 78: 35-53.
- PETERSON, R. H.; METCALFE, J. L. (1979): Response of Atlantic salmon alevins to temperature gradients. *Can. J. Zool.*, 57: 1424-1430.
- PETERSON, R. H.; SUTTERLIN, A. M.; METCALFE, J. L. (1979): Temperature preference of several species of *Salmo* and *Salvelinus* and some of their hybrids. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 36: 1137-1140.
- PETRY, H. (1975): Motilitätsmessungen an Forellen mit Hilfe induzierter Spannungen im Hinblick auf eine kontinuierliche Gewässerkontrolle. *Tierärztl. Praxis*, 3: 93-98.
- PEUHKURI, N.; RANTA, E.; SEPPÄ, P. (1997): Size-assortative schooling in free-ranging sticklebacks. *Ethology*, 103: 318-324.
- PICARD, C. R.; BOZEK, M. A.; MOMOT, W. T. (2003): Effectiveness of using summer thermal indices to classify and protect brook trout streams in northern Ontario. *North Am. J. Fish. Manag.*, 23: 206-215.

- PICKERING, A. D.; RICHARDS, R. H. (1980): Factors influencing the structure, function and biota of the salmonid epidermis. Proc. R. Soc. Edinb., 79B :93-104.
- PIENITZ, R.; VINCENT, W. F. (2000): Effect of climate change relative to ozone depletion on UV exposure in subarctic lakes. Nature, 404: 484-487.
- PINDER, J. M.; MORGAN II, R. P. (1995): Interactions of pH and Habitat on Cyprinid Distributions in Appalachian Streams of Maryland. Trans. Am. Fish. Soc., 124: 90-102.
- PINHORN, A. T.; ANDREWS, C. W. (1965): Effect of photoperiods on the behavior of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in vertical and horizontal light gradients. J. Fish. Res. Bd. Can., 22: 369-382.
- PITT, T. K.; GARSIDE, E. T.; HEPBURN, R. L. (1956): Temperature selection of the carp (*Cyprinus carpio* Linn.). Can. J. Zool., 34: 555-557.
- PLACK, P. A.; FRASER, N. W.; GRANT, P. T.; MIDDLETON, C.; MITCHELL, A. I.; THOMSON, R. H. (1981): Gadusol, an enolic derivative of cyclohexane-1,3-dione present in the roes of cod and other marine fish. Biochem. J., 199: 741-747.
- PLEHN, M. (1924): Praktikum der Fischkrankheiten. In: Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, 1. Ausgabe. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 301-479.
- PODRABSKY, J. E.; CLELEN, D.; CRAWSHAW, L. I. (2008): Temperature preference and reproductive fitness of the annual killfish *Austrofundulus limnaeus* exposed to constant and fluctuating temperatures. Journal of comparative physiology. A, Neuroethology, sensory, neural, and behavioural physiology, 194 (4): 385-393.
- POELS, C. L. M. (1977): An automatic system for rapid detection of acute high concentrations of toxic substances in surface water using trout. In: Biological monitoring of water and effluent quality, ASTM STP 607. Cairns, Jr., J.; Dickson, K. L.; Westlake, G. F. (eds.); American Society for Testing and Materials: 85-95.
- POMMERANZ, T. (1974): Resistance of plaice eggs to mechanical stress and light. In: The early life history of fish. Edited by J. H. S. Blaxter. Springer-Verlag, New York: 397-416.
- POSTON, H. A.; WOLFE, M. J. (1985): Niacin requirement for optimum growth, feed conversion and protection of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, from ultraviolet-B irradiation. J. Fish Dis., 8: 451-460.
- POWERS, E. B. (1930): The relation between pH and aquatic animals. Am. Midland Naturalist, 64: 342-366.
- PRENZLIN, H. (1989): Lehrbuch der Tierphysiologie, 4. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York.
- PRIEDE, I. G.; SOLBÉ, J. F.; NOTT, J. E.; O`GRANDY, K. T.; CRAGG-HINE, D. (1988): Behaviour of adult Atlantic salmon *Salmo salar* L., in the estuary of the River Ribble in relation to variations in dissolved oxygen and tidal flow. J. Fish Biol., 33: 133-139.
- PROKES, M.; BARUS, V.; PENAZ, M.; HAMACKOVA, J.; KOURIL, J. (1998): The effects of pH on the development of tench, *Tinca tinca* larvae. Folia Zool., 47 (2): 145-154.

- PULG, U. (2006): Restaurierung von Kieslaichplätzen. In: Der Schutz von Fließgewässern und ihren Fischen. Ein Symposium zu aktuellen Arten- und Gewässerschutzprojekten des Landesfischereiverbands Bayern e.V. (Hersg.). München.
- PULGAR, J. M.; ALDANA, M.; BOZINOVIC, F.; PATRICIO, O. F. (2003): Does food quality influence thermoregulatory behavior in the intertidal fish *Girella laevis*? J. Therm. Biol., 28 (8): 539-544.
- RAMOS, K. T.; FRIES, L. T.; BERKHOUSE, C. S.; FRIES, J. N. (1994): Apparent sunburn of juvenile paddlefish. Prog. Fish Cult., 56: 214-216.
- RAMSEY, W. L. (1962): Dissolved oxygen in shallow near-shore water and its relation to possible bubble formation. Limnol. Oceanogr., 8: 453-461.
- RANTA, E.; LINDSTRÖM, K.; PEUHKURI, N. (1992): Size matters when three-spined sticklebacks go to school. Anim. Behav. 43: 160-162.
- READ, L. J. (1971): The presence of high ornithine-urea cycle enzyme activity in the teleost *Opsanus tau*. Comp. Biochem. Physiol., 39B: 409-413.
- REICHENBACH-KLINKE, H. H. (1976): Die Gewässeraufheizung und ihre Auswirkung auf den Lebensraum Wasser. In: Fisch und Umwelt, Vol. 2. Seminar 1975. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 153-161.
- REICHENBACH-KLINKE, H. H. (1977): Über die Gasblasenkrankheit bei Fischen. Fischer und Teichwirt, 28 (5): 59.
- REICHENBACH-KLINKE, H. H. (1980): Krankheiten und Schädigungen der Fische. 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York.
- REINARTZ, R. (1995): Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben „Gefährdungsursachen von Nasenbeständen“. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- REIST, J. D.; WRONA, F. J.; PROWSE, T. D.; DEMPSON, J. B.; POWER, M.; KOCK, G.; CARMICHAEL, T. J.; SAWATZKY, C. D.; TALLMAN, R. F. (2006): Effects of climate change and UV radiation on fisheries for arctic freshwater and anadromous species. Ambio, 35 (7): 402-410.
- RENFRO, W. C. (1963): Gas-bubble mortality of fishes in Galveston Bay, Texas. Trans. Am. Fish. Soc., 92: 320-322.
- REUSS, H. (1969): Water quality criteria. FAO Fisheries Technical Paper No. 94.
- REUTTER, J. M.; HERDENDORF, C. E. (1975): Laboratory estimates of the seasonal final temperature preference of some Lake Erie fish. Proc. 17th Conf. Great Lakes Research.
- REYNOLDS, W. W.; CASTERLIN, M. E. (1976): Thermal preference and behavioral thermoregulation in three centrarchid fishes. In: Esch, G. W., and R. W. McFarlane (eds.). Proc. Second Thermal Ecology Symposium. AEC Symposium Series: 185-190.
- REYNOLDS, W. W.; CASTERLIN, M. E. (1977): Temperature preferences of four fish species in an electronic thermoregulatory shuttlebox. Prog. Fish. Cult., 39 (3): 123-125.

- REYNOLDS, W. W.; CASTERLIN, M. E. (1978): Ontogenetic change in preferred temperature and diel activity of the yellow bullhead, *Ictalurus natalis*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 59A: 409-411.
- REYNOLDS, W. W.; CASTERLIN, M. E. (1979): Thermoregulatory behavior of brown trout, *Salmo trutta*. *Hydrobiologia*, 62: 79-80.
- REYNOLDS, W. W.; CASTERLIN, M. E. (1980): The role of temperature in the environmental physiology of fishes. In: Ali M. A. (Hrsg.) *Environmental physiology of fishes*. Plenum Press, New York and London: 497-518.
- REYNOLDS, W. W.; CASTERLIN, M. E.; COVERT, J. B. (1976a): Behavioural fever in teleost fishes. *Nature*, 259: 41-42.
- REYNOLDS, W. W.; MCCAULEY R. W.; CASTERLIN, M. E.; CRAWSHAW, L. I. (1976b): Body temperatures of behaviorally thermoregulating largemouth blackbass (*Micropterus salmoides*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 54A: 461-463.
- RICHARDS, F. P.; REYNOLDS, W. W.; MCCAULEY, R. W. (1977): Temperature preference studies in environmental impact assessments: an overview with procedural recommendations. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 34: 728-761.
- RICHTLINIE 78/659/EWG, des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.
- RICHTLINIE 92/43/EWG, des Rates vom 21. Mai 1992 zur „Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“.
- ROBERTS, R. J.; BULLOCK, A. M. (1981): Recent observations on the pathological effects of ultraviolet light on fish skin. *Fish Pathology*, 15: 237-239.
- ROBERTS, R. J.; SCHLOTFELD, H. J. (1985): *Grundlagen der Fischpathologie*. Paul Parey Verlag, Berlin und Hamburg.
- ROCCO, V.; BARRIGA, J. P.; ZARAGESE, H.; LOZADA, M. (2002): How much does ultraviolet radiation contribute to the feeding performance of rainbow trout. *Oncorhynchus mykiss*, juveniles under natural illumination?. *Environ. Biol. Fish.*, 63 (2): 223-228.
- RODGER, H. D.; TURNBULL, T.; EDWARDS, C.; CODD, G. A. (1994): Cyanobacterial (blue-green algal) bloom-associated pathology in brown trout (*Salmo trutta* L.) in Loch Leven, Scotland. *J. Fish Dis.*, 17: 177.
- RODNICK, K. J.; GAMPERL, A. K.; LIZARS, K. R.; BENNETT, M. T.; RAUSCH, R. N.; KEELEY, E. R. (2004): Thermal tolerance and metabolic physiology among redband trout populations in south-eastern Oregon. *J. Fish. Biol.*, 64: 310-335.
- RODRIGUEZ, C. A.; BELAND, F.; CULLEN, J. J.; DAVIS, R. F.; KOUWENBERG, J. H. M.; KUHN, P. S.; MCARTHUR, B.; RUNGE, J. A.; ST-PIERRE, J. F.; VETTER, R. D (2000): Impact of ultraviolet radiation on marine crustacean zooplankton and ichthyoplankton: A synthesis of results from the estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada. *Marine Ecology Progress Series*, 199: 293-311.

- RØED, K. H. (1979): The temperature preference of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. (Pisces) collected at different seasons. *Sarsia*, 64: 137-141.
- ROMAIRE, R. P.; BOYD, C. E. (1979): Effects of solar radiation on the dynamics of dissolved oxygen in channel catfish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 108: 473-478.
- ROSENFELD, J. (2003): Assessing the habitat requirements of stream fishes: An overview and evaluation of different approaches. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 132: 953-968.
- ROSSELAND, B. O.; SKOGHEIM, O. K.; SEVALDRUD, I. H. (1986): Acid deposition and effects in nordic Europe. Damage to fish populations in Scandinavia continue to space. *Water Air Soil Pollut.*, 30 : 65-74.
- ROYCE-MALMGREN, C. H.; WATSON III, W. H. (1986): Modification of olfactory-related behavior in juvenile Atlantic Salmon by changes in pH. *J. Chem. Ecol.*, 13 (3): 533-546.
- RUCKER, R. R. (1972): Gas-bubble disease of salmonids: A critical review. U.S. Fish. Wildl. Serv. Tech. Pap., 58: 11pp.
- RUCKER, R. R. (1976): Gas bubble disease of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, in water with constant total gas pressure and different oxygen-nitrogen ratios. United States National Marine Fisheries Service Fisheries Bulletin, 73: 915-918.
- RUCKER, R. R.; HODGEBROOM, K. (1953): Observation on gas bubble disease of fish. *Prog. Fish. Cult.*, 15: 24-26.
- RUCKER, R. R.; KANGAS, P. H. (1974): Effect of nitrogen supersaturated water on coho and chinook salmon. *Prog. Fish. Cult.*, 36: 152-156.
- RÜMMLER, F. (1986): Ursachen, Beseitigung und Überwachung von Gasüberspannungen in Anlagen der intensiven Fischproduktion. *Z. Binnenfischerei DDR*, 323: 211-217.
- SAGNES, P.; GAUDIN, P.; STATZNER, B. (1997): Shift in morphometrics and their relation to hydrodynamic potential and habitat use during grayling ontogenesis. *J. Fish Biol.*, 50: 846-858.
- SAGNES, P.; CHAMPAGNE, J. Y.; MOREL, R. (2000): Shifts in drag and swimming potential during grayling ontogenesis: relations with habitat use. *J. Fish Biol.*, 57: 52-68.
- SAIKI, M. K.; MONDA, D. P.; BELLERUD, B. L. (1999): Lethal levels of selected water quality variables to larval and juvenile Lost River and shortnose suckers. *Environmental Pollution*, 105 (1): 37-44.
- SALO, H. M.; AALTONEN, T. M.; MARKKULA, S. E.; JOKINEN, E. I. (1998): Ultraviolet B irradiation modulates the immune system of fish (*Rutilus rutilus*, Cyprinidae) 1. Phagocytes. *Photochem. Photobiol.*, 67 (4): 433-437.
- SANDERS, B. M. (1993): Stress proteins in aquatic organisms: An environmental perspective. *Crit. Rev. Toxicol.*, 23: 49-75.
- SARI, M. (2008): Threatened fishes of the world: *Chalcalburnus tarichi* (Pallas 1811) (Cyprinidae) living in the highly alkaline Lake Van, Turkey. *Environ. Biol. Fish.*, 81 (1): 21-23.

- SARNA, T.; MENON, I. A.; SEALY, R. C. (1984): Photosensitization of melanin: an electron spin resonance study of sensitized radical production and oxygen consumption. *Photochem. Photobiol.*, 40: 453-459.
- SASHA, N.; RATHA, B. K. (1987): Active ureogenesis in a freshwater air-breathing teleost, *Heteropneustes fossilis*. *J. Exp. Zool.*, 241: 137-141.
- SASHA, N.; RATHA, B. K. (1989): Comparative study of ureogenesis in freshwater air-breathing teleosts. *J. Exp. Zool.*, 52: 1-8.
- SCHAFFER, J.; RYAN, A. (2006): Developmental plasticity in the thermal tolerance of zebrafish *Danio rerio*. *J. Fish Biol.*, 69: 722-734.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1979): *Fischkrankheiten Teil 2*. Akademie-Verlag Berlin.
- SCHEIDEGGER, K. J.; BAIN, M. B. (1995): Larval fish distribution and microhabitat use in free-flowing and regulated rivers. *Copeia*, 1995, 1: 125-135.
- SCHERER, E. (1992): Behavioural responses as indicators of environmental alterations: approaches, results, developments. *J. Appl. Ichthyol.*, 8: 122-131.
- SCHIEMER, F. (1988): Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flusssystemen. *Natur und Landschaft*, 63: 9.
- SCHIEMER, F.; SPINDLER, T. (1989): Endangered fish species of the Danube River in Austria. *Regul. Rivers Res. Manage.*, 4: 397-407.
- SCHIEMER, F.; SPINDLER, T.; WINTERSPERGER, H.; SCHNEIDER, A.; CHOVANEC, A. (1991): Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2497-2500.
- SCHIEMER, F.; WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. *River Conservation and Management*, 23.
- SCHIEWE, M. H. (1974): Influence of dissolved atmospheric gas on swimming performance of juvenile chinook salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 103: 717-721.
- SCHINDLER, D. W. (2001): The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millenium. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 18-29.
- SCHINDLER, O. (1975): *Unsere Süßwasserfische*. Kosmos Naturführer, Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, W. Keller & Co., Stuttgart, 5. Auflage.
- SCHLEICH, K. L. (1966): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Körperwachstum und Wasserverunreinigung, studiert an der Süßwasserfischart Nase (*Chondrostoma nasus* L., Teleostei, Cyprinidae) in Niederbayern. Dissertation an der TU München in Weihenstephan.
- SCHLOSSER, I. J. (1987): The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. *Ecology*, 68 (3): 651-659.

- SCHMEING-ENGBERDING, F. (1953): Die Vorzugstemperaturen einiger Knochenfische und ihre physiologische Bedeutung. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, 2: 125-155.
- SCHMITZ, W.; SCHUMANN, G. O. (1982): Die sommerlichen Wassertemperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. Arch. Hydrobiol., 95: 435-443.
- SCHMUTZ, S.; KAUFMANN, M.; VOGEL, B.; JUNGWIRTH, M. (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. BOKU, Wien: 211 S.
- SCHOLANDER, P. F.; VAN DAM, L.; KANWISHER, J. W. HAMMEL, H. T.; GORDON, M. S. (1957): Supercooling and osmoregulation in Arctic fish. J. cell. Comp. Physiol., 49: 5-24.
- SCHRECKENBACH, K. (1999): Der Einfluss niedriger Wassertemperaturen auf die Lebensvorgänge und das Verhalten von Fischen. Afz-Fischwaid, 3: 15-16.
- SCHRECKENBACH, K. (2001): Anpassung von Fischen an Temperaturänderungen. Auf Auf, 2: 9-11.
- SCHRECKENBACH, K., SPANGENBERG, R. (1987): pH-Wert abhängige Ammoniakvergiftung bei Fischen und Möglichkeiten ihrer Beeinflussung. Z. Binnenfischerei DDR, 25 (?): 299-314.
- SCHRECKENBACH, K.; SPANGENBERG, R.; KRUG, S. (1975): Die Ursache der Kiemennekrose. Z. Binnenfischerei DDR, 22 (9): 257-288.
- SCHRECKENBACH, K.; STEFFENS, W.; ZOBEL, H. (1987): Technologien, Normen und Richtwerte der Fischproduktion. Inst. F. Binnenfischerei Berlin.
- SCHUBERT, M. (1998): Verhalten und Präferenz der Jugendstadien von Nase (*Chondrostoma nasus* L.) und Äsche (*Thymallus thymallus* L.) unter Berücksichtigung standorttypischer Faktoren. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der LMU-München.
- SCHUBERT, M. (2002a): Untersuchungen zu Jungfisch- und Brutnachweisen in ausgewählten Gewässern. In: Landesfischereiverband Bayern e.V. (Ed.) Endbericht zum Artenhilfsprogramm Äsche. 9 Seiten.
- SCHUBERT, M. (2002b): Untersuchungen zum Schlupferfolg und zur Eihüllenbelastbarkeit von Äschenrognern ausgewählter Gewässer. In: Landesfischereiverband Bayern e.V. (Ed.) Endbericht zum Artenhilfsprogramm Äsche. 11 Seiten.
- SCHUBERT, M. (2002c) Auswirkung von UV-Strahlung auf die Entwicklung von Äschenbrütlingen. In: Landesfischereiverband Bayern e.V. (Ed.) Endbericht zum Artenhilfsprogramm Äsche. 19 Seiten.
- SCHULZE-LUTZ, D. (1995): Gas supersaturation and Gas Bubble Trauma in Fish downstream from a Midwestern Reservoir. Trans. Am. Fish. Soc., 124: 423-436.
- SCOTT, A. (1985): Distribution, growth and feeding of postemergent grayling *Thymallus thymallus* in an English River. Trans. Am. Fish. Soc., 114: 525-531.

- SCOTT, D. M.; MARTYN, C. L.; WILSON, R. W. (2005): The effect of high pH on ion balance, nitrogen excretion and behaviour in freshwater fish from an eutrophic lake: A laboratory and field study. *Aquat. Toxicol.*, 73 (1): 31-43.
- SCOTT, D. M.; WILSON, R. W. (2007): Three species of fishes from an eutrophic, seasonally alkaline lake are not more tolerant to acute exposure to high pH in the laboratory. *J. Fish Biol.*, 70 (2): 551-566.
- SCULLY, N. M.; LEAN, D. R. S. (1994): The attenuation of ultraviolet radiation in temperate lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 43: 135-144.
- SEBERT, P.; BARTHELEMY, L.; PEYRAUD, C. (1984): Oxygen toxicity in trout at two seasons. *Comp. Biochem. Physiol.*, 78A: 719-722.
- SEIDLITZ, H. K.; THIEL, S.; KRINS, A.; MAYER, H. (2001): Solar radiation at the earth's surface. In: Sun protection in man. P. U. Giacomoni (Ed.): 705-738.
- SELONG, J. H.; MCMAHON, T. E.; ZALE, A. V.; BARROWS, F. T. (2001): Effect of temperature on the growth and survival of bull trout, with application of an improved method of determining thermal tolerance in fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 130: 1026-1037.
- SEMPESKI, P.; GAUDIN, P. (1995a): Habitat selection by grayling-II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *J. Fish Biol.*, 47: 345-349.
- SEMPESKI, P.; GAUDIN, P. (1995b): Size-related changes in diel distribution of young grayling (*Thymallus thymallus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 1842-1848.
- SERAFY, J. E.; HARRELL, R. M. (1993): Behavioural response of fishes to increasing pH and dissolved oxygen: field and laboratory observations. *Freshwater biology*, 30: 53-61.
- SETLOW, R. B. (1974). The wavelengths in sunlight effective in producing skin cancer: a theoretical analysis. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 81(9):3363-3366.
- SETLOW, R. B.; GRIST, E.; THOMPSON, K.; WOODLAND, A. D. (1993): Wavelengths effective in induction of malignant melanoma. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.*, 90: 6666-6670.
- SHARMA, J. G.; CHAKRABARTI, R. (2006): Effects of UV-B radiation on the gills of *Catla catla* during early development. *Toxicol. Environ. Chem.*, 88 (2): 367-371.
- SHARMA, J. G.; MASUDA, R.; TANAKA, M. (2005): Ultrastructural study of skin and eye of UV-B irradiated ayu *Plecoglossus altivelis*. *J. Fish Biol.*, 67: 1646-1652.
- SHARMA, J. G.; MASUDA, R.; TANAKA, M. (2007): Orientation behaviour of *Pagrus major* larvae exposed to UV-B radiation in laboratory conditions. *Int. J. Radiat. Biol.*, 83 (1): 49-52.
- SHARMA, J. G.; MITTAL, P.; CHAKRABARTI, R. (2008): Development of survivorship model for UV-B irradiated *Catla catla* larvae. *Aquat. Ecol.*, 42: 17-23.
- SHELFORD, V. E.; ALLEE, W. C. (1913): The reactions of fishes to gradients of dissolved atmospheric gases. *J. Exp. Zool.*, 14: 207-266.
- SHELFORD, V. E.; POWERS, E. B. (1915): An experimental study of the movements of herring and other marine fishes. *Biol. Bull.*, 28: 315-334.

- SHEPARD, K. L. (1994): Functions for fish mucus. *Rev. Fish. Biol. Fish.*, 4: 401-429.
- SHELTON, R. G. J.; JOHNSTONE, A. D. F. (1995): Preliminary aquarium observations on the schooling behaviour of Atlantic salmon *SALMO SALAR* L., smolts on transfer to sea water. *Fish. Res.*, 24: 73-78.
- SHICK, J.M.; DUNLAP, W.C. (2002): Mycosporine like amino acids and related gadusols: Biosynthesis, accumulation, and UV-protective functions in aquatic organisms. *Annu. Rev. Physiol.*, 64: 223-262.
- SHIMA, A.; SETLOW, R. B. (1984): Survival and pyrimidin dimers in cultured fish cells exposed to concurrent sun lamp ultraviolet and photo reactivating radiators. *Photochem. Photobiol.*, 39: 49-56.
- SHRIMPTON, J. M. (1985): Response of Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to different levels of gas supersaturation. B.S. Thesis, Department of Biology, University of Victoria, British Columbia, Canada.
- SIEBECK, O. (1999): UV-B und Aquatische Ökosysteme. In: Klimaänderungen in Bayern und ihre Auswirkungen. Abschlussbericht des Bayerischen Klimaforschungsverbundes: 44-49.
- SIEBECK, O.; SOMMARUGA, R.; TARTAROTTI, B. (1999): UV Wirkungen auf heterotrophe Wasserorganismen. R. guderian und G. Gunkel (Hrsg.) Handbuch der Umweltbelastungen und Ökotoxikologie, Bd. 3, Limnische Ökosysteme: UV Wirkungen auf heterotrophe Wasserorganismen. Springer Verlag: 243-263.
- SIEBECK, O.; VAIL, T. L.; WILLIAMSON, C. E.; VETTER, R.; HESSEN, D. O.; ZAGARESE, H. E.; LITTLE, E.; BALSEIRO, E.; MODENUTTI, B.; SEVA, J.; SHUMATE, A. (1994): Impact of UV-B radiation on zooplankton and fish in pelagic freshwater ecosystems. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 43: 101-114.
- SIEGEL, S.; CASTELLAN, N. J. JR. (1988): Nonparametric statistics for the behavioural sciences (second edition). New York: McGraw-Hill, 1988, 399 pp.
- SIEMIEN, M. J.; STAUFFER, J. R. JR. (1989): Temperature preference and tolerance of the spotted Tilapia and Rio Grande Cichlid. *Arch. Hydrobiol.*, 115 (2): 287-304.
- SIEMIEN, M. J.; CARLINE, R. F. (1991): Effect of temperature on the growth of first-feeding Atlantic salmon fry. *Prog. Fish. Cult.*, 53 (1): 11-14.
- SIGINEVICH, G. P. (1967): Nature of the relationship between increase in size of Baltic salmon fry and the water temperature. *Gidrob. Zhurnal*, 3: 43-48; *Fish. Res. Bd. Can. Transl. Ser.*, 952:14p.
- SMIJA, D. (1989): Limnologische Ergebnisse eines Langzeitversuchs zur Restwasserproblematik. Informationsbericht 1/89 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: 261-279.
- SMITH, R. C.; BAKER, K. S. (1979): Penetration of UV-B and biologically effective dose-rates in natural waters. *Photochem. Photobiol.*, 29: 311-323.

- SMITH, R. C.; PREZELIN, B. B.; BAKER, K. S.; BIDIGARE, R. R.; BOUCHER, N. P.; COLEY, T.; KARENTZ, D.; MACINTYRE, S.; MATLICK, H. A.; MENZIES, D.; ONDRUSEK, M.; WAN, Z.; WATERS, K. J. (1992): Ozone depletion: ultraviolet radiation and phytoplankton biology in antarctic waters. *Science*, 255: 952-959.
- SMITH, R. E. H.; FURGAL, J. A.; CHARLTON, B. M.; GREENBERG, V.; HIRIART, V.; MAEWOOD, C. (1999): Attenuation of ultraviolet radiation in a large lake with low dissolved organic matter concentrations. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 56: 1351-1361.
- SOLOMON, S. (1990): Progress towards a quantitative understanding of Antarctic ozone depletion. *Nature (London)*, 347: 347-354.
- SOMMARUGA, R. (2001): The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *J. Photochem. Photobiol.*, 62 (1-2): 35-42.
- SOMMARUGA, R.; PSENNER, R. (1997): Ultraviolet radiation in a high mountain lake of the Austrian Alps: Air and underwater measurements. *Photochem. Photobiol.*, 65 (6): 957-963.
- SPAAS, J. T. (1960): Contribution on the comparative physiology and genetics of the european salmonidae. III. Temperature resistance at different ages. *Hydrobiologia*, 15: 78-88.
- SPANGENBERG, R.; SCHRECKENBACH, K. (1984): Die Ursache der Dreherkrankung des Karpfens (*Cyprinus carpio*). *Fortschr. Fischereiwiss.*, 3: 23-46.
- SPEHAR, R. L.; POUCHER, S.; BROOKE, L. T.; HANSEN, D. J.; CHAMPLIN, D.; COX, D. A. (1999): Comparative toxicity of fluoranthene to freshwater and saltwater species under fluorescent and ultraviolet light. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37 (4): 496-502.
- SPIESER, O. H. (1980): Prüfparameter bei der Entwicklung von toxikologischen Verhaltenstests an Fischen. In: Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.): Methoden der Toxizitätsprüfung an Fischen-Situation und Beurteilung. Boldt-Verlag, Boppard: 143-150.
- SPIESER, O. H. (1985): Verfahren zur Messung der Bewegungsweisen und Konfigurationen von biologischen und nichtbiologischen Objekten. Deutsche Patentschrift P 35435151.
- SPIGARELLI, S. A. (1975): Behavioral responses of Lake Michigan fishes to a nuclear power plant discharge. In: Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants, Proc. Symp. Oslo, Norway, August 26-30, 1974, IAEA-SM-187/18: 479-498.
- SPIGARELLI, S. A.; THOMMES, M. M. (1979): Temperature selection and estimated thermal acclimation by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in a thermal plume. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 36: 366-376.
- SPRAGUE, J. B. (1964): Highly alkaline water caused by asbestos-cement pipeline. *Prog. Fish. Cult.*, 26: 111-114.
- STAAKS, G. (1997): Verhaltensbiologische Untersuchungen zu Temperaturpräferenzen juveniler Cypriniden. *Berichte des IGB*, 1997, Heft 4: 186.
- STAAKS, G. (1996): Experimental studies on temperature preference behaviour of juvenile cyprinids. *Limnologica*, 26 (2): 165-177.

- STAAKS, G., KIRSCHBAUM, F.; WILLIOT, P. (1999): Experimental studies on thermal behaviour and diurnal activity rhythms of juvenile Atlantic sturgeons (*Acipenser sturio*). *Journal of Applied Ichthyology*, 15: 243-247.
- STAUFFER, J. R. (1980): Influence of temperature on fish behavior. In: C. H. Hocutt; J. R. Stauffer Jr.; J. E. Edinger; L. W. Hall Jr.; R. P. Morgan II (editors). *Power plants: effects on fish and shellfish behavior*. Academic Press, New York.: 103-141.
- STEEGER, H. U.; WIEMER, M.; FREITAG, J. F.; PAUL, R. J. (1999): Vitality of plaice embryos (*Pleuronectes platessa*) at moderate UV-B exposure. *Journal of Sea Research*, 42: 27-34.
- STEFFENS, W.; JAEHNICHEN, H. (1982): Ergebnisse der Aufzucht von Störhybriden (*Huso huso* x *Acipenser ruthenus*) in der Binnenfischerei der DDR. *Z. Binnenfischerei DDR*, 29 (8): 231-238.
- STEFFENSEN, J. F.; FARRELL, A. P. (1998): Swimming performance, venous oxygen tension cardiac performance of coronary-ligated rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* exposed to progressive hypoxia. *Comp. Biochem. Physiol*, 119A: 585-592.
- STEINBERG, C.; SCHÖNFELDER, I. (2001): Ökologische Regulation in Binnengewässern: Gelöste Huminstoffe - II: Klimaeinflüsse. *Wasser & Boden*, 53: 37-41.
- STEIN, H. (1992): Die Nase - vom Massenfisch zur bestandsbedrohten Art. *Bayerns Fischerei und Gewässer*, 1: 19-20.
- STEIN, H. (1994): Symposium „Gefährdung von Fischarten der Äschenregion“. *Fischer und Teichwirt*, 6: 225-226.
- STEIN, H.; REINARTZ, R.; STEINHÖRSTER, U. (1995): Potentielle Ursachen der Bestandsgefährdung rheophiler Fischarten - dargestellt am Beispiel der Nase (*Chondrostoma nasus*). *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei-, und Flußbiologie*; Bd. 48. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- STEINHÖRSTER, U. (1996): Präferenzen juveniler Nasen (*Chondrostoma nasus*). 3. Symposium: Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische. Salzburg.
- STEINHÖRSTER, U.; REINARTZ, R.; STEIN, H. (1996): Veränderungen von pH-Wert und Sauerstoffsättigung in den bayerischen Voralpenflüssen Isar und Loisach und mögliche Auswirkungen auf die Fischfauna. *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei-, und Flußbiologie*; Bd. 49. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 441-452.
- STEINHÖRSTER, U.; STEIN, H. (1997): Bestandssituation der Äsche im Landkreis Bad Tölz- Wolfartshausen. *Fischer und Teichwirt*, 2: 51-56.
- STEINMETZ, M. (1999): Solare terrestrische UV-Strahlung in Deutschland 1999. Jahresbericht über das solare UV-Messnetz von BfS/UBA.
- STEUCKE, E. W. JR.; ALLISON, L. N.; PIPER, R. G.; ROBERTSON, R.; BOWEN, J. T. (1968): Effects of light and diet on the incidenc of cataract in hatchery-reared lake trout. *Prog. Fish. Cult.*, 30: 220-226.

- STEVENS, E. D.; FRY, F. E. G. (1974): Heat transfer and body temperatures in non-thermoregulatory teleosts. *Can. J. Zool.*, 48: 221-226.
- STEVENS, E. D.; NEILL, W. H. (1978): Body temperature relations of tunas, especially skipjack. In: *Fish physiology*, Vol. VII (Hoar, W. S. & Randall, D. J., eds.). Academic Press, London & New York: 316-359.
- STEVENS, D. G.; NEBECKER, A. V.; BAKER, R. J. (1980): Avoidance responses of salmon and trout to air-supersaturated water. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 109: 751-754.
- STEWART, N. E.; SHUMWAY, D. L.; DOUDOROFF, P. (1967): Influence of oxygen concentration on growth of juvenile largemouth bass. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24: 475-494.
- STICKNEY, A. P. (1968): Supersaturation of atmospheric gases in the coastal waters of the Gulf of Maine. *U.S. Fish. Wildl. Serv. Fish. Bull.*, 67: 117-123.
- STRANGE, R. J.; PETRIE, R. B.; CECH, J. J. (1993): Slight stress does not lower critical thermal maximums in hatchery-reared rainbow trout. *Folia Zool.*, 42: 251-256.
- SULLIVAN, C. M. (1954): Temperature reception and responses in fish. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 11: 153-170.
- SULLIVAN, C. M.; FISHER, K. C. (1953a): The effects of light on temperature selection in speckled trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). *Biol. Bull. Woods Hole, MA*, 107: 278-288.
- SULLIVAN, C. M.; FISHER, K. C. (1953b): Seasonal fluctuations in the selected temperature of the speckled trout *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 10 (4): 187-195.
- SUPPLEE, V. C.; LIGHTNER, D. V. (1976): Gas-Bubble Disease due to oxygen supersaturation in raceway-reared California brown shrimp. *Prog. Fish Cult.*, 38 (3): 158-159.
- SUTTERLIN, A. M.; STEVENS, E. D. (1992): Thermal behaviour of rainbow trout and Arctic char in cages moored in stratified water. *Aquaculture*, 102: 65-75.
- SWIFT, D. R. (1961): The annual growth-rate cycle in brown trout (*Salmo trutta* Linn.) and its cause. *J. Exp. Biol.*, 38: 595-604.
- TAEGER, M. (1984): Zum Einfluss von Temperatur, Wasser-pH und Sauerstoffpartialdruck auf einige Parameter des Säure/Basen-Status bei Karpfen (*Cyprinus carpio*). *Fortschr. Fischereiwiss.*, 3: 101-111.
- TAKASHI, I.; YOSHIHIRO, S. (1975): Productivity in fish culturing ponds. In: *Productivity of communities in Japanese waters*, S. Mori & G. Yamamoto (eds.), Japanese Committee for the International Biological Program, Vol. 10, 237-286.
- TANG, M.; BOISCLAIR, D. (1995): Relationship between respiration rate of juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*), water temperature, and swimming characteristics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52 (10): 2138-2145.
- TEMBROCK, G. (1984): *Verhalten bei Tieren (Behavior of animals)*. Die neue Brehm-Bücherei, A Ziemsen-Verlag, Lutherstadt Wittenberg: 216 S.
- TEMPL, G. (2000): Rätselhafte Bestandsverluste bei Bachforellen: Die Sonne als Forellentod? *Fisch und Gewässer*, 1: 12.

- THIEL, S., DÖHRING, T., KÖFFERLEIN, M., KOSAK, A., MARTIN, P., SEIDLITZ, H. K. (1996): A phyto-tron for plant stress research: How far can artificial lightning compare to natural sunlight? *J. Plant Physiol.*, 148: 456-463.
- THREADER, R. W.; HOUSTON, A. H. (1983): Heat tolerance and resistance in juvenile rainbow trout acclimated to diurnally cycling temperatures. *Comp. Biochem. Physiol.*, 75A: 153-155.
- TOMBECK, B. (2006): Querverbauungen in Fließgewässern. In: Der Schutz von Fließgewässern und ihren Fischen. Ein Symposium zu aktuellen Arten- und Gewässerschutzprojekten des Landesfischereiverbands Bayern e.V. (Hersg.). München.
- TOVEE, M. J. (1995): Ultra-violet photoreceptors in the animal kingdom: their distribution and function. *Tren. Ecol. Evol.*, 10: 455-460.
- TSUCHIDA, S (1995): The relationship between upper temperature tolerance and final preferendum of Japanese marine fish. *J. Therm. Biol.*, 20 (1-2): 35-41.
- UIBLEIN, F.; JAGSCH, A.; HONSIG-ERLENBURG, W.; WEISS, S. (2001): Status, habitat use, and vulnerability of the European grayling in Austrian waters. *J. Fish Biol.*, 59 (Suppl. A), 223-247.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1976): Quality criteria for water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.: 256 p.
- USTAOGU, S.; RENNERT, B. (2004): Einfluss der Wassertemperatur auf Verdauung, Wachstum und Körperzusammensetzung bei Stören. *Fischer und Teichwirt*, 5: 643-645.
- VEHNIÄINEN, E. R.; HÄKKINEN, J. M.; OIKARI, A. O. J. (2003): Photoinduced lethal and sublethal toxicity of retene, a polycyclic aromatic hydrocarbon derived from resin acid, to coregonid larvae. *Environ. Toxicol. Chem.*, 22 (12): 2995-3000.
- VEHNIÄINEN, E. R.; HÄKKINEN, J. M.; OIKARI, A. O. J. (2007): Fluence rate or cumulative dose? Vulnerability of larval northern pike (*ESOX lucius*) to ultraviolet radiation. *Photochem. Photobiol.*, 83: 444-449.
- VETTER, R. D.; KURTZMAN, A.; MORI, T. (1999): Diel cycles of DNA damage and repair in eggs and larvae of northern anchovy, *Engraulis mordax*, exposed to solar ultraviolet radiation. *Photochem. Photobiol.*, 69: 27-33.
- VINCENT, R. E. (1960): Some influences of domestication upon three stocks of brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchill). *Trans. Am. Fish. Soc.*, 89: 35-52.
- VINCENT, W. F.; LAURION, I.; PIENITZ, R. (1998): Arctic and antarctic lakes as optical indicators of global change. *Annals Glaciol.*, 27: 691-696.
- WALLMAN, H. L.; BENNET, W. A. (2006): Effects of Parturition and Feeding on Thermal Preference of Atlantic Stingray, *Dasyatis sabina* (Lesueur). *Environ. Biol. Fish.*, 75 (3): 259-267.
- WALSH, P. J.; DANULAT, E.; MOMMSEN, T. P. (1990): Variation in urea excretion in the gulf toadfish, *Opsanus beta*. *Mar. Biol.*, 106: 323-328.

- WALTER, C. D.; WILLIAMS, D.MCB.; CHALKER, B. H.; BANASZAK, A. T. (1989): Biochemical photoadaptation in vision: UV-absorbing pigments in fish eye tissues. *Comp. Biochem. Physiol.*, 93B: 601-607.
- WALTERS, C.; WARD, B. (1998): Is solar radiation responsible for declines in marine survival rates of anadromous salmonids that rear in small streams? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55 (12): 2533-2538.
- WANG, Y. L.; BUDDINGTON, R. K.; DOROSHOV, S. I. (1987): Influence of temperature on yolk utilization by the white sturgeon (*Acipenser transmontanus*). *J. Fish Biol.*, 30 (3): 263-272.
- WANNAMAKER, C. M.; RICE, J. A. (2000): Effects of hypoxia on movements and behaviour of selected estuarine organisms from the south-eastern United States. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 249: 145-163.
- WARD, D. L.; MAUGHAN, O. E.; BONAR, S. A. (2002): Effects of temperature, fish length, and exercise on swimming performance of age-0 flannelmouth sucker. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 131: 492-497.
- WATKINS, M. S.; DOHERTY, S.; COOP, G. H. (1997): Microhabitat use by 0+ and older fishes in a small English chalk stream. *J. Fish Biol.*, (50): 1010-1024.
- WEBER, D. D.; SCHIEWE, M. H. (1976): Morphology and function of the lateral line of juvenile steelhead trout in relation to gas-bubble disease. *J. Fish Biol.*, 9: 217-233.
- WEHRLY, K. E.; WANG, L.; MITRO, M. (2007): Field based estimates of thermal tolerance limits for trout: incorporating exposure time and temperature fluctuation. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 136: 365-374.
- WEILAND, L. K.; MESA, M. G.; MAULE, A. G. (1999): Influence of infection with *Renibacterium salmoninarum* on susceptibility of juvenile Spring chinook salmon to gas bubble trauma. *J. of Aquatic Animal Health.*, 11: 123-129.
- WEINSTEIN, J. E.; ORIS, J. T.; TAYLOR, D. H. (1997): An ultrastructural examination of the mode of UV-induced toxic action of fluoranthene in the flathead minnow, *Pimephales promelas*. *Aquat. Toxicol.*, 39 (1): 1-22.
- WEITKAMP, D. E.; KATZ, M. (1980): A review of dissolved gas supersaturation literature. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 109: 659-702.
- WEITKAMP, D. E.; SULLIVAN, R. D.; SWANT, T.; DOS SANTOS, J. (2003): Gas bubble disease in resident fish of the Lower Clark Fork River. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 132: 865-876.
- WELLS, M. M. (1914): Resistance and reactions of fishes to temperature. *Trans. 111. St. Acad. Sci.*, 7: 48-59.
- WELLS, M. M. (1915): Reactions and resistance of fishes in their natural environment to acidity, alkalinity, and neutrality. *Biol. Bull.*, 29: 221-257.
- WEST, D. W.; BOUBEE, J. A. T.; BARRIER, R. F. G. (1997): Responses to pH of nine fishes and one shrimp native to New Zealand freshwaters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Res.*, 31 (4): 461-468.

- WESTLAKE, G. F.; SCHALIE, W. H. (1977): Evaluation of an automated biological monitoring system at an industrial site. In: Biological monitoring of water and effluent quality, ASTM STP 607. Cairns, Jr., J.; Dickson, K. L.; Westlake, G. F. (eds.); American Society for Testing and Materials: 30-37.
- WHITMORE, C. M.; WARREN, C. E.; DOUDOROFF, P. (1960): Avoidance reactions of salmonid and centrarchid fishes to low oxygen concentrations. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 89: 17-26.
- WIBE, Å. E. (2003): Behavioural effects of environmental pollution in threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus*. Doctor Scient thesis, Norwegian University of Science and Technology.
- WIBE, Å. E.; BILLING, A.; ROSENQVIST, G.; JENSSEN, B. M. (2002): Butyl benzyl phthalate affects shoaling behaviour and bottom-dwelling behaviour in threespine stickleback. *Environ. Res.*, 89A: 180-187.
- WIEBE, A. H. (1931): Note on the exposure of several species of pond fishes to sudden changes in pH. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, 50: 380-383.
- WIEBE, A. H.; MCGAVOCK, A. M. (1932): The ability of several species of fish to survive on prolonged exposure to abnormally high concentrations of dissolved oxygen. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 62: 267-274.
- WIEGAND, M. D.; YOUNG, D. L. W.; GAJDA, B. M.; THUEN, D. J. M.; RITTBERG, D. A. H.; HUEBNER, J. D.; LOADMAN, N. L. (2004): Ultraviolet light-induced impairment of goldfish embryo development and evidence for photorepair mechanisms. *J. Fish. Biol.*, 64: 1242-1256.
- WIESER, W.; FORSTNER, H.; SCHIEMER, F.; MARK, W. (1988): Growth rates and growth efficiencies in larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* and other cyprinid species: effects of temperature and food in the laboratory and in the field. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 943-950.
- WILCOCK, R. J.; NAGELS, J. W.; MCBRIDE, G. B.; SPEED, K. A.; WILSON, B. T.; HUSER, B. A.; BDMAN, M. (1996): Dissolved oxygen and thermal stress in lowland streams of the Waikato region. NIWA science and technology series, 31: 14 p.
- WILDHABER, M. L.; CROWDER, L. B. (1990): Testing a bioenergetics-based habitat choice model: bluegill (*Lepomis macrochirus*) responses to food availability and temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1664-1671.
- WILKIE, M. P.; WOOD, C. M. (1991): Nitrogenous waste excretion, acid-base regulation and ionoregulation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to extremely alkaline water. *Physiol. Zool.*, 64: 1069-1086.
- WILKIE, M. P.; WRIGHT, P. A.; IWAMA, G. K.; WOOD, C. M. (1993): The physiological responses of the Lahontan Cutthroat trout (*O. clarki henshawi*), a resident of highly alkaline Pyramid Lake (pH 9.4), to challenge at pH 10. *J. exp. Biol.*, 175: 173-194.

- WILLIAMS, M. A.; COUTANT, C. C. (2003): Modification of schooling behavior in larval atherinid fish *Atherina mochon* by heat exposure of eggs and larvae. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 132: 638-645.
- WILLIAMSON, C. E.; METZGAR, S. L.; LOVERA, P. A.; MOELLER, R. E. (1997): Solar ultraviolet radiation and the spawning habitat of yellow perch, *Perca flavescens*. *Ecol. Appl.*, 7 (3): 1017-1023.
- WILLIAMSON, C. E.; STEMBERGER, R. S.; MORRIS, D. P.; FROST, T. M.; PAULSEN, S. G. (1996): Ultraviolet radiation in North American lakes: attenuation estimates from DOC measurements and implications for plankton communities. *Limnol. Oceanogr.*, 41: 1024-1034.
- WILLIAMSON, C. E.; ZAGARESE, H. E. (ed.) (1994): Impact of UV-B radiation on pelagic freshwater ecosystems. *Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol.*, 43: 1-226.
- WILSON, J. M.; IWATA, K.; IWAMA, G. K.; RANDALL, D. J. (1998): Inhibition of ammonia excretion and production in rainbow trout during severe alkaline exposure. *Comp. Biochem. Physiol.*, 121B: 99-109.
- WINCKLER, K.; FRIDHIANY, L. (1996): Combined effects of constant sublethal UVA irradiation and elevated temperature on the survival and general metabolism of the convict-cichlid fish, *Cichlasoma nigrofasciatum*. *Photochem. Photobiol.*, 63 (4): 487-491.
- WINGFIELD, C. A. (1940): The effect of certain environmental factors on the growth of brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. exp. Biol.*, 17: 435-448.
- WITSCHI, W. A.; ZIEBELL, C. D. (1979): Evaluation of pH shock on hatchery-reared rainbow trout. *Prog. Fish. Cult.*, 41 (1): 3-5.
- WOLNICKI, J.; MYSZOWSKI, L. (1998): Growth and survival of young nase *Chondrostoma nasus* (L.) fed different diets at two water temperatures. In: Grizel, H. & Kestemont, P. eds.). *Aquaculture and water: Fish culture, shellfish culture and water usage. Abstracts, International Conference Aquaculture Europe 1998.*
- WOLTERING, D. M. (1984): The growth response in fish chronic and early life stage toxicity tests: a critical review. *Aquat. Toxicol.*, 5: 1-21.
- WOOD, C. M.; BERGMAN, H. L.; LAURENT, P.; MAINA, J. N.; NARAHARA, A.; WALSH, P. J. (1994): Urea production, acid-base regulation and their interactions in the lake Magadi Tilapia, a unique teleost adapted to highly alkaline environment. *J. exp. Biol.*, 189: 13-36.
- WOOD, C. M.; PERRY, S. F.; WRIGHT, P. A.; BERGMAN, H. L.; RANDALL, D. J. (1989): Ammonia and urea dynamics in the Lake Magadi tilapia, a ureotelic teleost fish adapted to an extremely alkaline environment. *Respir. Physiol.*, 77: 1-20.
- WOODBURY, L. A. (1941): A sudden mortality of fishes accompanying a supersaturation of oxygen in Lake Kaubesa, Wisconsin. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 71: 112-117.
- WOODLAND, J. V.; JONES, J. W. (1975): Studies on grayling *Thymallus thymallus* L., in Llyn-Tegid and the upper river Dee, North Wales: I. Age and growth. *J. Fish Biol.*, 7: 749-773.
- WOOTTON, R. J. (1984): *A Functional Biology of Sticklebacks*. Croom Helm, London.

- WORREST, R. C.; CALDWELL, M. M. (1986): Stratospheric ozone reduction, solar ultraviolet radiation, and plant life. - NATO ASI Series G: Ecological Sciences, Vol. 8. - Springer-Verlag, New York.
- WRIGHT, P. B.; MCLEAN, W. E. (1985): The effects of aeration on the rearing of summer chinook fry (*Oncorhynchus tshawytscha*) at the Puntledge Hatchery. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., No. 1390: 64 pp.
- WUHRMANN, K.; WORKER, H. (1948): Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung. Schweiz. Z. Hydrol., 11: 210-244.
- WÜSTEMANN, O.; KAMMERAD, B. (1995): Der Hasel (*Leuciscus leuciscus*). Magdeburg: Westrap-Wiss.; Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- WURTSBAUGH, W. A.; DAVIS, G. E. (1977): Effects of temperature and ration level on the growth and food conversion efficiency of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J. Fish. Biol., 11: 87-98.
- YAMASHITA, S.; YOSHII, K. (1977): CO₂ response of exteroceptors in the minnow (*Pseudorasbora parva*). In: J. LeMagnen and P. MacLeod (eds.). Olfaction and taste. Vol. 5. Information Retrieval, London and Washington, D.C.: page 295.
- YAN, N. D.; KELLER, W.; SCULLY, N. M.; LEAN, D. R. S.; DILLON, P. J. (1996): Increased UV-B penetration in a lake owing to drought-induced acidification. Nature (London), 381: 141-143.
- YESAKI, T. Y.; IWAMA, G. K. (1992): Some effects of water hardness on survival, acid-base regulation, ion regulation, and ammonia excretion in rainbow trout in highly alkaline hard water. Physiol. Zool., 65: 763-787.
- YLÖNEN, O.; HEIKKILÄ, J.; KARJALAINEN, J. (2004): Metabolic depression in UV-B exposed larval coregonids. Ann. Zool. Fennici, 41: 577-585.
- YLÖNEN, O.; KARJALAINEN, J. (2004): Growth and survival of European whitefish larvae under enhanced UV-B irradiance. J. Fish. Biol., 65: 869-875.
- YOU, Y. H.; LEE, D. H.; YOON, J. H.; NAKAJIMA, S.; YASUI, A.; PFEIFER, G. P. (2001): Cyclobutane pyrimidine dimers are responsible for the vast majority of mutations induced by uvb irradiation in mammalian cells. The Journal of Biological Chemistry, 276: 44688 – 44694
- YOSHII, K.; KASHIWAYANAGI, M.; KURIHARA, K.; KOBATAKE, Y. (1980): High sensitivity of the eel palatine receptors to carbon dioxide. Comp. Biochem. Physiol., 66A: 327-330.
- ZACCONI, G.; KARPOOR, B. G.; FASULO, S.; AINIS, L. (2001): Structural, histochemical and functional aspects of the epidermis of fishes. Advances in Marine Biology, 40: 253-348.
- ZAGARESE, H. E.; WILLIAMSON, C. E.; MISLIVETS, M.; ORR, P. (1994): The vulnerability of Daphnia to UV-B radiation in the Northeastern United States. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 43: 207-216.
- ZAGARESE, H. E.; WILLIAMSON, C. E. (2001): The implications of solar UV radiation exposure for fish and fisheries. Fish and Fisheries, 2: 250-260.

- ZAHN, M. (1960): Eine neue Wassertemperaturorgel. Int. Revue ges. Hydrobiol., 45 (3): 455-460.
- ZAHN, M. (1962): Die Vorzugstemperatur zweier Cypriniden und eines Cyprinodonten und die Adaptionstypen der Vorzugstemperatur bei Fischen. Zool. Beitr., 7: 15-25.
- ZAHN, M. (1963): Jahreszeitliche Veränderungen der Vorzugstemperaturen von Scholle (*Pleuronectes platessa* Linne) und Bitterling (*Rhodeus sericeus* Pallas). Verh. Deut. Ges. München: 562-580.
- ZAMZOW, J. P (2003): Ultraviolet-absorbing compounds in the mucus of temperate Pacific tide-pool sculpins: Variation over local and geographic scales. Marine-Ecology-Progress-Series, 263: 169-175.
- ZAMZOW, J. P (2004): Effects of diet, ultraviolet exposure and gender on the ultraviolet absorbance of fish mucus and ocular structures. Marine Biology, 144: 1057-1064.
- ZAMZOW, J. P.; LOSEY, G. S. (2002): Ultraviolet radiation absorbance by coral reef fish mucus: photo-protection and visual communication. Environ. Biol. Fish., 6663 (1): 41-47.
- ZAMZOW, J. P.; SIEBECK, U. E. (2006): Ultraviolet absorbance of the mucus of a tropical damselfish: effects of ontogeny, captivity and disease. J. Fish Biol., 69: 1583-1594.
- ZDANOVICH, V. V. (2001): Some peculiarities of thermopreferendum behavior of fish juveniles acclimated to constant and variable temperatures. Voprosy Ikhtiologii, 41 (5): 686-690.
- ZDANOVICH, V. V. (2006): Alteration of thermoregulation behavior in juvenile fish in relation to satiation level. J. Ichthyol., 46, Suppl. 2: 188.
- ZEEMAN, M. G.; BRINDLEY, W. A. (1981): Effects of toxic agents upon fish immune systems: a review. In: Sharma, R. P. (Ed.): Immunologic Considerations in Toxicology. Vol. 2. - CRC Press, Boca Raton.
- ZIEGEWEID, J. R.; JENNINGS, C. A.; PETERSON, D. L. (2008): Thermal maxima for juvenile short-nose sturgeon acclimated to different temperatures. Environ. Biol. Fish., 82 (3): 299-307.
- ZÖFEL, P. (1992): Statistik in der Praxis. 3. Auflage, Verlag Gustav Fischer, Stuttgart-Jena.

11 Anhang

Anhang 1: Deutsche (englische) Bezeichnung und wissenschaftlicher Artnamen der untersuchten und aller erwähnten Fischarten.

Deutsche (englische) Bezeichnung	Wissenschaftlicher Name	Beschreiber und Beschreibungsjahr
Adlerfisch	<i>Micropogon undulatus</i>	Linnaeus (1766)
Aitel, Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	Linnaeus (1758)
Aland, Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	Linnaeus (1758)
Amerikanische Sardelle	<i>Engraulis mordax</i>	Linnaeus (1758)
Amerikanischer Flussbarsch	<i>Perca flavescens</i>	Mitchill (1814)
Amerikanischer Seesaibling	<i>Salvelinus namaycush</i>	Walbaum (1792)
Amerikanischer Zander	<i>Sander vitreus</i>	Mitchill (1818)
Arktische Äsche	<i>Thymallus arcticus</i>	Pallas (1776)
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	Linnaeus (1758)
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	Linnaeus (1758)
Augenfleck-Umberfisch (Ayu)	<i>Sciaenops ocellatus</i> <i>Plecoglossus altivelis</i>	Linnaeus (1766) Temminck & Schlegel (1846)
Bachforelle	<i>Salmo trutta forma fario</i>	Linnaeus (1758)
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Mitchill (1814)
Bachzwergdöbel (Banded Killfish)	<i>Semotilus atromaculatus</i> <i>Fundulus diaphanus</i>	Mitchill (1818) Lesueur (1817)
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	Linnaeus (1758)
(Bay anchovy)	<i>Anchoa mitchilli</i>	Valenciennes (1848)
Bindenbrasse	<i>Diplodus sargus</i>	Linnaeus (1758)
(Black crappie)	<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	Lesueur (1829)
Blauer Sonnenbarsch	<i>Lepomis macrochirus</i>	Rafinesque (1819)
Buckellachs	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Walbaum (1792)
Catlabarbe	<i>Catla catla</i>	Hamilton (1822)
(Cape rockling)	<i>Gaidropsasus capensis</i>	Kaup (1858)
Dorsch	<i>Gadus morhua</i>	Linnaeus (1758)
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Linnaeus (1758)
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Linnaeus (1758)
Europäischer Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	Linnaeus (1758)
Fettköpfige Elritze	<i>Pimephales promelas</i>	Rafinesque (1820)
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	Linnaeus (1758)
Forellenartiger spec.	<i>Prosopium williamsoni</i>	Girard (1856)
Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>	Heckel (1852)
Gefleckter Hechtling	<i>Galaxias maculatus</i>	Jenyns (1842)
Gefleckter Umberfisch	<i>Cynoscion nebulosus</i>	Cuvier (1830)
Gemeiner Seebarsch	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Linnaeus (1758)
Gesprenkelter Weißfisch	<i>Rhinichthys osculus</i>	Girard (1856)
Getüpfelter Gabelwels	<i>Ictalurus punctatus</i>	Rafinesque (1818)
Großmaulbarsch	<i>Micropterus salmoides</i>	Lacepède (1802)
Goldbrasse	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Mitchill (1814)
Goldfisch	<i>Carassius auratus auratus</i>	Linnaeus (1758)
(Gulf menhaden)	<i>Brevortia patronus</i>	Goode (1878)
Haardreiß	<i>Scophthalmus maximus</i>	Linnaeus (1758)
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Linnaeus (1758)
Hecht	<i>Esox lucius</i>	Linnaeus (1758)
Hering	<i>Clupea harengus harengus</i>	Linnaeus (1758)
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	Linnaeus (1758)
(Incikefali Baligi)	<i>Chalcalburnus tarichi</i>	Pallas (1811)
Japanischer Aal	<i>Anguilla japonica</i>	Temminck & Schlegel (1847)
Japankärpling	<i>Oryzias latipes</i>	Temminck & Schlegel (1846)
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	Linnaeus (1758)

Deutsche (englische) Bezeichnung	Wissenschaftlicher Name	Beschreiber und Beschreibungsjahr
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	Linnaeus (1758)
(Killfish spec.)	<i>Empetrichthyinae</i>	
Kleine Renke	<i>Coregonus albula</i>	Linnaeus (1758)
Knochenhecht	<i>Lepisosteus osseus</i>	Linnaeus (1758)
Königslachs	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Walbaum (1792)
Korallenbarsch spec.	<i>Fam. Pomacentidae</i>	
Löffelstör	<i>Polydon spathula</i>	Walbaum (1792)
(Lost River sucker)	<i>Deltistes luxatus</i>	Cope (1879)
Magadi-Maulbrüter	<i>Oreochromis alcalicus grahami</i>	Boulenger (1912)
Mairenke	<i>Chalcalburnus chalcoides</i>	Güldenstädt (1772)
Makrele	<i>Scomber japonicus</i>	Linnaeus (1758)
Meeräsche	<i>Mugil cephalus</i>	Linnaeus (1758)
Menhaden	<i>Brevoortia tyrannus</i>	Latrobe (1802)
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	Heckel (1843)
Mountain Whitefish	<i>Prosopium williamsoni</i>	Girard (1856)
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	Linnaeus (1758)
Neunstacheliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>	Linnaeus (1758)
(Northern pikeminnow)	<i>Ptychocheilus oregonensis</i>	Richardson (1836)
Perlfisch	<i>Rutilus meidingeri</i>	Heckel (1851)
(Razorback sucker)	<i>Xyrauchen texanus</i>	Abbott (1861)
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Walbaum (1792)
Regenbogenforelle (cutthroat)	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	Richardson (1836)
Regenbogenforelle (steelhead)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Walbaum (1792)
Regenbogenforelle (apache)	<i>Oncorhynchus apache</i>	Miller (1972)
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	Linnaeus (1758)
Rotlachs	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Walbaum (1792)
Rutte	<i>Lota lota</i>	Linnaeus (1758)
(Shortnose sucker).	<i>Chasmistes brevirostris</i>	Cope (1879)
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	Linnaeus (1758)
Scholle	<i>Pleuronectes platessa</i>	Linnaeus (1758)
(Specklesd worm eel)	<i>Myrophis punctatus</i>	Lütken (1852)
Schwarzer Katzenwels	<i>Ameiurus melas</i>	Rafinesque (1820)
Schwarzbarsch	<i>Micropterus dolomieu</i>	Lacepède (1802)
Schweberenke	<i>Coregonus lavaretus lavaretus</i>	Linnaeus (1758)
Seebrasse	<i>Pagrus major</i>	Temminck & Schlegel (1843)
Seesaibling	<i>Salvelinus alpinus</i>	Linnaeus (1758)
Seezunge spec.	<i>Heteromycteris capensis</i>	Kaup (1858)
Seezunge spec.	<i>Solea solea</i>	Linnaeus (1758)
Silberlachs	<i>Oncorhynchus kisutsch</i>	Walbaum (1792)
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>	Linnaeus (1758)
Streifenbarsch	<i>Morone saxalitis</i>	Walbaum (1792)
Weißer Stör	<i>Acipenser transmontanus</i>	Richardson (1836)

Anhang 2: Literaturangaben zu den Temperaturansprüchen der untersuchten Fischarten.

Temperaturansprüche der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Entwicklungsstadium und verwendetem Versuchsdesign. Die Angaben beziehen sich auf Versuche im Freiland^F, Labor^L, am Tag^T, in der Nacht^N, im Frühjahr^{Fr}, Sommer^{So}, Winter^{Wi}, horizontalen^H, ringförmigen^R, vertikalen^V Temperaturgradient, in der elektronischen Shuttlebox^E, an gefütterten^S, ungefütterten^h, wilden^W, Zuchttieren^Z als akute^a und finale^f Präferenztemperatur, IULT¹ CTMAX², CLMAX³.

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Aitel							
(adult) ^F						38-39 ²	ALABASTER & LLOYD (1980)
(juvenil) ^L	25,7					37,9 ²	
(juvenil) ^L	27,3					38,1 ²	HOROSEWICZ (1973)
(juvenil) ^L	31					38,8 ²	
(adult) ^L				8-25			HOROSEWICZ (in REICHENBACH-KLINKE 1976)
(adult) ^L	5					27	
(adult) ^L	15					29,8	
(adult) ^L	25					33	
(adult) ^L	30					37	
(juvenil) ^H			29-32 ^f				STAAKS (1997)
(larval)				25			WIESER ET AL. (1988)
Arktische Äsche							
(juvenil) ^L	8,4					23 ¹	LOHR ET AL. (1996)
(juvenil) ^L	16					23 ¹	
(juvenil) ^L	8,4					26,4 ²	
(juvenil) ^L	16					28,5 ²	

Fischart (Entwicklungsstadium)	T e m p e r a t u r [° C]						Autor
	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	
Arktische Äsche							
(juvenil) ^L	20					25 ¹	LOHR ET AL. (1996)
(juvenil) ^L	20					29,3 ²	
Äsche							
(adult) ^L	6			12-18	18	22,5-24,1 ¹	ALABASTER (1964)
(adult)				12-18			BAUR & RAPP (1988)
(adult)				18			COUTANT (1977)
(o. Angabe)				17		>18	COWX & WELCOMME (1998)
(adult) ^F						23	DYK (1956)
(adult)						18-2 ⁴	ELLIOT (1981)
(Brut)				16			JUNGWIRTH (1986)
(6-12 cm) ^L	20					26,2 ¹	KRAIEM & PATTEE (1980)
(adult)				17,3			MALLET ET AL. (1999)
(adult)				17		23	PERSAT & PATTEE (1981)
(o. Angabe)						15	SCHINDLER (1975)
(adult) ^L	20					24 ¹	VARLEY (1967)
Atlant. Lachs							
(juvenil) ^L						33 ²	BEITINGER ET AL. (2000)
(adult) ^L						29 ³	
(larval) ^L	5-6					22 ¹	BISHAI(1960)
(larval) ^L	10					23 ¹	
(larval) ^L	20					23 ¹	
(adult) ^L						27-28 ¹	BJORRN & REISER (1991)
(o. Angabe)				16-17		20-34	COWX & WELCOMME (1998)
(1,2 g) ^L				13-16			DWYER & PIPER (1987)
(adult)			14-15 ^f				EIFAC (1969)

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Atlant. Lachs							
(5-10 cm) ^L	5					24,8-29,9 ¹	ELLIOT (1991)
(5-10 cm) ^L	10					26-31 ¹	
(5-10 cm) ^L	15					27,5-32,0 ¹	
(5-10 cm) ^L	20					27,6-33,0 ¹	
(5-10 cm) ^L	25					27,6-32,9 ¹	
(5-10 cm) ^L	27					27,8-32,9 ¹	
(5 cm) ^L	15					27,8-32,9 ²	ELLIOT & ELLIOT (1995)
(5 cm) ^L	20					27,7-32,9 ²	
(10 cm) ^L	15					27,8-32,8 ²	
(10 cm) ^L	20					27,7-32,9 ²	
(juvenil)				16			FARMER ET AL. (1983)
(larval) ^L	4		14 ^f				FISHER & ELSON (1950)
(parr) ^L				14-17			FORSETH ET AL. (2001)
(2-3 Monate) ^L						28,7-29,2 ²	GRANDE & ANDERSEN (1991)
(grilse)						29,5-30,5	HUNTSMAN (1942)
(parr)						32,5-33,8	
(5-8 cm) ^{H/h}	20		20 ^f				JAVAI & ANDERSON (1967a)
(5-8 cm) ^{H/S}	20		18 ^f				
(3-6 cm) ^H	5		6,3 ^a				
(3-6 cm) ^H	10		12,3 ^a				
(3-6 cm) ^H	15		15,7 ^a				
(3-6 cm) ^H	20		18,2 ^a				
(juvenil) ^L				16-20			JONSSON ET AL. (2001)
(juvenil) ^L			16 ^f				MANTELMAN (1958)
(6-11 cm)			<10				MORGAN & METCALFE (2001)

		T e m p e r a t u r [° C]					
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Atlant. Lachs							
(5-10 cm) ^H	8		6-8 ^a				OGLVIE & ANDERSON (1965)
(3-4 cm) ^H	15		16,8 ^a				PETERSON (1973)
(juvenil)	15		13-17 ^a				PETERSON (1976)
(3 cm) ^H	12,7		14,8 ^a				PETERSON ET L. (1979)
(5 cm) ^H	12,7		13,8 ^a				
(4 cm) ^H	12,7		13,9 ^a				
(4 cm) ^H	12,7		13,2 ^a				
(larval)				16-20			PETERSON & MARTIN-ROBICHAUD (1989)
(2 cm) ^H	4		10,5 ^a				PETERSON & METCALFE (1979)
(2 cm) ^H	6		11,7 ^a				
(2 cm) ^H	8		15,9 ^a				
(2 cm) ^H	10		12 ^a				
(2 cm) ^H	12		11,2 ^a				
(2 cm) ^R	4		10-16 ^a				
(Brut)							SIGINEVICH (1967)
(Brut)							SIMIEN & CARLINE (1991)
(2 cm) ^L	7					27,6 ¹	SPAAS (1960)
(6 cm) ^L	7					28,5 ¹	
(11 cm) ^L	7					29,8 ¹	
Bachforelle							
(7-10 cm) ^L	6					23,2 ¹	ALABASTER & DOWNING (1966)
(7-10 cm) ^L	15					25,0 ¹	
(7-10 cm) ^L	20					26,4 ¹	
(adult) ^L						28 ³	BEITINGER ET AL. (2000)

Fischart (Entwicklungsstadium)	T e m p e r a t u r [° C]						Autor
	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	
Bachforelle							
(adult) ^L						30 ²	BEITINGER ET AL. (2000)
(larval) ^L	5-6					22 ¹	BISHAI (1960)
(larval) ^L	10					23 ¹	
(larval) ^L	20					23 ¹	
(adult)						27 ¹	BJORRN & REISER (1991)
(adult)						30 ²	
(13-15 cm) ^Z	12					27,4-28,1 ²	CARLINE & MACHUNG (2001)
(10 cm) ^W	12					29 ²	
(5-10 cm) ^H	12	6	11,7 ^a		15		CHERRY ET AL. (1977a)
(5-10 cm) ^H	15	9	15,5 ^a		18		
(5-10 cm) ^H	18	12	17,9 ^a		21		
(5-10 cm) ^H	21	15	18,8 ^a		24		
(5-10 cm) ^H	23	17	18,5 ^a		25		
(5-10 cm) ^H			14,3 ^f			23	
(o. Angabe)				13-14		19-30	COWX & WELCOMME (1998)
(10 cm) ^L	15					24,8-30 ²	ELLIOTT & ELLIOTT (1995)
(10 cm) ^L	20					24,9-30 ²	
(adult) ^F			17,6 ^f				FERGUSON (1958)
(adult) ^L						26-27	FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN (1895)
(2-3 Monate) ^L						27,8 ²	GRANDE & ANDERSON (1991)
(adult)				15-19			HEWITT (1943)
(o. Angabe) ^L	5-22					21,5-29	JONES (1964)
(o. Angabe) ^F			12 ^f				JAMES (1931 in COUTANT 1977)
(15-20 cm) ^L	10					29,0 ²	LEE & RINNE (1980)
(15-20 cm) ^L	20					29,9 ²	

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Bachforelle							
(8 Monate)				10-15			PENTELOW (1939)
(adult) ^E			12,2 ^f				REYNOLDS & CASTERLIN (1979)
(2 cm) ^L	7					25,5 ¹	SPAAS (1960)
(7 cm) ^L	7					25,9 ¹	
(12 cm) ^L	7					29 ¹	
(adult) ^F			13,8 ^f				SPIGARELLI (1975)
(adult)				12			SWIFT (1961)
(adult) ^L						27 ¹	VARLEY (1967)
(juvenil)				10-15			WINGFIELD (1940)
Bachsaibling							
(adult) ^F			17,1 ^f				BAIRD & KRUGER (2003)
(o. Angabe) ^F			20 ^f				BALDWIN (1948 in COUTANT 1977)
(adult) ^L				13			BALDWIN (1956)
(adult) ^L			14-16			26 ¹ ; 30 ²	BJORN & REISER (1991)
(17 cm) ^Z	10,6					28,2	CARLINE & MACHUNG (2001)
(11 cm) ^W	10,6					28,7	
(juvenil) ^H	6		11,2 ^a		14,5		CHERRY ET AL. (1975)
(juvenil) ^H	9		11,3 ^a		15,7		
(juvenil) ^H	12		13,7 ^a		16,9		
(juvenil) ^H	15		15,2 ^f		18,1		
(juvenil) ^H	18		18 ^f		20,1		
(juvenil) ^H	21		18,3 ^a		23,2		
(juvenil) ^H	24		19 ^a		25,2		
(juvenil) ^H	12	6	13,7 ^a		15		CHERRY ET AL. (1977a)
(juvenil) ^H	15	9	15,2 ^a		18		

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Bachsaibling							CHERRY ET AL. (1977a)
(juvenil) ^H	18	15	17,2 ^a		21		
(juvenil) ^H	21	15	18,3 ^a		24		
(juvenil) ^H	24	18	19 ^a		26		
(juvenil) ^H			15,5 ^f			24 ¹	
(o. Angabe) ^F			20,3 ^f				COOPER & FULLER (1945 in COUTANT 1977)
(o. Angabe) ^F			19 ^f				CREASER (1930 in COUTANT 1977)
	10					29 ²	DE STASO & RAHEL (1994)
(adult) ^F			15,7 ^f				FERGUSON (1958)
(larval) ^L	4		10 ^f				FISHER & ELSON (1950)
(juvenil) ^L						29	FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN (1895)
(juvenil) ^L	5					23,7	
(juvenil) ^L	10					24,4	
(juvenil) ^L	15					25	FRY ET AL. (1946)
(juvenil) ^L	20					25,3	
(juvenil) ^L	25					25,3	
(Klein) ^L			14-18 ^f				GRAHAM (1948)
(2-3 Monate) ^L						26,2-27,2 ²	GRANDE & ANDERSON (1991)
(adult)				10-19			HOKANSON ET AL. (1973)
(5-8 cm) ^{H/S}	20		18 ^f				JAVOID & ANDERSON (1967a)
(5-8 cm) ^{H/h}	20		16 ^f				
(juvenil)				11-16			JIRKA & HOMA (1990)
(15-20 cm) ^L	10					28,7 ²	LEE & RINNE (1980)
(15-20 cm) ^L	20					29,8 ²	
(0,1-0,2 g) ^L	12-15			12-15		24,5 ¹	MCCORMICK ET AL. (1972)
(5-7 g) ^L	18		18 ^f				MÜLLER (1977)

Fischart (Entwicklungsstadium)	T e m p e r a t u r [° C]						Autor
	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	
Bachsaibling							
(5-7 g) ^L	10		16,8 ^a				MÜLLER (1977)
(4-10 cm) ^V	13		16 ^a				PETERSON (1973)
(3 cm) ^H	12,7		8 ^a				PETERSON ET AL. (1979)
(3 cm) ^H	12,7		9,4 ^a				
(3 cm) ^H	10,6		11,5 ^a				
(7 cm) ^V	12,1		17,5 ^a				
	8-20					28,3-30,8 ²	SELONG ET AL. (2001)
(o. Angabe) ^F					20		SMITH & SAUNDERS (1958 in COUTANT 1977)
(adult) ^F			14,8 ^f				SPIGARELLE (1975)
(3-8 cm) ^{H/Fr}			16 ^f		20		SULLIVAN & FISHER (1953b)
(3-8cm) ^{H/WI}			8-12 ^f				
(adult) ^L						25 ¹	VARLEY (1967)
Barbe							
(larval)				> 13,5			BARAS & PHILIPPART (1999)
(6-12 cm) ^L	20					30,3 ²	KRAIEM & PATTEE (1980)
(6-12 cm) ^L	16					29,7 ²	
Dreist. Stichling							
(o. Angabe) ^L				> 19			ALLEN & WOOTON (1982)
(o. Angabe) ^L	8					30,5 ²	FELDMETH & BASKIN (1976)
(o. Angabe) ^L	13					32,5 ²	
(o. Angabe) ^L	15,6					33,5 ²	
(0,2 g) ^L	18,6					33,5 ²	
(1,4 g) ^L	18,6					30,6 ²	
(o. Angabe) ^L	22,7					34,6 ²	
(1-4 cm) ^L						32-34	FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN (1895)

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Dreist. Stichling							
(5-7 cm) ^L			16-18 ^f				GARSDIE ET AL. (1977)
(juvenil)						34,4	HOROSEWICZ (1973)
(o. Angabe) ^L	10					21,6-28,4 ¹	JORDAN & GARSDIE (1972)
(o. Angabe) ^L	20					24,8-28,8 ¹	JORDAN & GARSDIE (1972)
(o. Angabe) ^L			9-12 ^f		30		LACHANCE ET AL (1987)
(o. Angabe) ^L			7,5-10 ^f		11		RØED (1979)
Elritze							
(adult)						30	BARRINGTON & MATTY (1954)
(larval) ^L						23	BLESS (1992)
(1-5,5 g)				> 15			CUI & WOOTON (1988)
(juvenil) ^L						31	FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN (1895)
(adult)	25					31	REICHENBACH-KLINKE (1976)
(adult)				13-25			
Hasel							
(3-4 cm) ^{L/N}			24-28 ^f				STAAKS (1996)
(3-4 cm) ^{L/T}			26-28 ^f				
(o. Angabe)				10-20		32-33	WUSTEMANN & KAMMERAD (1995)
Karpfen							
(larval)				>23			BARANOVA (1974 in OPUSZYNSKI ET AL. 1989)
(juvenil)			29 ^f				BIERMANN (1992 in STAAKS 1996)
(12,8 g)	20					31-34	BLACK (1953)
(28,2 g)	26					35,7	
(juvenil) ^L	22-23		30,8 ^f				ESCUDERO-GARCIA ET AL. (1997)
(juvenil) ^L	22-23		27-32 ^a				

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Karpfen							
(juvenil) ^L						36-37	FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN (1895)
(adult) ^F		27			34,5		GAMMON (1973 in COUTANT 1977)
(adult)				32			HASAN & MACINTOSH (1993)
(juvenil) ^L	26,3					40,6 ²	HOROSEWICZ (1973)
(larval)						28	JEZIERSKA ET AL. (1979)
(larval)				<28			JOWKO ET AL. (1981 in OPUSZYNSKI ET AL. 1989)
(larval)				30-34			KAPITONOVA (1977 in OPOZYNSKI ET AL. 1989)
(Brut)				27			MESKE (1985)
(3-4 Monate) ^F				27		38-39	MEUWIS & HEUTTS (1957)
(2 Jahre) ^F						35,8-38	
(4 Jahre) ^F						36	
(juvenil) ^L		28,5	31,8 ^f		33,5		NEIL & MAGNUSON (1974)
(juvenil) ^F			30,6 ^f				
(adult) ^F			29,3-31,9 ^f				NEIL (1971)
(adult) ^F			28,2-30,7 ^f				
(juvenil) ^L		29,5	32 ^f		32,3		
(juvenil) ^L		30	31,9 ^f		33,5		
(o. Angabe) ^L	22,5					39 ¹	OPUSZYNSKI (1965 in EIFAC 1969)
(o. Angabe) ^F	26,3					40,6 ²	
(juvenil) ^L				38		43-46	OPUSZYNSKI ET AL. (1989)
(larval) ^L				28-32			OSTROUMOVA ET AL. (1980 in OPUSZYNSKI ET AL. 1989)
(o. Angabe)				30			PENAZ ET AL. (1983 in OPUSZYNSKI ET AL. 1989)
(5-8 cm) ^L			32 ^f				PITT ET AL. (1956)
(5-8 cm) ^L	10		17 ^a				
(5-8 cm) ^L	15		25 ^a				

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Karpfen							
(5-8 cm) ^L	20		27 ^a				PITT ET AL. (1956)
(5-8 cm) ^L	25		31 ^a				
(5-8 cm) ^L	30		31 ^a				
(5-8 cm) ^L	35		32 ^a				
(adult) ^{L/s}			27,4 ^f				REUTTER & HERDENDORF (1975)
(adult) ^{L/h}			29,7 ^f				
(adult) ^L			29 ^f				REYNOLDS & CASTERLIN (1977)
(adult) ^L		24	29 ^f		>31		REYNOLDS (unveröffentlicht in COUTANT 1977)
(3-4 cm) ^H	21	16	21,3 ^f	16-25			SCHMEING-ENGBERDING (1953)
(o. Angabe) ^L	15-17					34-35,4 ¹	SHKOBATOVA (1964a in EIFAC 1969)
(o. Angabe) ^L	3-10					29,1 ¹	SHKOBATOVA & KUDRIAVTSEVA (1964 in EIFAC 1969)
(o. Angabe) ^L	8-12					28,1 ¹	
(o. Angabe) ^L	13-15					30,2 ¹	
(o. Angabe) ^L	18-20					32,2 ¹	
(o. Angabe) ^L	24-26					38,2 ¹	
(o. Angabe)				25-30			SUZUKI ET AL. (1977 in OPOSZYNSKI ET AL. 1989)
(juvenil) ^L	23			36		36-38	TATARKO (1970 in OPOSZYNSKI ET AL. 1989)
Moderlieschen							
(2-3 cm)	22					34,8	ANONYMUS (unveröffentlicht in ARNOLD & LÄNGERT 1995)
(2-3 cm)	6					32,8	
Nase							
(larval)				19-22			KECKEIS ET AL. (2001)
Nerfling							
(0,8 cm) ^L	16					24,1 ²	FLOREZ (1972)
(0,8 cm) ^L	22					29,1 ²	

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Nerfling							
(2 cm) ^L	6					23,7 ²	FLOREZ (1972)
(2 cm) ^L	12					26,6 ²	
(2 cm) ^L	18					27,2 ²	
(juvenil) ^F						37,9 ²	HOROSEWICZ (1973)
(juvenil) ^V			17				LENKIEWICZ (1964)
Regenbogenforelle							
(o. Angabe) ^L	6					23,2-23,9 ¹	ALABASTER (1964)
(o. Angabe) ^L	15					26,0-27,4 ¹	
(o. Angabe) ^L	20					26,4-28,2 ¹	
(adult) ^L						25-26 ¹	ALABASTER & LLOYD (1980)
(adult) ^L	18					26,5 ¹	ALABASTER & WELCOMME (1962)
(adult) ^F			17,3 ^f				BAIRD & KRUEGER (2003)
(11-15,2 cm) ^L				13,1		24,3	BEAR ET AL. (2007)
(juvenil) ^L	8					26,9 ²	BECKER & WOLFORD (1980)
(adult) ^L						26 ³	BEITINGER ET AL. (2000)
(adult) ^L						28-30 ²	
(4-9 cm) ^L	15					25-26 ¹	BIDGOOD & BREST (1969)
(26,1 g)	11					24 ¹	BLACK (1953)
(19 cm) ^Z	9,8					27,6 ²	CARLINE & MACHUNG (2001)
(12 cm) ^W	9,8					28,1 ²	
(juvenil) ^L	12					24,9 ¹	CHARLON ET AL. (1970)
(juvenil) ^L	16					25,4 ¹	
(juvenil) ^L	20					25,8 ¹	
(juvenil) ^L	24					26,3 ¹	

Fischart (Entwicklungsstadium)	T e m p e r a t u r [° C]					Letal-/ Grenzwert	Autor
	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung		
Regenbogenforelle							
(juvenil) ^H	6		11,6 ^a		13,5		CHERRY ET AL. (1975)
(juvenil) ^H	9		12,6 ^a		15,8		
(juvenil) ^H	12		14,4 ^a		17,1		
(juvenil) ^H	15		16,9 ^a		19,1		
(juvenil) ^H	18		18,1 ^f		19,1		
(juvenil) ^H	21		20,1 ^a		23,2		
(juvenil) ^H	24		22 ^a		25,2		
(juvenil) ^H	12	6	14,1 ^a		18		CHERRY ET AL. (1977a)
(juvenil) ^H	15	9	17,1 ^a		21		
(juvenil) ^H	18	12	18,6 ^a		21		
(juvenil) ^H	21	12	20,2 ^a		27		
(juvenil) ^H	24	15	22,2 ^a		26		
(juvenil) ^H			19,2 ^f			25 ⁴	
(juvenil) ^L	20					27 ¹	CRAIGIE (1963)
(4 cm) ^L	10					28 ²	CURRIE ET AL. (1998)
(4 cm) ^L	15					29,1 ²	
(4 cm) ^L	20					29,8 ²	
(Setzling) ^L						24,5	DENZER (1952)
(adult)			14 ^f				EIFAC (1969)
(adult)			13,6 ^f				FERGUSON (1958)
(juvenil) ^L						28,5	FRENZEL-FRIEDRICHSHAGEN (1895)
(adult)				15-20			GALL & CRANDELL (1992)
(10-15 cm) ^V	5	7-9	16 ^a		20-24		GARSDIE & TAIT (1958)
10-15 cm) ^V	10	5	15 ^a		25		
10-15 cm) ^V	15	6	13 ^f		23		

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Regenbogenforelle							
10-15 cm) ^V	20	5	11 ^a		20		GARSDIE & TAIT (1958)
(2-3 Monate) ^L					26,3 ²		GRANDE & ANDERSON (1991)
(3 cm) ^L	16			17,2		25,6 ¹	HOKANSON ET AL. (1977)
(adult) ^F			18,9-21,1 ^f				HORAK & TANNER (1964)
(juvenil/adult)			13,6 ^f				HUGGINS ET AL. (1984)
(5-8 cm) ^{H/S}	20		22 ^f				JAVOID & ANDERSON (1967a)
(5-8 cm) ^{H/h}	20		18 ^f				
(3-6 cm) ^H	10		15,8 ^a				
(3-6 cm) ^H	15		17,5 ^a				JAVOID & ANDERSON (1967b)
(3-6 cm) ^H	20		22 ^a				
(adult)				12-14			JOHNSON ET AL. (1987)
(5-7 cm) ^{Z/L}	5-24,5					23,7-26,2 ¹	KAYA (1978)
(5 cm) ^{W/L}	24,5					26,2 ¹	
(11-13 cm) ^{W/L}	5-24,5					25-26,2 ¹	
(11-13cm) ^{W/L}	5-24,5					23,2-26,2 ¹	
(o. Angabe)	5					25,5	KEIZ (1953)
(o. Angabe)	25					29,5	
(1. Monat) ^V	10		17,08 ^a				KWAIN & McCAULEY (1978)
(1. Monat) ^V	15		16,92 ^a				
(1. Monat) ^V	20		17,88 ^a				
(1. Monat) ^V			17,49 ^f				
(6. Monat) ^V	10		15,21 ^a				
(6. Monat) ^V	15		16,91 ^a				
(6. Monat) ^V	20		17,28 ^a				
(6. Monat) ^V			16,91 ^f				

T e m p e r a t u r [° C]							
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Regenbogenforelle							
(10. Monat) ^V	10		15,75 ^a				KWAIN & McCAULEY (1978)
(10. Monat) ^V	15		10,95 ^a				
(10. Monat) ^V	20		14,82 ^a				
(10. Monat) ^V			13,98 ^f				
(12. Monat) ^V	10		12,85 ^a				
(12. Monat) ^V	15		8,4 ^a				
(12. Monat) ^V	20		10,2 ^a				
(12. Monat) ^V			11,38 ^f				
(15-20 cm) ^L	10					28,4 ²	LEE & RINNE (1980)
(15-20 cm) ^L	20					29,4 ²	
(Dottersackst.) ^L		9	16-17 ^f		22		MANTELMANN (1958)
(juvenil) ^L			14-15 ^f				McCAULEY & HUGGINS (1979)
(juvenil) ^L			14 ^f				
(4-5 cm) ^H	18	14	18-19 ^f		22		McCAULEY & POND (1971)
(4-5 cm) ^V	18	12	18 ^f		23		
(adult) ^L			11,3 ^f				McCAULEY ET AL. (1977)
(o. Angabe)						28	MURRAY (1928-38 in JONES 1964)
(12cm) ^R	16	13,3	18,1 ^a		26		MYRICK ET AL. (2004)
(3 cm) ^H	12,7		14,8 ^a				PETERSON ET AL. (1979)
(5cm) ^H	12,7		13,8 ^a				
(9 cm) ^V	12,1		14,7 ^a				
(40-140 g)						29,4	RODNICK ET AL. (2004)
(400-1400g)						29,4	
(3 cm) ^H	11	8	10,4 ^a		13		SCHMEING-ENGBERDING (1953)
(6-7 cm) ^H	11	6	10,4 ^a		18-20		

		T e m p e r a t u r [° C]					
Fischart (Entwicklungsstadium)	Akklimatisation	Untere Meidung	Präferenz	Wachstumsopt.	Obere Meidung	Letal-/ Grenzwert	Autor
Regenbogenforelle							
(< 1 kg) ^F			19 ^f		23-24		SPIGARELLI & THOMMES (1979)
(> 2,5 kg) ^F			15 ^f		20-21		
(adult) ^F			16,5 ^f				SPIGARELLI (1975)
(o. Angabe)	15					29,4 ²	STRANGE ET AL. (1993)
(adult)			13-14 ^f				SUTTERLIN & STEVENS (1992)
(Brut)				8-14			SWIFT (in REICHENBACH-KLINKE 1976)
(adult)				10-18			
(3 g) ^L	4					22,6-22,8 ¹	THREADER & HOUSTON (1983)
(3 g) ^L	8					24-24,1 ¹	
(3 g) ^L	12					24,5-24,6 ¹	
(3 g) ^L	16					25,1-25,4 ¹	
(3 g) ^L	20					25,5-25,9 ¹	
(juvenil) ^L				17			WURSTBAUGH & DAVIES (1977)
Sterlet							
(0,5-6,2 g) ^L				24,0			KONSTANTINOV ET AL. (2005)
(1,3-1,5 g) ^L			23 ^f				ZDANOVICH (2006)

Anhang 3: Literaturangaben zur fischschädigenden Wirkung alkalischer pH-Werte

Literaturangaben zur fischschädigenden Wirkung alkalischer pH-Werte. Die Werte beziehen sich auf Beobachtungen aus der Aquakultur^A, dem Freiland^F bzw. Laborversuchen^L.

Fischart (Entwicklungsstadium)	pH	Auswirkung auf den Fisch	Autor
Allgemein	9,0-9,5	Bei längerer Einwirkung wahrscheinlich schädlich für Forellenartige und Barschartige	ALABASTER & LLOYD (1980)
	9,5-10	Über längere Zeit letal für Salmoniden; kann kurze Zeit toleriert werden; evtl. schädlich für einzelne Entwicklungsstadien/Arten	
	10-10,5	Über längere Zeit letal für Salmoniden und Rotauge; kann kurze Zeit toleriert werden	
	10,5-11,0	In kürzester Zeit letal für Salmoniden; längere Exposition in oberem Bereich letal für Karpfen, Schleie, Goldfisch und Hecht	
	11,0-11,5	In kürzester Zeit letal für alle Arten	
Atlantischer Lachs (juvenil)	9,7	24 h LC100	ROSSELAND (1956 in ALABASTER & LLOYD 1980)
(juvenil) ^A	9,5	6 Wochen LC5	SPARGUE (1964)
Amerikan. Zander (3 d) ^L	10-10,3	Mortalität nach 6 h	BERGHOUSE (1992)
(12 d) ^L	9,8-10	Mortalität nach 6 h	
Augenfleck-Umberfisch (larval) ^A	9,4	Erhöhte Mortalität	LYON & FISHER (1998)
Bachforelle (o. Angabe)	9	Alkalose	AMLACHER (1992)
(o. Angabe) ^L	9,2	Letal	BANDT (1936)
(adult) ^L	9,6	Mortalität nach 20 h	CARTER (1964)
(juvenil)	9,7	Letal innerhalb 24 h	ROSSELAND (1956 in ALABASTER & LLOYD 1980)
Bachsaibling (10-18 cm) ^L	9,8	Obere Letalitätsgrenze	DAYE & GARSIDE (1975)
(10-18 cm) ^L	10	18 h LC100	
Blauer Sonnenbarsch (o. Angabe)	11,1	100 % Mortalität innerhalb weniger Stunden	SANBORN (1945 in ALABASTER & LLOYD 1980)

Fischart (Entwicklungsstadium)	pH	Auswirkung auf den Fisch	Autor
Blauer Sonnenbarsch (adult)	10,5	Obere Letalitätsgrenze	TRAMA (1954 in BERGHUSE 1992)
Bindenbrasse (larval) ^L	9,04	LC 50	BROWNELL (1980)
Cape rockling (larval) ^L	9,24	LC 50	BROWNELL (1980)
Flussbarsch (o. Angabe) ^L	9,2	Letal	BANDT (1936)
Goldfisch (o. Angabe)	10,9	3-20 h LC100	SANBORN (1945 in ALABASTER & LLOYD 1980)
Großmaulbarsch (o. Angabe)	11,1	100 % Mortalität innerhalb weniger Stunden	SANBORN (1945 in ALABASTER & LLOYD 1980)
Hasel (o. Angabe)	9-10	Kiemen und Flossenschäden; Erkrankung	WÜSTEMANN & KAMMERAD (1995)
	11	Tod nach 2h Exposition	
Hecht (o. Angabe) ^L	10,7	Letal	BANDT (1936)
(Dottersackbrut) ^L	10	Erhöhte Mortalität nach 1h	LE LOUARN & WEBB (1998)
(embryonal) ^L	10,5	Erhöhte Mortalität nach 1 h	
Karpfen (o. Angabe)	11	Laugenkrankheit	AMLACHER (1992)
(o. Angabe) ^L	10,8	Letal	BANDT (1936)
(embryonal) ^L	9,0-10,0	gestörte Entwicklung	JEZIERSKA & BARTNICKA (1993)
(larval) ^L	10	90 % Mortalität	
(larval) ^L	10,5	Kein normaler Schlupf	
(o. Angabe) ^L	>10,5	Letal	SCHRECKENBACH ET AL. (1975)
Lost River sucker (7,2 cm) ^L	>10,0	Mortalitätsgrenze	MEYER & HANSEN (2002)
(larval/juvenil) ^L	10,3-10,39	LC 50	SAIKI ET AL. (1999)
Pazifischer Lachs (3 cm) ^L	>11	zuerst Vertikalstellung und Verätzung, dann Unruhe und später Apathie	SEYMOUR & DONALDSON (1953 in SCHÄPERCLAUS 1979)
Regenbogenforelle (o. Angabe) ^L	9,2	Letal	BANDT (1936)

Fischart (Entwicklungsstadium)	pH	Auswirkung auf den Fisch	Autor
<i>Regenbogenforelle</i>			
(adult) ^F	8,8-10,2	Letal	EICHER (1946)
(5-8 cm) ^L	9,5	LC 50 (15d) bei Akklimatisation an pH 8,3	JORDAN & LLOYD (1964)
(5-8 cm) ^L	9,86	LC 50 (24h) bei Akklimatisation an pH 6,65	
(5-8 cm) ^L	9,91	LC 50 (24h) bei Akklimatisation an pH 7,5	
(5-8 cm) ^L	10,13	LC 50 (24h) bei Akklimatisation an pH 8,5	
(14-23cm)	>8,9	Aktivitätsverlust	MURRAY & ZIEBELL (1984)
(14-23cm)	10	Keine Futteraufnahme mehr	
(14-23cm)	10,2	Gleichgewichtsverlust	
(14-23cm)	10,3	60 % Mortalität	
(o. Angabe)	9,8	Obere Toleranzgrenze	WATER POLLUTION RESEARCH (1962 in JONES 1964)
(23cm) ^L	9	Eingeschränkte Nahrungsaufnahme, 12 % Mortalität nach 48h	WITSCHI & (ZIEBELL 1979)
(23cm) ^L	9,5	Keine Nahrungsaufnahme, 32 % Mortalität nach 48h	
(23cm) ^L	10	100 % Mortalität nach 48h	
<i>cutthroat</i>			
(einjährig) ^L	10	NH ₃ -Vergiftung, gestörte Ionenregulation, erhöhte Mortalität	WILKIE ET AL. (1993)
<i>Rotauge</i>			
(o. Angabe) ^L	10,4	Letal	BANDT (1936)
(8-13 cm) ^L	10,15	10 d LC 50 bei Akklimatisation an pH 8,3	JORAN & LLOYD (1964)
<i>Schleie</i>			
(o. Angabe) ^L	10,8	Letal	BANDT (1936)
(larval) ^L	10	gestörte Entwicklung	PROKES ET AL. (1998)
(larval) ^L	11	letal	
<i>Seezunge</i>			
(larval) ^L	9,21	LC 50	BROWNELL (1980)
<i>Shortnose sucker</i>			
(larval / juvenil) ^L	10,3-10,39	LC 50	SAIKI ET AL. (1999)

Anhang 4: Literaturangaben zum Meideverhalten von Fischen gegenüber Gasübersättigungen

Literaturangaben zum Meideverhalten verschiedener Fischarten gegenüber Gasübersättigungen im Freiland^F und in Laborversuchen^L. ^{W&K}in WEITKAMP & KATZ (1980).

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Meideverhalten	Autor	
	N ₂	O ₂	TGP			
Adlerfisch (6,5 cm) ^L	166	73	145	Vertikale Meidung nach 2 h	CHAMBERLAIN ET AL. (1980)	
(6,5 cm) ^L		ca. 300		Vertikale Meidung		
Amerik. Flussbarsch (o. Angabe) ^L				Indifferent	MELDRIM ET AL. (1973 in GRAY ET AL. 1983)	
Banded Killfish (6-8 cm) ^L		200-260		Keine Meidung	SERAFY & HARRELL (1993)	
Blauer Sonnenbarsch (6-8 cm) ^L		200-260		Keine Meidung	SERAFY & HARRELL (1993)	
Goldbrasse (o. Angabe) ^L				Meidung	MELDRIM ET AL. (1973 in GRAY ET AL. 1983)	
Hering (adult) ^F	120	130	122	Meidung	STICKNEY (1968)	
Karpfen (8 cm) ^L			122	Keine laterale Meidung	GRAY ET AL. (1983)	
(8 cm) ^L			146	Leichte laterale Meidung		
Königslachs (adult) ^F			124-129	Vertikale Meidung	GRAY & HAYNES (1977)	
(juvenil) ^L	130			Laterale Meidung	BLAHM ET AL. (1976) ^{W&K}	
(juvenil) ^L				Meidung	DAWLEY ET AL. (1975 in GRAY ET AL. 1983)	
(juvenil) ^L				110-117	Laterale Meidung ¹	MEEKIN & TURNER (1974) ^{W&K}
(30-45 g) ^L				115	Leichte laterale Meidung	STEVENS ET AL. (1980)
(30-45 g) ^L				125-145	Deutliche laterale Meidung	
Nase (juvenil) ^L		250	117	Keine laterale Meidung	STEINHÖRSTER (1996)	

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Meideverhalten	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
Northern pikeminnow (adult) ^F				laterale u. vertikale Meidung	BENTLEY ET AL. (1976) ^{W&K}
Regenbogenforelle (juvenil) ^L	130			Keine laterale Meidung	BLAHM ET AL. (1976) ^{W&K}
(juvenil) ^L			127	Vertikale Meidung	DAWLEY ET AL. (1976) ^{W&K}
(juvenil) ^L (48-89 g)	127-134			Keine vertikale Meidung	EBEL (1971) ^{W&K}
(30-45 g) ^L	120-122	104-105	115-125	Keine vertikale Meidung	LUND & HEGGBERGET (1985)
(30-45 g) ^L			115	Leichte laterale Meidung	STEVENS ET AL. (1980)
<i>steelhead</i>			125-145	Deutliche laterale Meidung	
			115-145	Keine laterale Meidung	STEVENS ET AL. (1980)
Rotlachs (30-45 g) ^L			115	Leichte laterale Meidung	STEVENS ET AL. (1980)
(30-45 g) ^L			125-145	Deutliche laterale Meidung	
Schwarzer Zwergwels (11 cm) ^L			114	Keine laterale Meidung	GRAY ET AL. (1983)
(11 cm) ^L			146	Leichte laterale Meidung	
Silberlachs (juvenil) ^L			127	Vertikale Meidung	DAWLEY ET AL. (1976) ^{W&K}
(juvenil) ^L	127-134			Keine vertikale Meidung	EBEL (1971) ^{W&K}
(juvenil) ^L			110-117	Keine laterale Meidung1	MEEKIN & TURNER (1974) ^{W&K}
(o. Angabe) ^L			o. Angabe	Meidung	MELDRIM ET AL. (1973 in GRAY ET AL. 1983)
(juvenil) ^L			<111	Vertikale Meidung	SHRIMPTON (1985)
(juvenil) ^L			>111	Keine vertikale Meidung	
(30-45 g) ^L			115	Leichte laterale Meidung	STEVENS ET AL. (1980)
(30-45 g) ^L			125-145	Deutliche laterale Meidung	
Streifenbarsch (9-11 cm) ^L		200-260		Keine Meidung	SERAFY & HARRELL (1993)

Anhang 5: Literaturangaben zur Auswirkung von Gasübersättigungen auf Fische

Literaturangaben zur Auswirkung von Gasübersättigungen auf Fische. Die Angaben beziehen sich auf Beobachtungen aus dem Freiland^F, der Aquakultur^A und Laborversuchen^L. GBD = Gasblasenkrankheit; TGP = Gesamtgasübersättigung; O₂ = Sauerstoff; N₂ = Stickstoff; ppm = pars per million; mm Hg = Millimeter Quecksilbersäule. ^{W&K} in WEITKAMP & KATZ (1980).

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Auswirkung	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
Adlerfisch (6,5 cm) ^L (juvenil) ^F	166	73 >250	145	Mortalität nach 3 h GBD und Mortalität	CHAMBERLAIN ET AL. (1980) RENFRO (1963)
Amerikanischer Seesaibling (7,7 cm) ^L (7,7 cm) ^L			108 159	30 d LC11 Wachstumsdepression, 30 d LC55	KRISE ET AL. (1990)
Amerikanischer Stör (larval) ^L (larval) ^L			118 131	GBD nach 15 min 13 d LC50	COUNIHAN ET AL. (1998)
Atlantischer Lachs (larval) ^L (30,5 g) ^L (30,5 g) ^L			102-105	Blasenbildung in Maulregion Wachstumsdepression; Verhaltensänderung Wachstumsdepression; erhöhte Mortalität; Verhaltensänderung	PETERSON (1971) ^{W&K} ESPMARK & BAEVERFJORD (2008)
Atlantische Menhaden (o. Angabe) (o. Angabe) ^L			107 130-140	GBD nach 96 h Mortalität durch GBD	CLAY ET AL. (1976) ^{W&K} MARCELLO & FAIRBANKS (1976) ^{W&K}
Bachsaibling (larval) ^L			112	GBD	EMBODY (1934)
Bay anchovy (o. Angabe) ^F		>250		GBD und Mortalität	RENFRO (1963)
Bitterling (adult) ^L	130		125	Letaler Grenzwert	EGUSA (1959) ^{W&K}

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Auswirkung	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
Blauer Sonnenbarsch (adult) ^F		327		Mortalität durch GBD	WOODBURY (1941)
Buckellachs (3,3 cm)	616 mm Hg	145 mm Hg	109,4	GBD	HAUCK (1986)
Gefleckter Umberfisch (50 cm) ^F		>250		Mortalität infolge GBD	RENFRO (1963)
Gulf menhaden (postlarval) ^F		>250		Mortalität infolge GBD	RENFRO (1963)
Hecht (juvenil) ^F		327		Mortalität durch GBD	WOODBURY (1941)
Hering (juvenil) ^F			127	GBD	STICKNEY (1968)
Gemeiner Seebarsch (postlarval) ^L			127,2	96 h LC50	GRAY ET AL. (1985)
(Setzling) ^L			116	96 h LC50	
Gesprenkelter Weißfisch (3,5 cm) ^L			140	96 h LC50	NEBEKER ET AL. (1980)
(3,5 cm) ^L			137	7 d LC50	
(3,5 cm) ^L			129-131	14 d LC50	
Getüpf. Gabelwels (juvenil) ^L	77-101 mm Hg	1-16 mm Hg	110- 115	GBD und erhöhte Mortalität	COLT ET AL. (1985)
Goldfisch (juvenil) ^L	130		125	Letaler Grenzwert	EGUSA (1959) ^{W&K}
(adult) ^L	125		120	Letaler Grenzwert	
Großmaulbarsch (adult) ^L			125	<10 % Mortalität nach 20 d	BOUCK ET AL. (1976) ^{W&K}
Japanischer Aal (adult) ^L	125 %		125	Letaler Grenzwert	EGUSA (1959) ^{W&K}
Karpfen (juvenil) ^L	130			Letaler Grenzwert	EGUSA (1959) ^{W&K}
(adult) ^L	120			Letaler Grenzwert	
(20,5 g) ^L			122,5	96 h LC50	GRAY ET AL. (1982)
(juvenil) ^F		30-32 ppm		GBD und Mortalität	WOODBURY (1941)

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Auswirkung	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
Killfish spec. (adult) ^L	>140		>135	Letaler Grenzwert	EGUSA (1959) ^{W&K}
Knochenhecht (o. Angabe) ^F		>250		Mortalität infolge GBD	RENFRO (1963)
Königsalachs (juvenil) ^L			105-110	Chronische GBD	ALDERDICE & JENSEN (1985)
(juvenil) ^L			>110	Akute GBD	
(juvenil) ^L	112-129			55 d LC80	BLAHM ET AL. (1973) ^{W&K}
(adult) ^L			130	Effekt nach 8,5-10 h	BOUCK ET AL. (1976)
(adult) ^L	118			10 d LC59	COUTANT & GENOWAY (1968) ^{W&K}
(juvenil) ^L	125			13,6 d LC50	DAWLEY & EBEL (1975) ^{W&K}
(juvenil) ^L	120			26,9 d LC50	
(3-5 cm) ^L			105-120	60 d LC 5-97	DAWLEY ET AL. (1976) ^{W&K}
(juvenil) ^L	127-134			7 d LC100	EBEL (1971) ^{W&K}
(juvenil) ^L	125-130			18 h LC 50	EBEL ET AL. (1971) ^{W&K}
(juvenil) ^L			122	3-8 d LC32-100	MEEKIN & TURNER (1974) ^{W&K}
(juvenil) ^L			106-114	6-67 d LC8-100	
(juvenil) ^L			123-125	3-7 d LC92-100	
(14 cm) ^L			110	Chronische GBD nach 22 d	MESA ET AL. (2000)
(14-15 cm) ^L			120	40-120 h LC20	
(13-14 cm) ^L			130	3-6 h LC20	
(juvenil) ^L			112	GBD nach 13 d	MESA & WARREN (1997)
(juvenil) ^L			120	GBD nach 8 h	
(juvenil) ^L			130	GBD; erhöhtes Prädationsrisiko nach 3,5 h	
(13-21 cm)			125-140	LC50 5-20h	NEBEKER ET AL. (1979)
(50 d) ^L			112-128	12-83 % Mortalität	RUCKER & KANGAS (1974)
(11,8 cm) ^L			106-120	Eingeschränkte Schwimmfähigkeit	SCHIEWE (1974)
(11,8 cm) ^L			120	10,5 h LC10	
(11,8 cm) ^L			117	26,9 h LC10	
(juvenil) ^L			120	37 h LC20	WEILAND ET AL. (1999)
(juvenil) ^F			119-123	10 d LC 53	WEITKAMP (1976) ^{W&K}
(juvenil) ^F			120-128	20 d LC 88-100	
(Brut) ^A			104-106	Erhöhte Mortalität	WRIGHT & MCLEAN (1985)

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Auswirkung	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
Königslachs (juvenil)	134-152			5-7,5 h LC 5-100	WYATT & BEININGEN (1971) ^{W&K}
Meeräsche (postlarval) ^L			129,4	96 h LC50	GRAY ET AL. (1985)
(Setzling) ^L			124,8	96 h LC50	
(280 g) ^A		>300		Mortalität	KROM ET AL. (1985)
Mountain Whitefish (juvenil) ^L			131-139	1,5 d LC100	MAY (1973) ^{W&K}
(juvenil) ^L			116-127	12 d LC50	
(juvenil) ^L			113-122	17 d LC40	
(juvenil) ^L			107-128	GBD bei 75 %	
Northern pikeminnow (o. Angabe) ^F			126	12 d LC100	BENTLEY ET AL. (1976) ^{W&K}
(o. Angabe) ^F			115	Reduzierte Futteraufnahme	
(adult) ^L	±4 von TGP	±4 von TGP	117	Wachstumsdepression, 12 d LC32	BENTLEY & DAWLEY (1981)
(adult) ^L	±4 von TGP	±4 von TGP	126	20 h LC100	
(adult) ^F			115	GBD	MONTGOMERY & BECKER (1980)
Pomoxis nigromaculatus (juvenil) ^F		327		GBD und Mortalität	WOODBURY (1941)
Regenbogenforelle (Brut) ^L			103	Erhöhte Mortalität, verstärkte IPN	BAATH (1990)
(Setzlinge) ^L			110	Erhöhte Mortalität, verstärkte Furunkulose	
(parr) ^L			125	Effekt nach 27-35 h	BOUCK ET AL. (1976) ^{W&K}
(yearling) ^L			125	Effekt nach 31 h	
(parr) ^L			120	Effekt nach 51 h	
(adult) ^L			120	Effekt nach 79-92 h	
(7,6 cm) ^L	99	150	<112	Keine Anzeichen von GBD	DOULOS & KINDSCHI (1990)
(11,8 cm) ^L	100	200	120	GBD nach 4 d; 50 % Mortalität nach 20 d	EDSALL & SMITH (1991)
(juvenil) ^L		500-600 mm Hg		respirator. Accidose	HOBE ET AL. (1984)
(48-89 g) ^L			115-125	Mortalität	LUND & HEGGBERGET (1985)
(juvenil) ^L			110	Chronische GBD nach 22 d	MESA ET AL. (2000)
(22 cm) ^L			120	20-35 h LC20	
(21 cm) ^L			130	5-7 h LC20	

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Auswirkung	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
<i>Regenbogenforelle</i>					
(Brut) ^A	115			GBD, Mortalität	RUCKER & HODGEBOOM (1953)
(larval) ^L	153-166			50 % Mortalität	SHIRAHATA (1966) ^{W&K}
(2,4-2,6cm) ^L	148			5 d LC50	
(2,6-2,9cm) ^L	121			50 % Mortalität	
(190 g) ^L		700 mm Hg		Erhöhte Mortalität nach 7 d	SEBERT ET AL. (1984)
(12-15cm) ^L		200-300		Keine Mortalität innerhalb 14 d	WIEBE & MCGAVOCK (1932)
(12-15cm) ^L		520-580		Keine Mortalität innerhalb 24 h	WIEBE & MCGAVOCK (1932)
<i>cutthroat</i>					
(juvenil) ^L	130 (8-16 h/d)			16-192 h LC50	BLAHM ET AL. (1973) ^{W&K}
(juvenil) ^L	112-129			55 d LC80	BLAHM ET AL. (1973) ^{W&K}
(juvenil) ^L	119-136			11-59 d LC40-60	
(juvenil) ^L	112-130			49 d LC40	
(juvenil) ^L	130(16 h/d)			72 h LC50	
(juvenil)	112-136			32-50 % Mortalität	BLAHM ET AL. (1976) ^{W&K}
(19 cm) ^L	93	172	117	80 d LC94	DOULOS & KINDSCHI (1990)
(juvenil) ^L			110-139	3,8-14 d LC50-100	MAY (1973) ^{W&K}
(juvenil)			125-131	2,2-6 d LC50-100	
(juvenil) ^L			102-128	GBD bei 25 %	
(6,7-23,5 cm) ^L			119	96 h LC50	NEBEKER ET AL. (1980)
(Brut) ^A	115			GBD, Mortalität	RUCKER & HODGEBOOM (1953)
<i>steelhead</i>					
(juvenil) ^L	112-129			70 % Mortalität	BLAHM ET AL. (1976) ^{W&K}
(juvenil) ^L	125			14,2 d LC50	DAWLEY & EBEL (1975) ^{W&K}
(juvenil) ^L	120			33,3 d LC50	
(juvenil) ^L	115			486 d LC50	
(16,5-19,5cm) ^L			120	2 d LC100	DAWLEY ET AL. (1976) ^{W&K}
(16,5-19,5cm) ^L			110-115	7 d LC5-57	
(o. Angabe) ^L	125-130			18 h LC50	EBEL ET AL. (1971) ^{W&K}
(larval) ^L		100	111	GBD, Wachstumsdepression	JENSEN (1988)
(juvenil) ^L			122	3 d LC100	MEEKIN & TURNER (1974) ^{W&K}
(juvenil) ^L			112	6-30 d LC6-30	
(20 cm) ^L			114	30 d LC50	NEBEKER & BRETT (1976)

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Auswirkung	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
<i>steelhead</i>					
(20 cm) ^L			116	96 h LC50	NEBEKER & BRETT (1976)
(larval) ^L			115,3	40 d LC45	NEBEKER ET AL. (1978)
(larval) ^L			126,7	40 d LC99	
(8-16 cm) ^L	99,4	272,5	135	5 h LC50	NEBEKER ET AL. (1979)
(8-16 cm) ^L	96,1	307,9	140	5 h LC50	
(13 cm) ^L	116		110	Verändertes Blutbild	NEWCOMB (1974)
(20 cm) ^L			118	Blasenbildung in Seitenlinienorgan nach 2-6 h	WEBER & SCHIEWE (1976)
(juvenil/adult) ^L			120-220	4 d LC50	WEITKAMP & KATZ (1980)
Rotlachs					
(parr) ^L			125	Effekt nach 40 h	BOUCK ET AL. (1976) ^{W&K}
(Dottersackbrut) ^L			108-120	Gasansammlung im Dottersack, 20 % Mortalität	HARVEY & COOPER (1962) ^{W&K}
(Dottersackbrut) ^L			106-108	GBD, 2 % Mortalität	
(Brut) ^L			108-120	GBD	
(14 cm) ^L			113,9	30 d LC50	NEBEKER & BRETT (1976)
(14 cm) ^L			116,7	96 h LC50	
(8-21 cm)L			125-140	20 h LC50	NEBEKER ET AL. (1979)
Salmoniden allgemein					
			103-105	GBD	BOUCK (1974)
(o. Angabe)			105-115	Chronische GBD	KUHLMANN (1987)
(o. Angabe)			>115	Akute GBD	
(Brut)			105,6	Gefährlich	KUHLMANN (1988)
(o. Angabe)			127	Letal nach kurzer Zeit	
(adult)			145	Letal	
		350		GBD	RUCKER (1972)
			110	Kritischer Schwellenwert	USEPA (1976)
Schwarzbarsch					
(adult) ^F			115	GBD	MONTGOMERY & BECKER (1980)
Schwarzer Katzenwels					
(o. Angabe) ^L			125	96 h LC50	FICKEISEN ET AL. (1976) ^{W&K}

Fischart (Entwicklungsstadium)	Gassättigung [%]			Auswirkung	Autor
	N ₂	O ₂	TGP		
Schwarzer Katzenwels (27,7 g)			114,4	96 h LC50	GRAY ET AL. (1982)
Silberlachs (parr) ^L			125	Effekt nach 12 h	BOUCK ET AL. (1976)
(adult) ^L			120-125	Effekt nach 19-51 h	
(juvenil) ^L			120-140	8-12 d LC10-100	EBEL (1969) ^{W&K}
(juvenil)	125-130			18 h LC50	EBEL ET AL. (1971) ^{W&K}
(juvenil) ^L			112	6-35 d LC60-100	MEEKIN & TURNER (1974) ^{W&K}
(16 cm) ^L			114,5	Letale Grenzkonzentration	NEBEKER & BRETT (1976)
(16 cm) ^L			116,2	30 d LC50	
(16 cm) ^L			120,5	96 h LC50	
(12-16 cm) ^L			125-140	5-20 h LC50	NEBEKER ET AL. (1979)
Specklesd worm eel (o. Angabe) ^F		>250		GBD und Mortalität	RENFRO (1963)
Streifenbarsch (larval) ^L			103	GBD; Wachstumsdepression	CORNACCHIA & COLT (1984)
(larval) ^L			106	Erhöhte Mortalität	

Anhang 6: Literaturangaben zur Intensität und Schädwirkung der UV-B-Strahlung bei verschiedenen Organismen und Gewässertypen in Abhängigkeit von der Wassertiefe

Organismus (Entwicklungsstadium)	Gewässertyp	Wassertiefe	Auswirkung bzw. Intensität	Autor
Amerikanischer Flussbarsch (embryonal)F		0,8 m	DNA-Schäden, Mortalität	WILLIAMSON ET AL. (1997)
Amerikanische Sardelle (larval)		3,3 m	LC50, Wachstumsdepression	HUNTER ET AL. (1981)
(embryonal/larval)		20 m	DNA-Schäden	VETTER ET AL. (1999)
Dorsch (embryonal)		0,5 m	Mortalität	BELAND ET AL. (1999)
(embryonal/larval)		10 m	Mortalität	LESSER ET AL. (2001)
Gefleckter Hechtling (embryonal)		2,56 m	Erhöhte Mortalität	BATTINI ET AL. (2000)
Regenbogenforelle (o. Angabe)		0,3-0,5 m	Hautschäden	BULLOCK & COUTTS (1985)
Zooplankton		15-20 cm	Mortalität	SIEBECK (1999)
		1,5 m	Mortalität	ZAGARESE & WILLIAMSON (1994)
	Golf von Maine	7-12 m	UV-B Penetration	BANASZAK ET AL. (1998)
	Golf von St. Lawrence	2,5 m	10 % Intensität bei 300 nm	BELAND ET AL. (1999)
		3,5 m	10 % Intensität bei 310 nm	
		4 m	10 % Intensität bei 320 nm	
	Tropischer Ozean	15 m	10 % Intensität bei 310 nm	BOOTH & MORROW (1997)
	Seen in Kentucky	10 cm	50 % der UV-B Intensität	CALDWELL & NATCHWEY (1975)
	Küstengewässer	4 cm	50 % der UV-B Intensität	
	reines Wasser	pro 1 m	5 % UV Abschwächung	CLARKE & JAMES (1939)
	DOC reicher See	0,34-0,38 m	1 % Intensität bei 305 nm	GUTIÉRREZ-RODRÍGUEZ & WILLIAMSON (1999)
	DOC armer See	8,2-9,4 m	1 % Intensität bei 305 nm	
	DOC reicher See	0,25-0,5 m	1 % Intensität bei 320 nm	
	DOC armer See	3-17 m	1 % Intensität bei 320 nm	
	finnische Seen	0,11-0,65 m	1 % Intensität bei 310 nm	HÄKKINEN ET AL. (2003A)
	Fluss	4-8 cm	70-50 % der UV-B Intensität	KELLY & BOTHWELL (2002)

Organismus (Entwicklungsstadium)	Gewässertyp	Wassertiefe	Auswirkung bzw. Intensität	Autor
	Klarer Ozean	20 m	90 % Intensität bei 310 nm	KIRK (1994)
	humine Seen/Flüsse	wenige cm	90 % Intensität bei 310 nm	
	Golf von Maine	7-12 m	UV-B Penetration	LESSER ET AL. (2001)
	Küstengewässer	3-4 m	10 % Intensität bei 310 nm	KUHN ET AL. (1999)
	Ozean	3-4 m	10 % Intensität bei 310 nm	RODRIGUEZ ET AL. (2000)
	Südpazifik	25 m	Hemmung der Photosynthese	SMITH ET AL. (1992)
	oligotrophe Alpensee	9,6 m	10 % Intensität bei 305 nm	SOMMARUGA & PSENNER (1997)
	DOC reiche Seen	wenige cm	1 % der UV-B Intensität	WILLIAMSON ET AL. (1996)
	DOC arme Seen	> 10 m	1 % der UV-B Intensität	
	Klarer Ozean	15,4 m	10 % der UV-B Intensität	ZANEVELD (1975 IN BULLOCK 1982)

Anhang 7: Literaturangaben zur Auswirkung natürlicherⁿ und künstlicher^k UV-B-Strahlung auf Fische

**variierende spektrale Zusammensetzung und unterschiedlicher Messort (über bzw. unter der Wasseroberfläche)*

***erythema gewichtete (MCKINLAY & DIFFEY 1987) UV-B-Strahlung*

****DNA gewichtete (SETLOW 1974) UV-B-Strahlung*

Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B				Expositionszeitraum	Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]			
Amerikanische Sardelle (embryonal/larval)		285 - 300		22,8	4 d	LD50; Schäden an ZNS und Augen; gestörte Entwicklung; Wachstumsdepression; Ausbreitung der Melanosomen	HUNTER ET AL. (1979)
(larval)	k	285-320		0,92	12	LD50	HUNTER ET AL. (1981)
(larval)	n	290-320		88	12	LD50	
Amerikan. Seesaibling (einjährig)	k				25 h	„Sonnenbrand“	ALLISON (1960)
(Brut)	n					Grauer Star	ALLISON (1963)
(Brut)	n					Grauer Star	STEUKE ET AL. (1968)
Atlant. Lachs (Brut)	n					Verändertes Schwimmverhalten nach 8 d; weiße verdickte Rückenflosse mit Läsionen; Mortalität; Sonnenbrandzellen	BULLOCK & ROBERTS (1981)
(o. Angabe)	n					Hautläsion; Sekundärinfektion; zunehmende Zahl der Schleimzellen; Sonnenbrandzellen; Ausbreitung der Melanosomen	MCARDLE & BULLOCK (1987)
(juvenile, 5,2 g)	n/k	305-320		3,5-31,0	52-137 d	Wachstumsdepression; Störung des Immunsystems	JOKINEN ET AL. (2008)
Ayu (1 Monat, 16 mm)	k	280-320	1,4	10,08	1 d	Veränderte Schleimzellen und Schleimkonzentration; Verlust von Zellkonturen und -kontakten	SHARMA ET AL. (2005)

Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B					Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]	Expositionszeitraum		
Bachforelle (2 Jahre)	k	280-320	3,8	13,7-69,5		Verlust von Zellschichten; Sonnenbrandzellen	NOCEDA ET AL. (1997)
Catlabarbe (larval)	k	280-320	1,45	0,44-1,31	1 d	Schädigung der Kiemenlamellen und - filamente.	SHARMA & CHAKRABARTI (2006)
(larval)	k	280-320	0,8	0,24-0,72	74 d	Ca. zwischen 15 und 40 % Mortalität.	SHARMA ET AL. (2008)
Dorsch (embryonal)	n					Mortalität	BÉLAND ET AL. (1999)
(embryonal/larval)	k	280-400				DNA-Schäden	BROWMAN ET AL. (2003)
(larval)	k		0,05	2,3		Erhöhte Mortalität nach 10 d	LESSER ET AL. (2001)
(embryonal)	k	270-320	1,4-13,7	10,3-98,6	7 d	Ca. zwischen 20 und 80 % Mortalität nach 7 d.	KOUWENBERG ET AL. (1999)
Elritze (1-2,3 cm)	k	280-320	1,65	47,52	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	KAWEEWAT & HOFER (1997)
(1-2,3 cm)	k	280-320	3,11	89,57	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	
(21 d alt)	n	280-320		3,1-4,0**	6 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	
Fettköpfige Elritze (embryonal)	k	280-400	9,8	1-4		DNA-Schäden; Mortalität	APPLEGATE & LEY (1988)
Gefleckter Hechtling (embryonal)	n			25		LD50	BATTINI ET AL. (2000)
(embryonal)	k	295-	0,045	0,49	1 d	Erhöhte Mortalität	
Getüpfelter Gabelwels (4,9 cm)	k	290-320	1,61	29	1 d	Dunkelfärbung und Lethargie; Mortalität und weiße Flecken nach 2 d; 100 % Mortalität nach 3 d	EWING ET AL. (1999)
Giebel (10-12 cm)	k	280-320	0,27	0,98	1 d	Grauer Star	FORMICKI & STAWARZ (2006)
Hecht (larval)	k	280-315		1,0-2,7**	2 d	Mortalität nach 3 d um 10 bis 20 % erhöht	HÄKKINEN ET AL. (2004)

Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B					Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]	Expositionszeitraum		
Hecht							
(larval)	n/k	280-315	1**	0,9**	2 d	Neurologische Störungen bei ca. 20 % der Fische; kein Einfluss auf HSP70 und Superoxiddismutase	HÄKKINEN & OIKARI (2004)
(larval)	k	280-315	0,55	3	1 d	Verhaltensanomalie	VEHNIÄINEN ET AL. (2007)
	k	280-315	0,55	5,9	1 d	Verhaltensanomalie; Wachstumsdepression	
	k	280-315	0,55	11,5	1 d	Verhaltensanomalie; geringfügige Mortalität nach 162 h	
	k	280-315	1,48	8	1 d	Verhaltensanomalie; Wachstumsdepression und ca. 65 % Mortalität nach 250 h	
	k	280-315	1,48	15,7	1 d	Verhaltensanomalie; Wachstumsdepression und ca. 48 % Mortalität nach 250 h	
	k	280-315	1,48	30,8	1 d	Verhaltensanomalie; ca. 71 % Mortalität nach 90 h	
	k	280-315	2,2	11,9	1 d	Verhaltensanomalie; Wachstumsdepression und ca. 65 % Mortalität nach 250 h	
	k	280-315	2,2	23,2	1 d	Verhaltensanomalie; Wachstumsdepression und ca. 78 % Mortalität nach 250 h	
	k	280-315	2,2	45,6	1 d	Verhaltensanomalie; 100 % Mortalität nach 90 h	
(larval)	k	280-315	3,04	16,4	1 d	Verhaltensanomalie; 100 % Mortalität nach 100 h	VEHNIÄINEN ET AL. (2007)
	k	280-315	3,04	34,1	1 d	Verhaltensanomalie; 100 % Mortalität nach 100 h	
	k	280-315	3,04	63	1 d	Verhaltensanomalie; 100 % Mortalität nach 75 h	
Japankärpling (3 cm)	k	280-320	2,1	37		10 % Mortalität nach 10 d	FABACHER ET AL. (1999)
(adult)	k	310	6	1,8	1 d	DNA-Schäden	FUNAYAMA ET AL. (1994)
Karpfen (31 g)	k	280-315	0,74	5		Störung des Immunsystems	MARKKULA ET AL. (2006)

Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B				Expositionszeitraum	Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]			
Karpfen							
(24 g)	k	280-315	0,74	0,6	3 x in 7 d	Störung des Immunsystems	MARKKULA ET AL. (2005)
(24 g)	k	280-315	0,74	1,2	3 x in 7 d	Störung des Immunsystems	
(24 g)	k	280-315	0,74	2,4	3 x in 7 d	Störung des Immunsystems	
(24 g)	k	280-315	0,74	0,6	12 x in 28 d	Störung des Immunsystems	
(24 g)	k	280-315	0,74	1,2	12 x in 28 d	Störung des Immunsystems	
(24 g)	k	280-315	0,74	2,4	12 x in 28 d	Störung des Immunsystems; Hautläsion und Pilzinfektion bei 50 % der Fische	
Kleine Renke		280-315					
(embryonal/larval)	k	280-315	0,21**	2,24**	14 d	31 % mehr Melanin; kein Einfluss auf Wachstum und Mortalität	HÄKKINEN ET AL. (2002)
(larval)	k	280-315	0,26**	2,8**	2 d	Mortalität, verminderte Motilität unter Einfluss von PAH	VEHNIÄINEN ET AL. (2003)
(larval)	k	280-315	0,5**	5,4**	2 d	Mortalität, verminderte Motilität unter Einfluss von PAH	
(larval)	k	280-315		2,2**	2-3 d	Beeinträchtigte Sauerstoffaufnahme	KARJALAINEN ET AL. (2002 in OIKARI ET AL. 2002)
(larval)	k	280-315		2,1**	2 d	Verhaltensanomalie	YLÖNEN ET AL. (2002 in OIKARI ET AL. 2002)
(larval)	k	280-315		3,58**		Abnahme der Metabolismusrate und max. Sauerstoffaufnahme	YLÖNEN ET AL. (2004)
(larval)	k	280-315		3,65**	5 d	Mortalität; Wachstumsdepression	YLÖNEN & KARJALAINEN (2004)
(larval)	k	280-315		6,15**	5 d	Mortalität; Wachstumsdepression	
Königslachs							
(embryonal/larval)	k	285-315	0,11	3,18	10 d	Mortalität	DEY & DAMKAER (1990)
(embryonal/larval)	k	285-315	0,53	15,31	10 d	Mortalität	
Koikarpfen							
(adult)	n					Verdickte Epidermis; Hautläsion; Sonnenbrandzellen nach 4 d	BULLOCK ET AL. (1983)

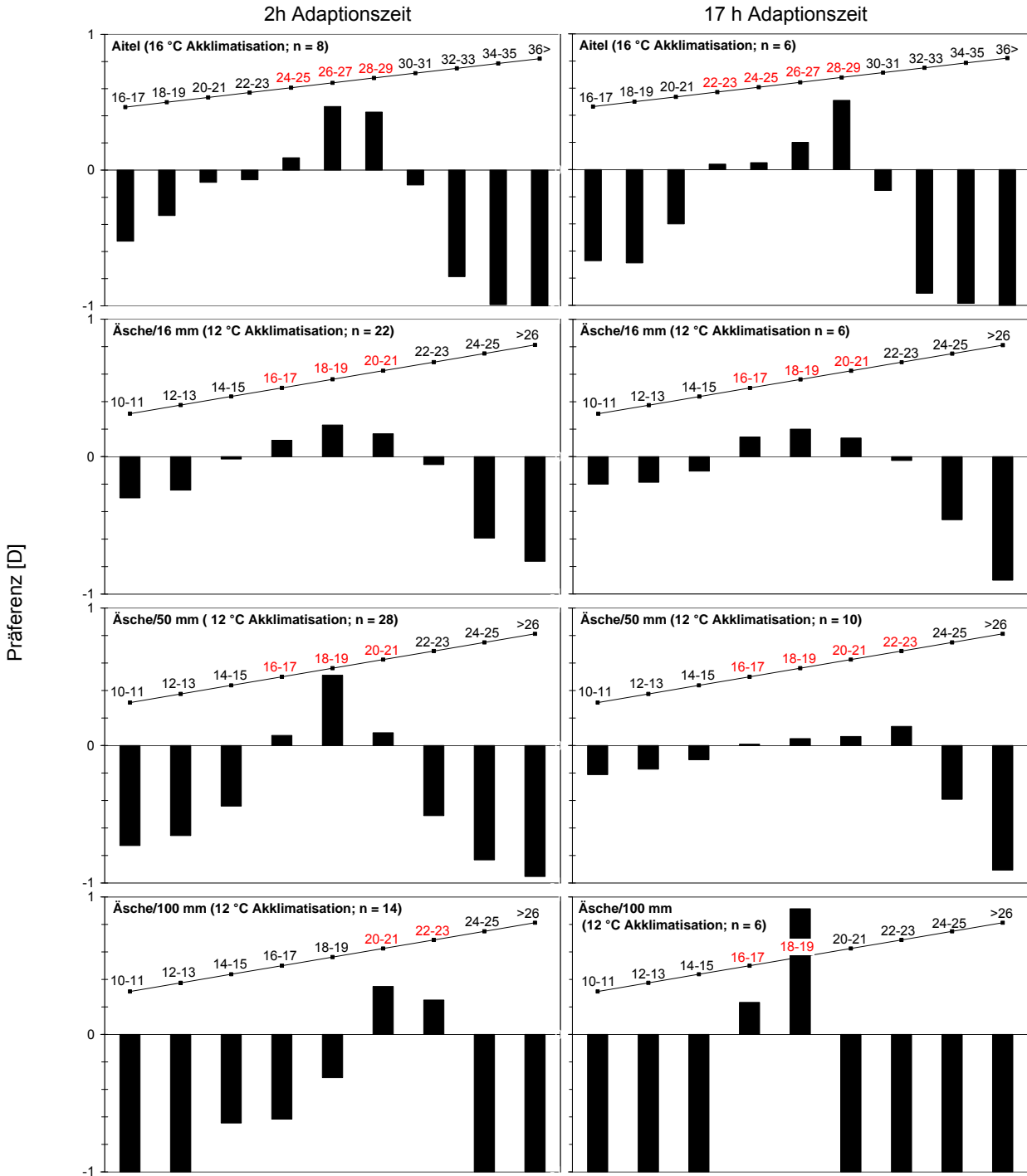
Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B				Expositionszeitraum	Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]			
Löffelstör (juvenil)	n					Hautläsion; Mortalität	RAMOS ET AL. (1994)
Makrele (embryonal/larval)	k	285-320		28	4-5 d	LD50	HUNTER ET AL. (1979)
Mairenke (larval)	k	280-320	1,65	47,52	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	KAWEEWAT & HOFER (1997)
(larval)	k	280-320	3,11	89,57	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	
Platy (larval)	k	290-320		0,6		DNA-Schäden; Melanom im Alter von 4 Monaten	AHMED & SETLOW (1993)
(4-7 Monate)	k	280-320	4	0,6	2,5 min	DNA-Schäden; Melanom	MITCHELL ET AL. (2004)
Razorback sucker (0,6 g)	k	290-320	2,9	52	3 d	Nach 2 d keine Anzeichen von Sonnenbrand aber Epidermisverdickung	BLAZER ET AL. (1997)
(4 cm)	k	290-320	3,6	64,3	21 d	Kein Sonnenbrand	FABACHER & LITTLE (1995)
Regenbogenforelle (30-50 g/adult)	n					Weißer verdickte Rückenflosse und Epidermis nach 35 d; Hautläsionen; Sonnenbrandzellen	BULLOCK & COUTTS (1985)
(Brut)	n					Weißer Rückenflosse; Mortalität	BULLOCK & ROBERTS (1981)
(2 Monate)	k	280-320	1,65	47,52	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	DOUGHTY ET AL (1997)
(2 Monate)	k	280-320	3,11	89,57	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	KAWEEWAT & HOFER (1997)
(4 cm)	k	290-320	1,9	34,2	7 d	Dunkelfärbung und verringerte Schleimsekretion nach 2 d; Pilzinfektion nach 6 d	LITTLE & FABACHER (1994)
(4 cm)	k	290-320	3,6	64,3	7 d	Dunkelfärbung und verringerte Schleimsekretion nach 2 d; Pilzinfektion nach 6 d	
(30 d nach Aufzehrung des Dottersacks)	k	290-320	0,04	0,72	4 d	Gesteigerte Toxizität von Cyanocobalt; keine Auswirkung der UV-B-Strahlung allein	LITTLE ET AL. (2007)
(52 g)	k		0,74	10		Störung des Immunsystems	MARKKULA ET AL. (2006)

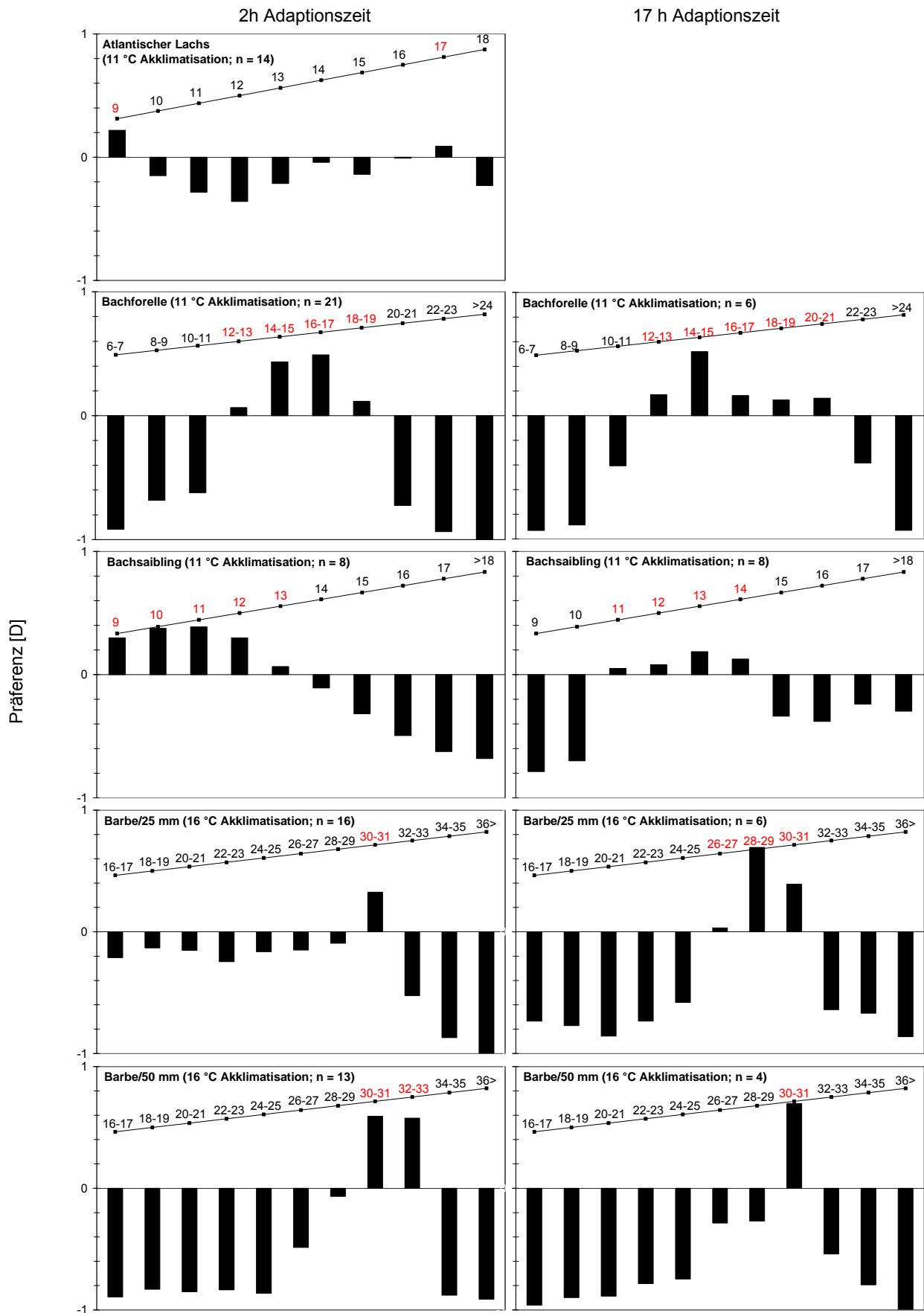
Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B				Expositionszeitraum	Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]			
Regenbogenforelle (42 g)	k		0,74	1,5	7 x in 14 d	Tendenziell erhöhte Anfälligkeit gegenüber Bakteriose nach 8 d; makroskopisch dünnere Schleimschicht nach 14 d	MARKKULA ET AL. (2007)
(11 g) (o. Angabe)	k		0,74	1,5	6 d	Erhöhte Anfälligkeit gegenüber Helminthose; dünnere Schleimschicht bei 33 % der Fische Grauer Star	MONTEITH-MCMMASTER (1991 in FLAMARIQUE & HARROWER 1999)
<i>apache</i> (5,4 cm)	k	290-320	1,9	34,2	7 d	Keine signifikanten Auswirkungen	LITTLE & FABACHER (1994)
(5,4 cm)	k	290-320	3,6	64,3	7 d	Dunkelfärbung und verringerte Schleimsekretion nach 5 d;	
<i>cutthroat</i> (0,9 g)	k	290-320	2,9	52	3 d	Dunkelfärbung, verringerte Schleimsekretion und Sonnenbrandzellen nach 2 d	BLAZER ET AL. (1997)
(5,6 cm)	k	290-320	1,9	34,2	7 d	Dunkelfärbung und verringerte Schleimsekretion nach 2 d; Pilzinfektion nach 4 d; Mortalität nach 5 d	LITTLE & FABACHER (1994)
(5,6 cm)	k	290-320	3,6	64,3	7 d	Dunkelfärbung und verringerte Schleimsekretion nach 2 d; Pilzinfektion nach 5 d; Mortalität nach 7 d	
Rotauge (adult)	k		1	4	72 min	Störung des Immunsystems	SALO ET AL. (1998)
Rotlachs (embryonal/larval)	k	300-320	0,02	0,8	105 d	Verfrühter Schlupf; evtl. Schädigung des ZNS; Mortalität	FLAMARIQUE & HARROWER (1999)
Scholle (1,2-1,9 cm)	n	280-320		0,66		Verdickte und unorganisierte Epidermis	BERGHAHN ET AL. (1993)
(1,2-1,4 cm)	k	280-320	0,29	0,5-1	1 d	Hyaline Zonen in den Otolithen; 15-60 % Mortalität; Sonnenbrand	BERGHAHN & KARAKIRI (1990)

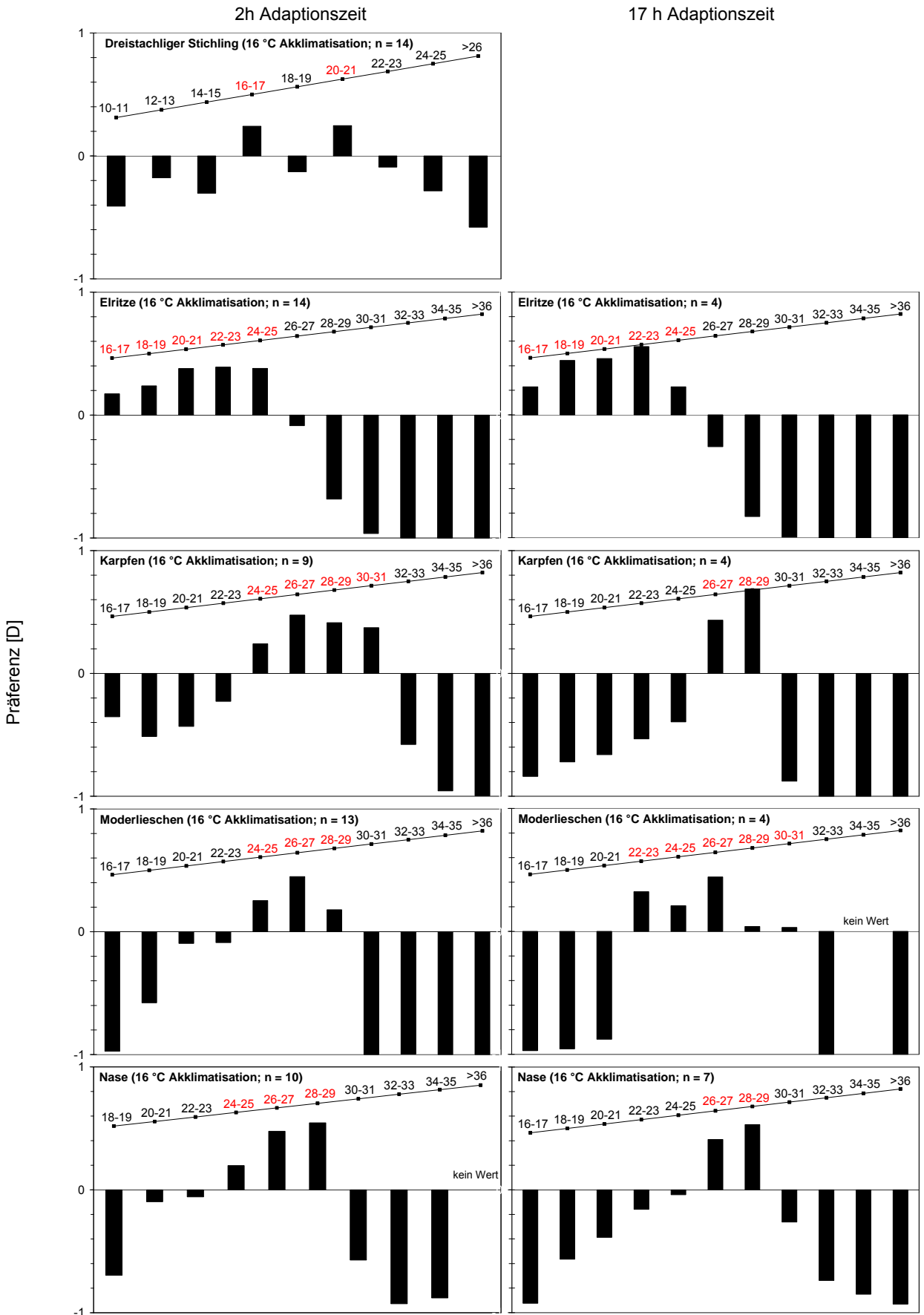
Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B				Expositionszeitraum	Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]			
Scholle							
(juvenil)	k			0,18		Gestörte Hautstruktur	BULLOCK (1982)
(embryonal)	k	295-320	0,97	83,81		48 % Mortalität und Verlust der Schwebfähigkeit bei 69 % der Eier	DETHLEFSEN ET AL. (1996)
(larval)	k	280-320	0,24	8,64	22 d	Gestörte Atmungskontrolle	FREITAG ET AL. (1998)
(o. Angabe)	k			0,63		Anschwellen der acidophilen Granulazellen; Strukturverlust der Epidermis; Sonnenbrandzellen; Hautläsion	ROBERTS & BULLOCK (1981)
(früh-embryonal)	k	280-320	0,27	4,86	5	Gestörte Atmungskontrolle; reduzierter Herzschlag; Wachstumsdepression; erhöhte Mortalität	STEEGER ET AL. (1999)
(spät-embryonal)	k	280-320	0,24	8,64	10	Gestörte Atmungskontrolle; reduzierter Herzschlag; Wachstumsdepression nach 45 d	
Schweberenke							
(embryonal/larval)	k	280-315	0,21**	2,24**	14 d	32 % mehr Melanin; kein Einfluss auf Wachstum und Mortalität	HÄKKINEN ET AL. (2002)
(larval, 1 d)	k	280-315	0,26**	2,8**	2 d	Keine Verhaltensanomalie; Mortalität um 2,7 % erhöht; zusätzl. Verhaltensanomalie Mortalitätssteigerung und Leberschäden durch PAH	HÄKKINEN ET AL. (2003B)
(larval, 1 d)	k	280-315	0,5**	5,4**	2 d	Keine Verhaltensanomalie; Sonnenbrand; Mortalität um 4,0 % erhöht; zusätzl. Verhaltensanomalie Mortalitätssteigerung und Leberschäden durch PAH	
(larval)	k	280-315	0,26**	2,8**	2 d	Mortalität, coughing und verminderte Motilität unter Einfluss von PAH; HSP70 Induktion durch UV-B	VEHNIÄINEN ET AL. (2003)
(larval)	k	280-315	0,5**	5,4**	2 d	Mortalität, coughing und verminderte Motilität unter Einfluss von PAH	
(larval)	k	280-315		3,65**		Sauerstoffkonsum	KARJALAINEN ET AL. (2002 in OIKARI ET AL. 2002)
(larval)	k	280-315	0,29**	2,1**	2 d	Gestörte Verhaltensorientierung	YLÖNEN ET AL. (2002 in OIKARI ET AL. 2002)

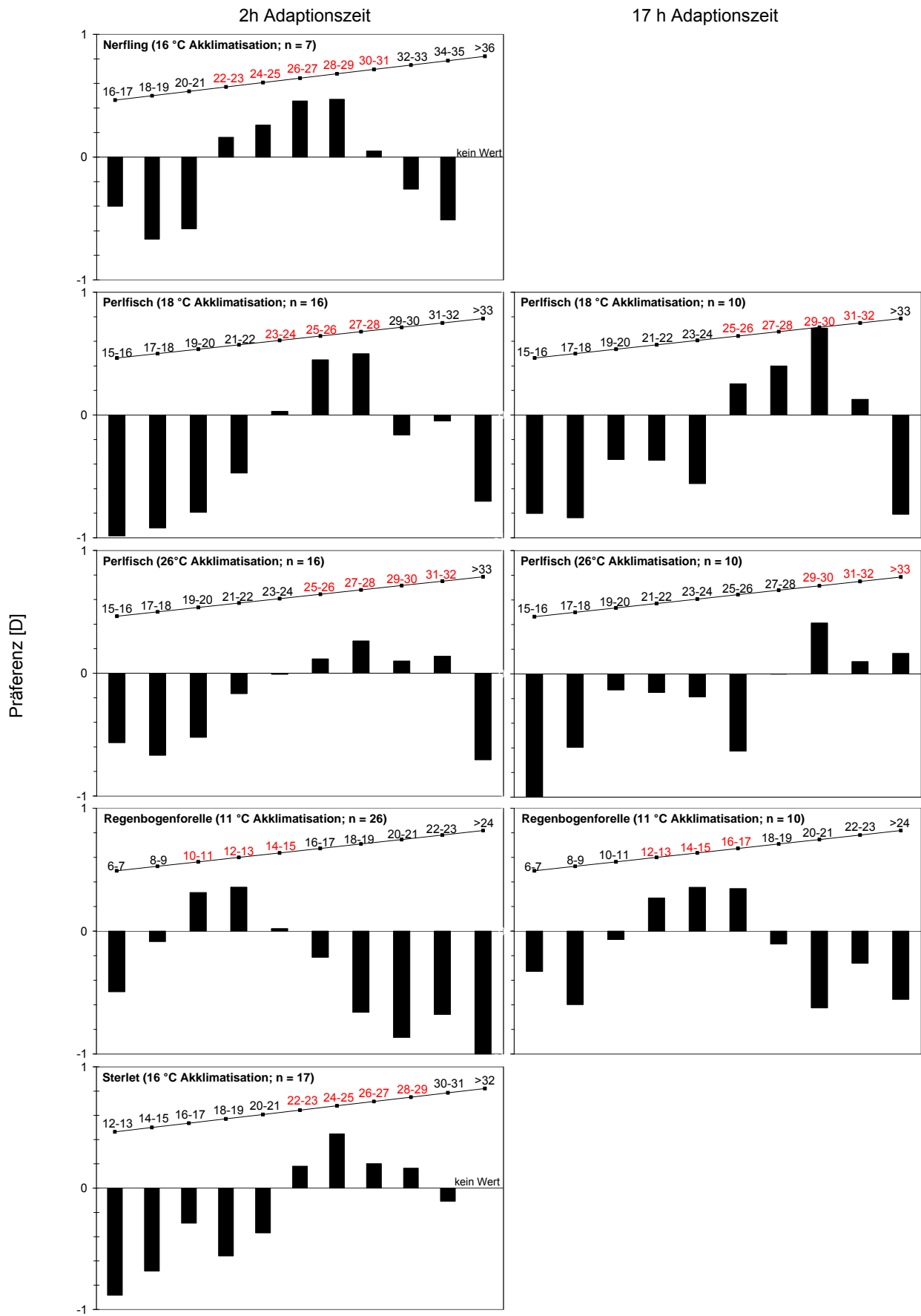
Fischart (Entwicklungsstadium)	UV-B				Expositionszeitraum	Auswirkung	Autor
	natürlich; künstlich	Wellenlänge [nm]	Intensität [W m ⁻²]	Tagesdosis [kJ m ⁻²]			
Schweberenke (larval)	k	280-315		3,58**		Abnahme der Metabolismusrate und max. Sauerstoffaufnahme	YLÖNEN ET AL. (2004)
(larval)	k	280-315		3,65**	14 d	Wachstumsdepression; 30 % Mortalität	YLÖNEN & KARJALAINEN (2004)
(larval)	k	280-315		6,15**	14 d	Wachstumsdepression; 60 % Mortalität	
Seesaibling (3 Monate)	k	280-320	1,65	47,52	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	KAWEEWAT & HOFER (1997)
(3 Monate)	k	280-320	3,11	89,57	5 d	Abnehmende Zahl der Schleimzellen	
Seebrasse (larval/10 mm)	k	280-315	1,41	0,85	19 d	Zunehmende UV-B-Sensitivität während Ontogenese.	SHARMA ET AL. (2007)
Seezunge (Solea solea) (larval)	k	280-315	0,1	2,15***	5	Hautläsion; abnehmende Größe der Schleimzellen; verdickte Epidermis	McFADZEN ET AL. (2000)
Zebrabärbling (embryonal)			0,55		1 d	40 % Mortalität	CHARRON ET AL. (2000)
(larval)	k	290-320	1,95	84,24	2 d	100 % Mortalität	
(adult)	k	290-320	0,15	3,24	1-4 d	Oxidativer Stress	
(adult)	k	290-320	0,15	6,48	1-4 d	Oxidativer Stress	
(adult)	k	290-320	0,99	21,38	1-4 d	Oxidativer Stress	
(adult)	k	290-320	0,99	42,77	1-4 d	Oxidativer Stress	
(adult)	k	290-320	1,95	42,12	1-4 d	Oxidativer Stress nach 1 d; vermindertes Fress- / Aktivitätsverhalten und Aufenthaltsort am Aquarienboden nach 2 d; Hautläsion nach 4 d	
o. Angabe	k			0,6		Irreversible Hautschäden; Mortalität 48 h nach Bestrahlung	BULLOCK & ROBERTS 1981)

Anhang 8: Temperaturpräferenz-Diagramme

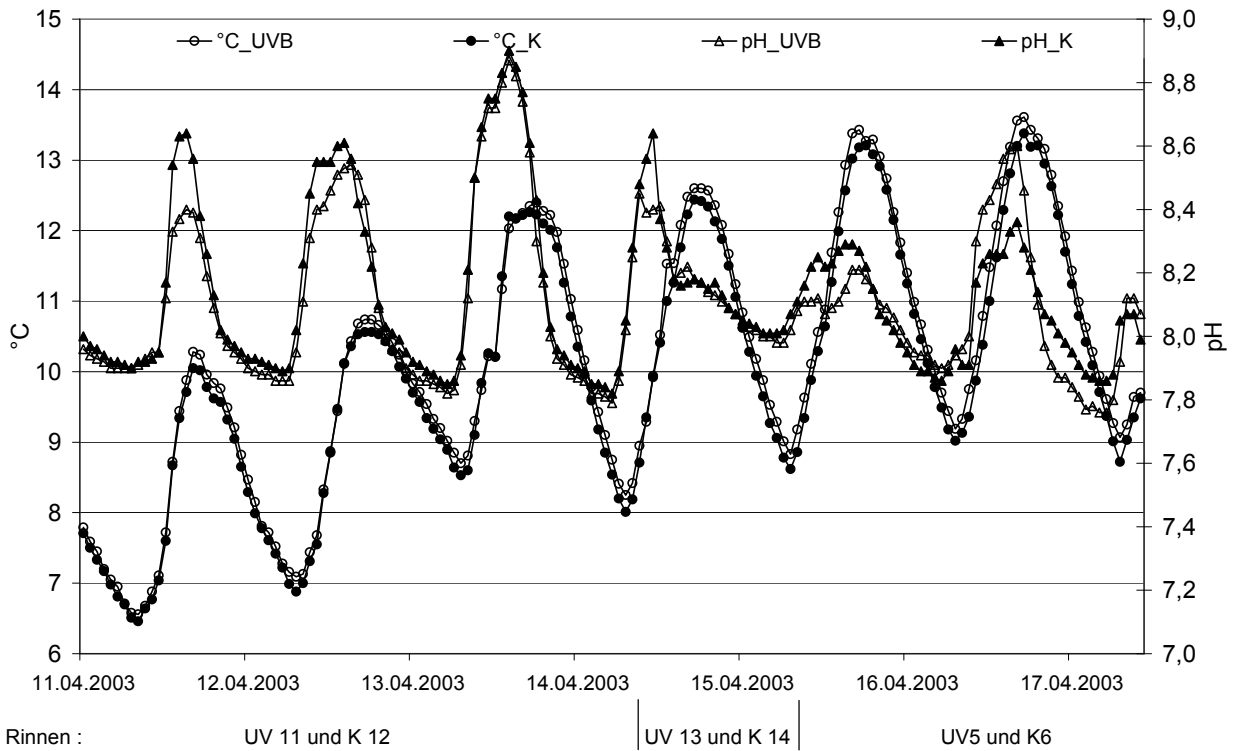




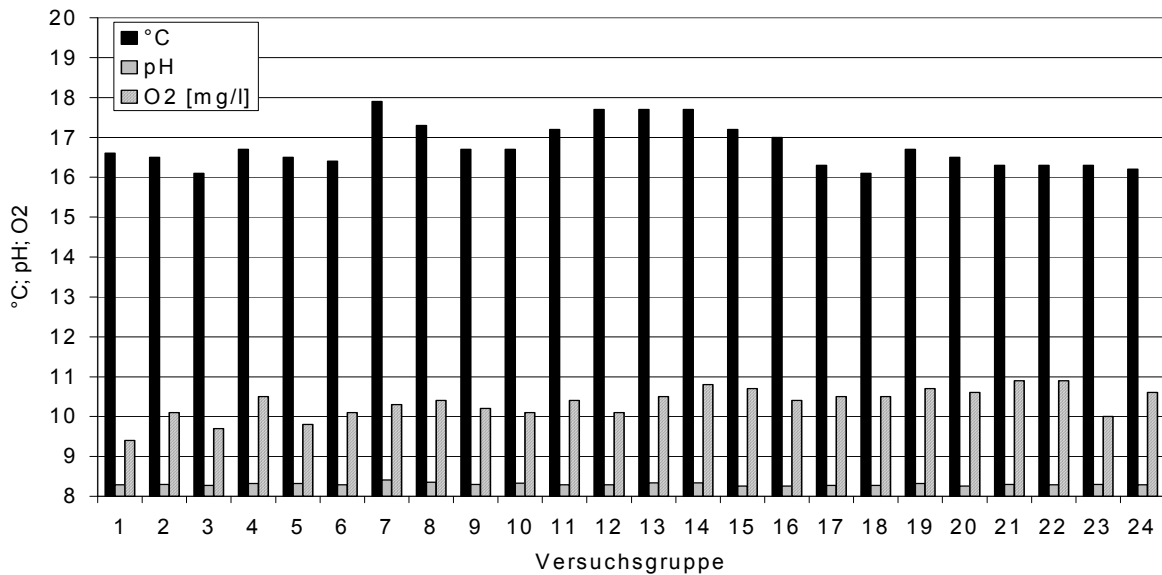




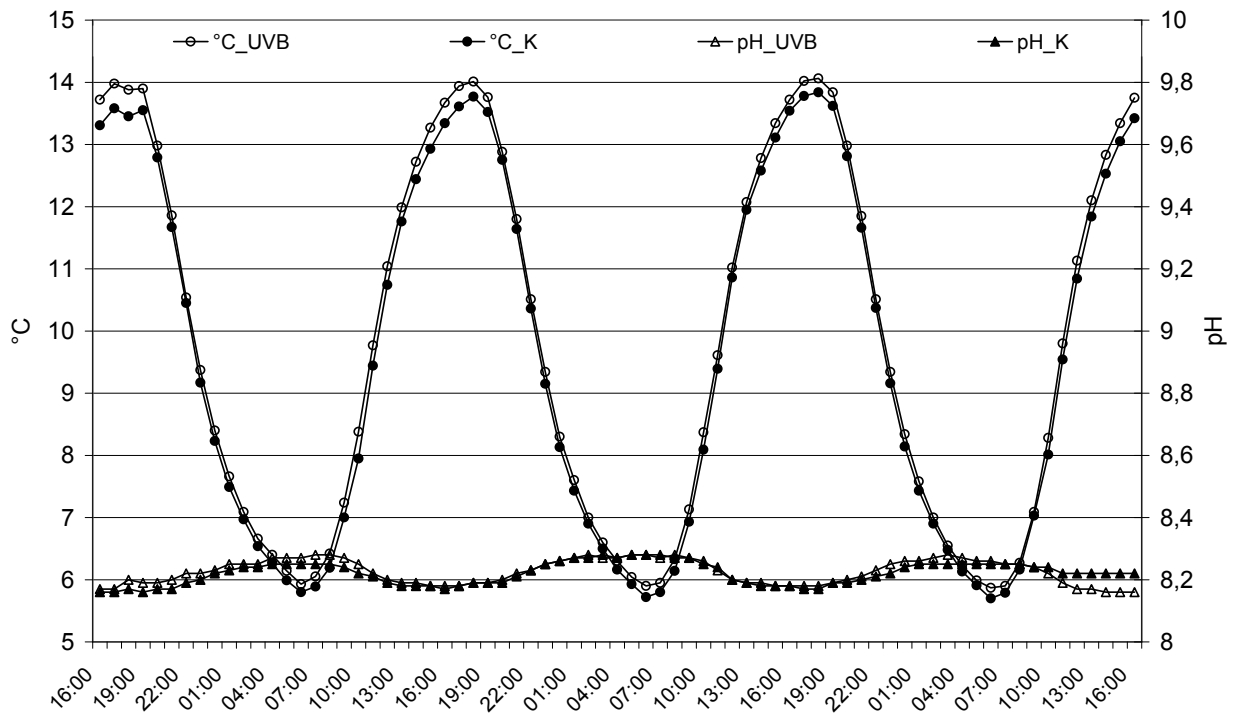
Anhang 9: Wasserparameter bei den UV-B-Expositionsversuchen.



Tagesganglinien von Wassertemperatur und pH-Wert im Freilandversuch (exemplarisch für sieben Tage und sechs Versuchsrinnen).



pH-Wert, Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt im Freilandversuch (exemplarisch für den 04.04.2002 um 15.00 Uhr).



Tagesganglinien von Wassertemperatur und pH-Wert im Sonnensimulator (exemplarisch für drei Tage).

Ergebnisse der Wasseranalyse vom 10.07.2003 (Wasserlabor, TGD Bayern e.V.)

		Kontrolle	UV-B
Physikalische Grundgrößen:			
	Temperatur	[°C]	
	pH-Wert	-lg(H ⁺)	8,20
	Elektr. Leitfähigkeit	[µS/cm]	810
Gas-Haushalt:			
	Säurekapazität bis pH 4,3 (SBV)	[mval/l]	1,72
	CO ₂	[mg/l]	1,23
	O ₂	[mg/l]	8,6
	O ₂	[%]	80
Nährstoff-Haushalt:			
	Organ. geb. Kohlenstoff (TOC)	[mg C/l]	7,26
Spuren-Ionen, nasschemisch bestimmt:			
	Ammonium	[mg/l]	0,127
	freies Ammoniak	[mg/l]	0,0036
	Nitrit	[mg/l]	0,450
	Phosphat	[mg/l]	0,006
Kapilar-Ionenanalyse (CE):			
Anionen			
	Bromid	[mg/l]	n.n.
	Chlorid	[mg/l]	170,81
	Sulfat	[mg/l]	26,84
	Nitrat	[mg/l]	10,27
	Fluorid	[mg/l]	n.n.
	Gesamt-Carbonat	[mmol/l]	1,69
	andere Anionen	(Peakfläche)	n.n.
Kationen			
	Kalium	[mg/l]	9,21
	Natrium	[mg/l]	11,24
	Calcium	[mg/l]	98,10
	Magnesium	[mg/l]	31,48
	andere Anionen	(Peakfläche)	n.n.
Härte:			
	Gesamt-Härte	[°dH]	20,96
	Carbonat-Härte	[°dH]	4,82

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wäre ohne die Mitwirkung einer Vielzahl von Personen und Institutionen nicht möglich gewesen.

Ich bedanke mich daher sehr herzlich bei

- Herrn Prof. Dr. Roland Gerstmeier für die spontane Bereitschaft zur Übernahme des Gutachtens,
- Dr. Manfred Klein für die Durchsicht der Arbeit und seine stets motivierenden Worte,
- der Arbeitsgruppe Fischbiologie der TU-München, insbesondere bei Fischwirtschaftsmeister Jörg Steinhilber für seine tatkräftige Unterstützung, bei Frau Elfriede Lachermeier für Ihren Beistand bei der Abwicklung zeit- und nervenraubender Verwaltungsangelegenheiten und bei Dipl. Biol. Thomas Oswald für seine Hilfe bei zahlreichen Versuchsaufbauten,
- Dipl.-Ing. agr. Udo Steinhörster, Dr. Erik Bohl und Dr. Peter Wondrak für die von ihnen zur Verfügung gestellten Versuchsfische,
- Dr. Harald Seidlitz und Dr. Hans-Dieter Payer (GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit) für die Ermöglichung der Expositionsversuche in den Sonnensimulatoren,
- Dr. Otfried Hunrich Spiesser für die Leihgabe von Kameramaterial und BehavioQuant[®]-Komponenten,
- Prof. Dr. Rudolf Hoffmann (ehemals Institut für Zoologie, Fischereibiologie und Fischkrankheiten der LMU-München) und Pd. Dr. Sven Reese (Lehrstuhl für Tieranatomie der LMU-München) für deren Unterstützung bei den histologischen Untersuchungen,
- Frau Dipl.-Ing. agr. Petra Heine für ihre histologischen Arbeiten und ihre Hilfe bei der Betreuung der UV-B-Expositionsversuche,
- Dipl. Biol. Kurt Schiemenz (Tiergesundheitsdienst Bayern) für die durchgeführte Wasseranalyse,
- meinem Vater und meinem Onkel Werner Heilmann für ihre fachmännische Unterstützung bei der Konstruktion diverser Versuchsaufbauten,
- dem Landesfischereiverband Bayern e.V. für die Teilfinanzierung verschiedener Untersuchungen,
- dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt Gesundheit und Verbraucherschutz für die Finanzierung der, im Rahmen des Bayerischen Forschungsverbundes „Erhöhte UV-Strahlung in Bayern – Folgen und Maßnahmen“ durchgeführten, Untersuchungen.

Besonders danke ich auch meiner Mutter und der ganzen Familie für die mir entgegengebrachte Geduld und Unterstützung.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Michael Christian Schubert
Geburtsdaten: 09.01.1972 in München
Anschrift: Josef von Hirsch Str. 17
82152 Planegg
Telefon: 089 / 89839945
0170 / 2323320
E-Mail: m.schubert72@web.de
Familienstand: ledig
Staatsangehörigkeit: deutsch

Berufstätigkeit

seit 09.09.2003 Angestellter am Institut für Fischerei der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft

Berufliche/außerberufliche Weiterbildung

1990 Staatliche Fischerprüfung
1998 Elektrofischereilehrgang an der Landesanstalt für Fischerei in Starnberg

Schule und Ausbildungsweg

1978 – 1982 Grundschule in Gräfelfing
1982 – 1991 Feodor-Lynen-Gymnasium in Planegg. Abschluss mit der Allgemeinen Hochschulreife
1991 – 1998 Studium der Biologie an der Ludwig-Maximilians-Universität München
Diplomarbeit in der Arbeitsgruppe Fischbiologie der TU-München (Note 1,0).
Abschluss: Dipl.-Biologe (Note 1,0)