



Zuwendungsempfänger: Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung	Laufzeit: 01.05.2009 - 31.05.2010
Vorhabensbezeichnung: KLIWA - Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung	

Auftrag im Rahmen des: Kooperationsvorhaben KLIWA: "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft"

Kennzeichen: 81-4421.9-9162/2009

Auftraggeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz

Projektleitung:

Dr. Sonja Jähmig¹, PD Dr. Peter Haase¹, Prof. Dr. Daniel Hering²

Projektbearbeitung:

Sami Domisch¹, Denise Früh¹, Maria Gies², Dr. Sonja Jähmig¹, Maren Westermann¹

Unter Mitwirkung von:

Anna Schürmann²

¹ Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen

² Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen



Inhalt

1. Einleitung.....	1
1.1 Aufgaben und Ziele.....	1
1.2 Vorgehensweise	2
2. Literaturrecherche	3
2.1 Grundlagen der Literaturrecherche.....	3
2.2 Datenbankstruktur und Schlagwortsystem über Wirkungsketten	4
2.2.1 Wirkungsketten und -beziehungen.....	5
3. Aus- und Bewertung der Literaturrecherche – Wirkungsketten.....	6
3.1 Bereits beobachtete und zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen	6
3.1.1 Überblick	6
3.1.2 Direkte und indirekte Klimaveränderungen	8
3.1.3 Auswirkungen auf Fische	9
3.1.4 Auswirkungen auf Makrozoobenthos	12
3.1.5 Auswirkung auf Makrophyten / Phytobenthos.....	13
3.1.6 Auswirkungen auf Phytoplankton.....	13
3.2 Bewertung und Überarbeitung der Wirkungsketten.....	14
3.2.1 Wirkungskette „Oberlauf“	15
3.2.2 Wirkungskette „Mittellauf“	15
3.2.3 Wirkungskette „Unterlauf“	16
4. Abschätzung der Betroffenheit.....	16
4.1 Großräumige Analyse Fließgewässertyp 5.....	17
4.1.1 Makrozoobenthos.....	17
4.1.2 Makrophyten	19
4.2 Detaillierte Analyse der Fließgewässertypen 1.1, 5, 9.1 und 10.....	20
4.2.1 Die Beispielgewässer.....	20
4.2.2 Fische.....	21
4.2.3 Makrozoobenthos.....	26
4.2.4 Makrophyten / Phytobenthos	28
4.2.5 Phytoplankton	30
4.3 Zusammenfassung und Bewertung der Vulnerabilitätsabschätzung.....	31
5. Neobiota und „Anwärter“	34
6. Forschungsbedarf	36
7. Webseite	41
8. Zusammenfassung.....	41
9. Literatur	45
Anhang	50

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anzahl und prozentualer Anteil verschiedener Referenzarten	4
Tabelle 2: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen sortiert nach Häufigkeiten.....	7
Tabelle 3: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen in Bezug auf vier EG-WRRL-relevante Biokomponenten.	7
Tabelle 4: Spearman Rang Korrelationen	17
Tabelle 5: Überblicksinformationen zu den Beispielgewässern.....	20
Tabelle 6: Fischregionen und Fischregionsindex und Temperaturzuordnung.....	22
Tabelle 7: Neu berechneter FRI gemäß Temperaturveränderung.	23
Tabelle 8: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Fische.....	24
Tabelle 9: Mögliche Gewinner und Verlierer bestimmter Fischarten.....	26
Tabelle 10: Veränderungen der Makrozoobenthos-Artenlisten gemäß zweier Szenarien. ...	27
Tabelle 11: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrozoobenthos	27
Tabelle 12: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Diatomeen	28
Tabelle 13: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrophyten.....	29
Tabelle 14: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Phytoplankton.....	30
Tabelle 15: Zusammenfassende Darstellung der Verschiebungen in Bewertungsergebnissen.	31
Tabelle 16: Abstufung der Unsicherheit der Aussagen	33
Tabelle 17: Liste der in Deutschland verbreiteten Neobiota.....	34

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Datenbankstruktur und Schlagwort-System	6
Abbildung 2: Anzahl und Effektrichtung auf die vier EG-WWRL-relevanten Biokomponenten	10
Abbildung 3: Anzahl von Veränderungen in ökologischen Zustandsklassen in Abhängigkeit von ursprünglichem Bewertungsergebnis für Makrozoobenthos	18
Abbildung 4: Anzahl von Veränderungen in ökologischen Zustandsklassen in Abhängigkeit von ursprünglichem Bewertungsergebnis für Makrophyten.....	19
Abbildung 5: Beziehung zwischen mittlerer Jahreswassertemperatur und FRI_{ges}	22

Glossar

Biozönotische Region: ökologische Zonierung von Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung, die nach charakteristischen Fischarten (Leitarten: Forelle, Äsche, Barbe, Brachse, Kaulbarsch und Flunder) eingeteilt werden. Allgemeine Einteilung in **Krenal:** Quellregion eines Fluss im längszonalen Verlauf; **Rhithral:** Bachregion – sommerkalter Ober- und Mittellauf und **Potamal:** Flussregion – sommerwarmer Unterlauf eines Flusses.

Cyprinidae: Karpfenfische.

Diadrome Fische: Fische, die zum Laichen in andere Gewässer wechseln, also Wanderfische.

Endemiten: Organismen, die in bestimmter, räumlich klar abgegrenzter Region vorkommen.

Eurytherm: Organismen, die große Temperaturschwankungen ertragen können.

Fließgewässertypen: 24 biozönotisch begründete Fließgewässertypen bilden die Grundlage der Gewässerbewertung in Deutschland; vier davon liegen in den Alpen und im Alpenvorland, acht im Mittelgebirge, acht im Norddeutschen Tiefland und vier sind Ökoregionsunabhängige Typen. Im Projekt näher betrachtet wurden die Fließgewässertypen 1.1 (Bäche der Kalkalpen), 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), 9.1 (Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) und 10 (Kiesgeprägte Ströme).

Siehe <http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/>

Kaltstenotherm: Organismen, die an niedere Temperaturen gebunden sind.

KLIWA: Abkürzung für das Kooperationsvorhaben "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft", einer Kooperation zwischen dem Deutschen Wetterdienst (DWD), dem Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg, dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit und dem Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz.

Match-mismatch-Phänome: Der Begriff umschreibt im Englischen mögliche Verschiebungen in Nahrungsnetzen, so dass etablierte biologische Interaktionen (z.B. Räuber-Beute) nicht mehr zeitlich/räumlich zusammenpassen. Auch das Gegenteil ist möglich, d.h. können durch den Klimawandel neue Überlappungen entstehen und dadurch neue Räuber-Beute- oder Konkurrenz-Beziehungen.

Metric: Indizes, die aus Taxalisten berechnet werden und für die Gewässerbewertung herangezogen werden. Siehe www.fliessgewaesserbewertung.de

Ökologische Eigenschaften: Eigenschaften und Präferenzen von Organismen z.B. im Hinblick auf Nahrung, Substratart, Strömung oder biozönotischer Region.

Siehe www.freshwaterecology.info

Ökologischer Zustand: Durch die EG-WRRL ist der „gute Zustand“ für alle Gewässer bis 2015 als zentrales Ziel vorgegeben, der durch den „guten ökologischen Zustand“ und den „guten chemischen Zustand“ definiert wird. Die Bewertung des ökologischen Zustands erfolgt anhand biologischer Qualitätskomponenten: Phytoplankton („Algen“), Makrophyten („Wasserpflanzen“) und Phytobenthos („bodenlebende Algen“), Makrozoobenthos (bodenlebende wirbellose Fauna), und die Fischfauna. Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen für spezifische Schadstoffe können zu einer Abwertung des ökologischen Zustandes führen.

Siehe www.fliessgewaesserbewertung.de

Rheophil: Organismen die an strömendes Wasser gebunden sind.

Salmonidae: Familie der Lachsfische, auch Forellenfische.

Warmstenotherm: Organismen, die an höhere Temperaturen gebunden sind.

1. Einleitung

1.1 Aufgaben und Ziele

Die im Zusammenhang mit dem Klimawandel prognostizierten Veränderungen der Temperatur und der Niederschlagsverteilung haben auf Hydrologie, Chemismus und Lebensgemeinschaften von Fließgewässern einen entscheidenden Einfluss. Es gilt daher als wahrscheinlich, dass die Gewässerqualität als wichtige wasserwirtschaftliche Größe langfristig unmittelbar durch den Klimawandel beeinflusst wird. So wurden beispielsweise im Rahmen des EU-Projektes EUROLIMPACS (<http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk/>) im europäischen Maßstab Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität nachgewiesen: Nordeuropäische Fließgewässer sind unter anderem durch eine erhöhte Kohlenstofffracht in Folge der Mineralisierung von Moorböden betroffen, viele südeuropäische Fließgewässer werden zu temporären Bächen oder verschwinden ganz, während mitteleuropäische Fließgewässer unter anderem von steigenden Wassertemperaturen und verändertem Abflussverhalten betroffen sind. Allerdings ist das Wissen über konkrete, regionale Auswirkungen auf der Ebene einzelner Gewässer bisher gering. Die Konkretisierung dieses Wissens ist auch im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) von Bedeutung, da derzeit Maßnahmenpläne entwickelt und in den nächsten Jahren umgesetzt werden, die den bedeutenden Stressor Klimawandel nicht oder nur sehr unzureichend berücksichtigen. Für den zweiten und dritten Bewirtschaftungsplan nach der WRRL wird eine quantitative Abschätzung der Folgen des Klimawandels gefordert (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive).

Das Kooperationsvorhaben KLIWA der Länder Baden-Württemberg, Rheinland Pfalz und Bayern sowie des Deutschen Wetterdienstes (DWD) untersucht seit 1998 die regionalen Auswirkungen der Klimaänderung auf die Wasserwirtschaft in Süddeutschland. Ziel des Vorhabens ist die Erarbeitung fundierter Kenntnisse über die Entwicklung des Wasserhaushaltes, insbesondere im Zusammenhang mit möglichen Klimaveränderungen, um eine auf Nachhaltigkeit gegründete Planung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen zu ermöglichen. Im Rahmen des Teilbereiches Klimawandel und Gewässerqualität wurde die vorliegende Studie zum Thema: „Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung“ beauftragt. In deren Rahmen werden großmaßstäbliche Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität vor der Gebietskulisse der drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz regionalisiert und konkretisiert. Das Projekt verfolgt die folgenden Ziele:

- veröffentlichte und unveröffentlichte Studien mit Relevanz für den süddeutschen Raum zu erfassen und einer Auswertung zugänglich zu machen;
- großmaßstäbliche Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität vor der Gebietskulisse der drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz zu regionalisieren und zu konkretisieren;

- bereits beobachtete sowie zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen die sich aus der Literatur ableiten lassen darzustellen;
- auf Grundlage der Recherche eine erste Sensitivitätsuntersuchung und Vulnerabilitätsabschätzung von Biozönosen und Gewässertypen vorzunehmen;
- weiteren Forschungsbedarf zu definieren;
- relevante Studien über eine Webseite aufzubereiten und allgemein verfügbar zu machen.

1.2 Vorgehensweise

Das Projekt bestand aus vier Projektteilen: (1) Literaturrecherche, (2) Weiterführende Auswertung und Bewertung der Literaturrecherche, (3) Expertenworkshop und (4) Aufbau einer Webseite.

Dieser Abschlussbericht gliedert sich in Anlehnung an die durchgeführten Arbeitsschritte wie folgt, wobei die Ergebnisse des Expertenworkshops hier nicht im Detail vorgestellt werden, aber insbesondere in Kapitel 3 und 4 Berücksichtigung finden:

Kapitel 2: Vorstellung der durchgeführten Literaturrecherche, die veröffentlichte und unveröffentlichte Literatur mit Relevanz für den süddeutschen Raum erfasst und ausgewertet hat.

Kapitel 3: Auf der Basis dieser umfangreichen Literaturrecherche werden Wirkungsketten modifiziert, die als Grundlage für die Einschätzung der Gefährungsdisposition ausgewählter Fließgewässertypen im KLIWA-Raum dienen. Die Ergebnisse werden in Bezug auf bereits beobachtete und im Hinblick auf zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen (auch im Sinne der WRRL) beurteilt.

Kapitel 4: Eine erste Abschätzung der Vulnerabilität von Fließgewässerbiozönosen und Sensitivitätsanalyse der Empfindlichkeit des bestehenden Bewertungsverfahrens nach WRRL auf mögliche Änderungen durch den Klimawandel. Dies erfolgt auf zwei Ebenen: Einer großräumigen Auswertung für die KLIWA-Region, nur für Fließgewässer des FG-Typs 5 (silikatische Mittelgebirgsbäche) und durch die detaillierte Auswertung ausgewählter repräsentativer Gewässer aus vier Fließgewässertypen.

Kapitel 5: Zusammenstellung bereits eingewanderter Neozoen und Neophyten und „Anwärter“, die mit dem Klimawandel in Zusammenhang stehen.

Kapitel 6: Aufzeigen von Wissenslücken und des weiteren Forschungsbedarfs.

Kapitel 7: Vorstellung der Webseite.

Kapitel 8: Zusammenfassung.

2. Literaturrecherche

2.1 Grundlagen der Literaturrecherche

Die Literaturrecherche hat zum Ziel, veröffentlichte und unveröffentlichte Studien mit Relevanz für den süddeutschen Raum zu erfassen und einer Auswertung zugänglich zu machen. Alle Zitate wurden im Literaturverwaltungssystem Endnote geführt. Neben allgemeinen bibliographischen Angaben wurde auch – soweit verfügbar – eine Kurzfassung aufgenommen.

Das Vorgehen bei der Literatursuche wird im Folgenden kurz beschrieben.

1. Abfrage relevanter Gutachten bei den Landesbehörden und nachgeordneten Behörden bis auf die Ebene der Wasserwirtschaftsämter sowie bei den Flussgebietskommissionen. Es fanden auch einige Gutachten zu den Themen thermische Belastung (z.B. durch Kraftwerke) und Restwasser Berücksichtigung.
2. Abfrage der Einzugsgebietsmanagementpläne bei den dafür zuständigen Institutionen.
Die Abfrage dieser beiden Punkte erfolgte für die KLIWA-Bundesländer über die jeweiligen Ansprechpartner, da es den Rücklauf verbessert, Fragen bündelt und die Abstimmung innerhalb von Behörden erleichtert, falls nicht freigegebene Berichte betroffen sind. Ansprechpartner aus benachbarten Bundesländern (Thüringen, Hessen, Saarland, Nordrhein-Westfalen, Sachsen) und Nachbarstaaten (Österreich, Schweiz, Frankreich und Tschechien) wurden zusätzlich kontaktiert und um Zusendung relevanter Studien und Berichte gebeten.
3. Recherche relevanter internationaler Literatur nach einem vorgegebenen System von Suchbegriffen im Web of Science. Sofern relevant werden auch die Literaturstellen, die bereits für die Website www.climate-and-freshwater.info aufbereitet wurden, berücksichtigt. Neben den Zitaten aus der Datenbank aus www.climate-and-freshwater.info wurde nach (zumeist englischsprachiger) internationaler Literatur im „ISI Web of Knowledge“ und der Datenbank SCOPUS gesucht. Die Suche erfolgte nach bestimmten relevanten Stichwortkombinationen über die „Search within results“-Funktion in beiden Datenbanken. Nach Ausschluss verschiedener irrelevanter Publikationen wurde die folgende Reihenfolge der Stichworte verwendet: climate change > Staat/Land > river OR stream > Parameter > Organismengruppe.
Bei einem Großteil der so recherchierten Literatur fehlt der regionale Bezug. Zudem werden sehr viele Ergebnisse mit paläoklimatischem Hintergrund angezeigt.
4. Recherche nationaler Literatur in frei verfügbaren Datenbanken (SCOPUS) und bei ausgewählten Zeitschriften.

Die folgenden Zeitschriften wurden berücksichtigt: Archiv für Hydrobiologie, Decheniana, Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, DGL-Mitteilungen, Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Lauterbornia, Natur und Heimat, Natur und Landschaft, Natur und Museum und andere Publikationen der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Naturwissenschaften, Pollichia, Spixiana, Wasser und Abfall, Wasser und Abwasser, Wasser und Boden und Publikationen des ATV-DVWK. Da die meisten dieser Publikationen keine elektronischen Inhaltsverzeichnisse besitzen oder indiziert sind, wurden die Inhaltsverzeichnisse nach relevanten Artikeln durchsucht, und die in der Datenbank berücksichtigten Texte gescannt.

5. Recherche von Diplomarbeiten und Dissertationen bei Universitäten in der Region.

Dissertationen wurden über das bundesweite Informationssystem www.dissonline.de gesucht. Zusätzlich wird eine Internetrecherche durchgeführt um Universitäten mit entsprechenden Arbeitsgruppen zu lokalisieren, danach wurden auf den Dissertationsservern der jeweiligen Universitäten entsprechende Abschlussarbeiten recherchiert. Relevante Diplom- und Masterarbeiten wurden über die Professoren und/oder Prüfungsämter der entsprechenden Hochschulen angefordert.

Insgesamt wurden 228 Literaturzitate in die Datenbank mit aufgenommen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Anzahl und prozentualer Anteil verschiedener Referenzarten in der Literaturdatenbank.

Referenzart	Anzahl	Prozent
Fachartikel (international und national)	101	44%
Berichte	32	14%
Abschlussarbeiten (Diplom, Dissertation)	89	39%
Andere (Präsentationen)	4	2%
Bücher	2	1%

2.2 Datenbankstruktur und Schlagwortsystem über Wirkungsketten

Die Informationen wurden in zwei Datenbanken gespeichert, die über ein eindeutiges ID-Feld miteinander verknüpft werden. **Für jedes Zitat** wurde in einer Literaturdatenbank (Endnote) standardisierte bibliographische Angaben gespeichert wie Autoren / Herausgeber, Titel, Jahr, Verlag, Seitenzahlen und zumeist auch Zusammenfassungen. Alle anderen Informationen wurden in einer Access-Datenbank abgelegt. Für jedes Zitat wurden nach Möglichkeit geographische Informationen aufgenommen, z.B. Angaben zu einzelnen Fließgewässern oder Fließgewässertypen, Staaten oder Bundesländer, Höhenangaben oder Einzugsgebietsgrößen.

Als Grundlage für die Bearbeitung wurden in einem vorbereitenden Schritt Wirkungsketten zwischen dem Klimawandel und dessen Konsequenzen für die Biozönose erstellt (Abbildung 1). Die Wirkungsketten basieren auf einem Schema, das im Projekt Euro-Limpacs (<http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk/>) erarbeitet wurde; sie berücksichtigen gleichermaßen direkte Folgen des Klimawandels (etwa über Temperaturerhöhung und verändertes Abflussverhalten) und indirekte Auswirkungen über Verstärkung bzw. Abschwächung vorhandener Belastungsfaktoren, wie z.B. der Eutrophierung. Endpunkt der Wirkungsketten sind jeweils einzelne Metrics, die derzeit zur Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer herangezogen werden. Im Rahmen der Literaturstudien wurden nicht nur Arbeiten berücksichtigt, die die direkten Auswirkungen klimatischer Veränderungen berücksichtigen, sondern am Rande auch solche, die Facetten des Klimawandels imitieren, wie z.B. Auswirkungen thermischer Belastungen (z.B. durch Kraftwerke) oder geringer Restwasserdotierungen.

Die einzelnen Veränderungen werden getrennt für biotische Komponenten (Fische, Makrozoobenthos, aquatische Flora, Phytoplankton) kategorisiert, um abzubilden wie gut der Zusammenhang mit dem Klimawandel belegt ist.

2.2.1 Wirkungsketten und -beziehungen

Bereits zu Beginn der Literaturrecherche stellte sich heraus, dass nur sehr wenige Studien die komplette Wirkungskette von der Klimaänderung bis hin zu biozönotischen Folgen betrachten. Es wurden daher auch solche Studien berücksichtigt, die nur Teile einer Wirkungskette betrachten, z.B. die Beziehung zwischen klimatischen Änderungen und dem Abflussverhalten oder die Beziehung zwischen geänderten Abflussverhalten und der Fischzönose – solche Teile der **Wirkungsketten** werden zur Abgrenzung im Folgenden als **Wirkungsbeziehungen** bezeichnet. Durch dieses Vorgehen wurde das Ziel verfolgt, die relevanten, aber nicht vollständig untersuchten Wirkungsketten später aus den einzelnen Wirkungsbeziehungen zu kombinieren. Aus dem Wirkungsketten-Schema sind die berücksichtigten Schlagworte ersichtlich (Begriffe in den Kästchen, Abbildung 1).

Für jedes relevante Literaturzitat können beliebig viele Wirkungsbeziehungen dokumentiert werden, die in dem jeweiligen Zitat untersucht wurden. Zu jeder Wirkungsbeziehung werden zumeist kategoriale Angaben gemacht über

- die Wirkungsbeziehung selbst, durch Auswahl vorgegebener Begriffe gemäß den Elementen im vorgeschlagenen Wirkungsschema
- eine detailliertere Beschreibung, falls nötig
- Art der Aussage: quantitativ oder qualitativ
- die Richtung des Effektes: positiv / negativ / neutral / unbekannt
- das Ausmaß: groß / mittel / klein / kein Effekt / unbekannt; ggf. werden Effekte quantifiziert

- die Wahrscheinlichkeit des Eintreffens dieses Effektes: groß / mittel / klein / kein Effekt / unbekannt
- den Zeitraum der Vorhersage: 2009 (aktuelle Studien) / 2027 / 2050 / 2100, ggf. können auch Anfangs- und Endjahre angegeben werden. Das Jahr 2027 wurde gewählt, da der „gute ökologische Zustand“ aller Gewässer gemäß der WRRL spätestens bis 2027 erreicht sein muss.

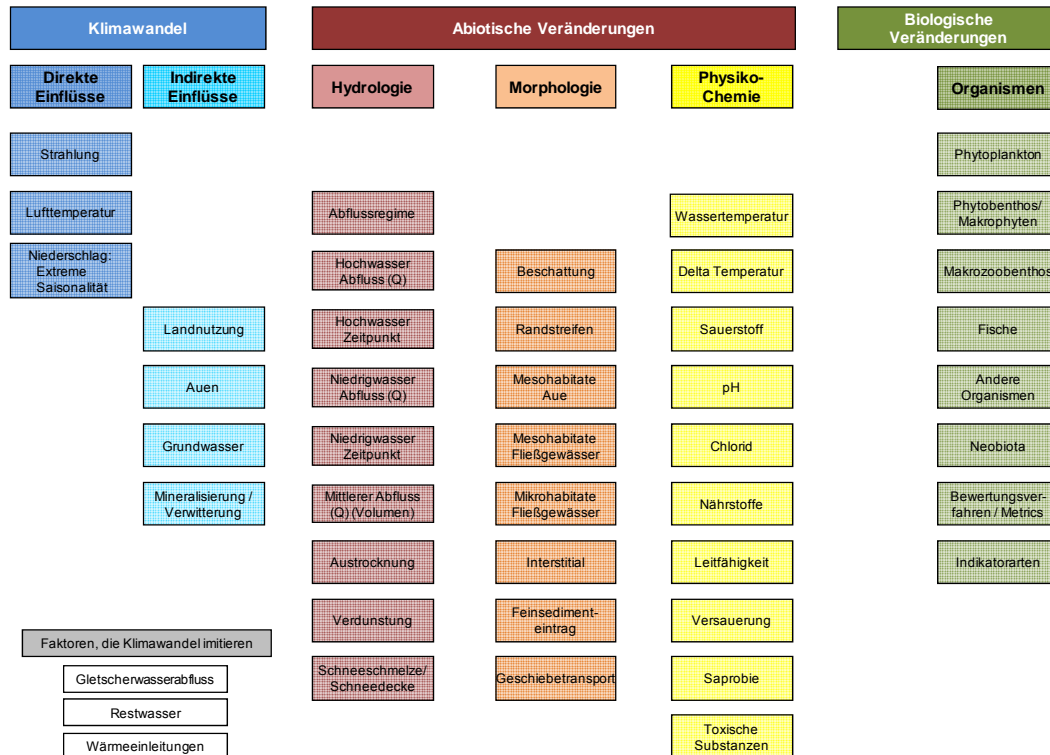


Abbildung 1: Datenbankstruktur und Schlagwort-System.

3. Aus- und Bewertung der Literaturrecherche – Wirkungsketten

3.1 Bereits beobachtete und zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen

3.1.1 Überblick

In den 228 berücksichtigten Zitaten werden 888 Wirkungsbeziehungen beschrieben (Tabelle 2).

Am besten sind die übergeordneten abiotischen Wirkungsbeziehungen dokumentiert, z.B. Wechselwirkungen verschiedener klimatischer Parameter (Temperatur, Niederschlag, Strahlung etc.) oder die Auswirkungen auf die hydrologischen Bedingungen in Fließgewässern. Die meisten Ursache-Wirkungsbeziehungen wurden für die Organismengruppe Makrozoobenthos gefunden (211), gefolgt von Fischen und Phytobenthos/Makrophyten (je über 60) und Phytoplankton (26).

Die meisten Ergebnisse wurden in Freilandstudien erhoben, standardisierte Ansätze in Mesokosmen, Fließrinnen oder im Labor wurden deutlich seltener genutzt (Tabelle 3). Um Aus-

sagen über zukünftige Veränderungen zu erhalten, wurden Modellierungsansätze gewählt. Die meisten Studien kamen eher zu qualitativen Ergebnissen, rund ein Fünftel aller Beziehungen zeigten quantitative Ergebnisse. Die bereits erfolgten Veränderungen sind dabei deutlich häufiger dokumentiert, als dass zukünftige prognostiziert wurden.

Tabelle 2: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen sortiert nach Häufigkeiten in der Datenbank. Die genannten Begriffe summieren die Anzahl aller dokumentierten Wirkungsbeziehungen unter dem jeweiligen übergeordneten Stichwort (vergleiche zweite Zeile in Abbildung 1); die Organismengruppen werden jedoch getrennt aufgeführt.

		Wirkungen												
		Hydrologie	Klimawandel_direkt	Andere	Makrozoobenthos	Neobiota	Physiko-Chemie	Fische	Andere Organismen	Klimawandel_indirekt	Phytoplankton	Klimawandel_imitiert	Phytobenthos/Makrophyten	Morphologie
Ursachen	Klimawandel_direkt	122	11	30	16	15	12	11	11	6	3	1	-	-
	Andere	6	3	6	6	4	5	14	2	1	1	-	1	-
	Morphologie	-	-	5	22	2	7	10	12	-	2	-	15	4
	Physiko-Chemie	1	-	4	122	15	32	32	31	-	17	-	26	-
	Hydrologie	-	-	1	32	2	4	18	9	2	2	-	13	-
	Klimawandel_indirekt	3	-	-	8	-	8	18	1	1	1	-	4	-
	Klimawandel_imitiert	1	-	-	5	-	2	4	1	1	-	-	2	-
	Summe Wirkungen	133	113	46	211	38	70	107	67	11	26	1	61	4

Tabelle 3: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen in Bezug auf vier EG-WRRL-relevante Biokomponenten, für Methodik, Aussagequalität und abgedeckte Zeiträume.

	Fische	Makrozoobenthos	Makrophyten / Phytobenthos	Phytoplankton
Methodik				
Datenanalyse	-	6	-	2
Dauerbeobachtung	-	-	2	-
Experiment	1	3	1	2
Fließrinnenexperiment	-	12	4	-
Freilandstudie	49	109	49	7
Genetische Analyse	-	6	-	-
Laborstudie	2	22	-	7
Lebenszyklustest	-	31	-	-
Literaturstudie	3	1	-	-
Mesokosmen	-	15	3	-
Metaanalyse	1	-	-	-
Mikrokosmen	-	1	-	3
Modellierung	11	5	2	5
Qualität der Aussage				
Qualitativ	56	172	49	21
Quantitativ	11	39	12	5
Zeitraum				
bereits erfolgte Veränderungen	57	202	59	19
Veränderungen bis 2027	-	-	-	-
Veränderungen bis 2050	5	4	-	1
Veränderungen bis 2100	4	3	-	6
k.A.	1	2	2	-

Es stellte sich als schwierig heraus, konkrete Aussagen in Bezug auf biologische / ökologische Reaktionen zu erhalten, dementsprechend waren Angaben zu Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Veränderungen ebenfalls kaum zu finden. Auch in Bezug auf konkrete Gewässertypen ist die Untersuchungsbasis nur dünn.

3.1.2 Direkte und indirekte Klimaveränderungen

Die vorliegende Studie geht von bereits erfolgten bzw. zukünftigen Veränderungen des Klimas aus, wie sie z.B. vom IPCC (2007) bzw. in regionalisierter Form vom KLIWA-Konsortium (LUBW 2006) beobachtet und prognostiziert werden. Während es im Winter wärmer und feuchter wird, sollen die Sommer trockener ausfallen. Es wird eine Verschiebung des hydrologischen Regimes prognostiziert, d.h., im Winter werden häufigere und stärkere Hochwasserereignisse und im Sommer verstärkt Niedrigwassersituationen erwartet. Dieser Teil der

Wirkungsketten ist auch in der Datenbank mit etwa 25% der belegten Wirkungszusammenhänge gut dokumentiert. Eine Lücke klafft jedoch bei der Verbindung zwischen ultimativen klimatischen und hydrologischen Faktoren zu proximalen Parametern des aquatischen Lebensraumes – es gibt z.B. nur 12 Studien zur Veränderung der physikochemischen Bedingungen durch den Klimawandel, und auch die Verbindung zwischen klimabedingten Veränderungen der Hydrologie und der Morphologie ist nicht dokumentiert. Die hohe Anzahl der dokumentierten physiko-chemischen Wirkungsbeziehungen sind auf umfangreiche ökotoxikologische Studien zurück zu führen, die aber einen nur wenig ausgeprägten Bezug zum Klimawandel haben. Auch Studien, die sich mit den klimawandel imitierenden Faktoren befassen, wie Restwasserdotierungen oder die Auswirkungen von Wärmeeinleitungen, sind in nur geringem Umfang enthalten, da Literatur insbesondere dann ausgewertet wurde, wenn ein direkter Zusammenhang zum Klimawandel bestand.

Die folgenden Zusammenfassungen zu prognostizierten Auswirkungen auf Fische, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos und Phytoplankton wurden entweder gem. verfügbarer Literatur – dann mit Angabe von möglichen Referenzen – oder aus den Ergebnissen des Expertenworkshops im Oktober 2009 in Würzburg (Jähnig et al. 2010) zusammengestellt.

3.1.3 Auswirkungen auf Fische

In Abbildung 2-A sind die Parameter zusammengefasst, die Veränderungen in der Fischgemeinschaft erklären oder sich auf einzelne Fischarten beziehen. Temperaturänderungen als direkter Einfluss des Klimawandels werden durch insgesamt 13 Wirkungsketten belegt (Temperatur, Wassertemperatur und Wassertemperatur_Maximum). Diese beschreiben vor allem ein vermehrtes Fischsterben als Folge von höheren Wassertemperaturen (Reinartz et al. 2007) und Trockenperioden sowie ein vermehrtes Auftreten von Krankheiten (z.B. Proliferative Nierenkrankheit bei Bachforellen (Burkhardt-Holm 2009) und die Rotaalseuche (IKSR 2004). Gut belegt ist die generelle Reduktion an kaltstenothermen Arten (Buisson et al. 2008, Mehlig & Rosenbaum-Mertens 2008), wohingegen Warmwasserarten und toleranten Arten die Fähigkeit neue geeignete Abschnitte kolonisieren zu können zugesprochen wird. Einige Referenzen beschreiben eine Verschiebung von Forellenpopulationen flussaufwärts in den letzten zwei Jahrzehnten. Generell ist die Verschiebung von Salmoniden zu Cypriniden als Folge der höheren Wassertemperaturen bekannt (z.B. Graham & Harrod 2009, Buisson & Grenouillet 2009). Eurytherme Cypriniden können bei sich erwärmenden Wassertemperaturen flussaufwärts wandern, wohingegen Salmoniden zurückgedrängt werden.

Es ist zu beachten, dass sich der Hauptteil der Zitate mit artspezifischen Auswirkungen beschäftigt, d.h. die meisten Referenzen beziehen sich in ihrem Thema auf eine spezielle Art.

Die Effektrichtung ist zu zwei Dritteln als negativ eingestuft worden, d.h. der Hauptteil der gefundenen Referenzen beschreibt einen negativen Effekt des Klimawandels bzw. indirekter Einflüsse auf die Biokomponente Fische. Des Weiteren geben über 80% der Wirkungsketten kategorische Ergebnisse, in Form von Tendenzen an.

Die sieben Referenzen, die sich mit zukünftigen Auswirkungen des Klimawandels auf Fische anhand von Prognosemodellen beschäftigen, haben ebenfalls die Einflüsse von Temperaturänderungen zum Thema. So wird auch zukünftig bis zum Jahr 2100 mit einer längszonalen Verschiebung der Fischregionen in Quellrichtung zu rechnen sein. Dies führt zu Konkurrenz mit dort vorhandenen Kaltwasserarten. Laut einem Modell für die Verbreitung diadromer Fische aus Europa, Nordafrika und dem Mittleren Osten sind Temperatur und/oder Niederschlag die entscheidenden witterungsbedingten Faktoren für deren Verbreitung (Lassalle & Rochard 2009). Allerdings kann die Durchgängigkeit die Verbreitung von Fischen in erheblichem Maße beeinflussen, z.B. durch Stauanlagen oder einfache Abstürze. Nach Kolbinger (2002) behindern bereits Abstürze von 0,5m bei Mittelwasserabfluss die meisten Fischarten beim Aufstieg.

Insgesamt sind mit neun von insgesamt 67 Wirkungsbeziehungen nur wenige zukünftig zu erwartende Änderungen bezüglich der Fischgemeinschaften in Mitteleuropa beschrieben, so dass hier weiterer Forschungsbedarf besteht. Nach einer umfangreichen Modellierung der Fischdiversität aus Frankreich ist von einem generellen Anstieg in der Diversität auszugehen, wobei sich die Artenzusammensetzung ändern wird (vor allem in Ober- und Mittellauf von Gewässern) und kaltstenotherme Salmoniden durch eurytherme Cypriniden verdrängt werden (Buisson & Grenouillet 2009). Gleichzeitig sagen die Autoren zukünftige Vereinheitlichung der Fischgemeinschaft voraus. Quellpopulationen werden sich dabei mehr differenzieren (wobei manche Arten lokal aussterben), wohingegen Populationen im Mittel- und Unterlauf sich durch Einwanderung ähnlicher Arten mehr homogenisieren werden. Weitere Effekte könnten sich z.B. durch die Verschiebung der Laichzeitpunkte, der Laichplätze, bei der Gonadenreife, Ei- und Larvenentwicklung, bis hin zu Änderungen der Abundanzen ergeben (pers. Komm. A. Kolbinger), konnten aber nicht mit der (regionalen) Literatur belegt werden.

Im Projekt FishClim in Österreich wurden in einer Modellierung die Auswirkungen der Klimaveränderungen auf die Fischfauna explizit prognostiziert (Schmutz et al. 2004). Das Modell sagt eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung der Fischfauna und eine längszonale Verschiebung der Fischregionen nach flussaufwärts voraus. Somit würden einige Fischarten wie die Äsche und die Bachforelle nach flussaufwärts zurückgedrängt. Besonders stark könnte hier der Lebensraum für die Äsche verringert werden. Die Ausbreitung nach oben wird aber durch Gewässerdimension, Abfluss, Gefälle und andere Faktoren begrenzt.

Neben der Temperatur ist auch der Abfluss als eine Ursache für Änderungen in der Fischgemeinschaft aufgeführt. So wird vorhergesagt, dass ein reduzierter Abfluss bis zu 75% der lokalen Fischdiversität bis 2070 auslöschen kann – diese Wirkungskette ist jedoch nur durch eine Referenz belegt (Xenopolous et al. 2005).

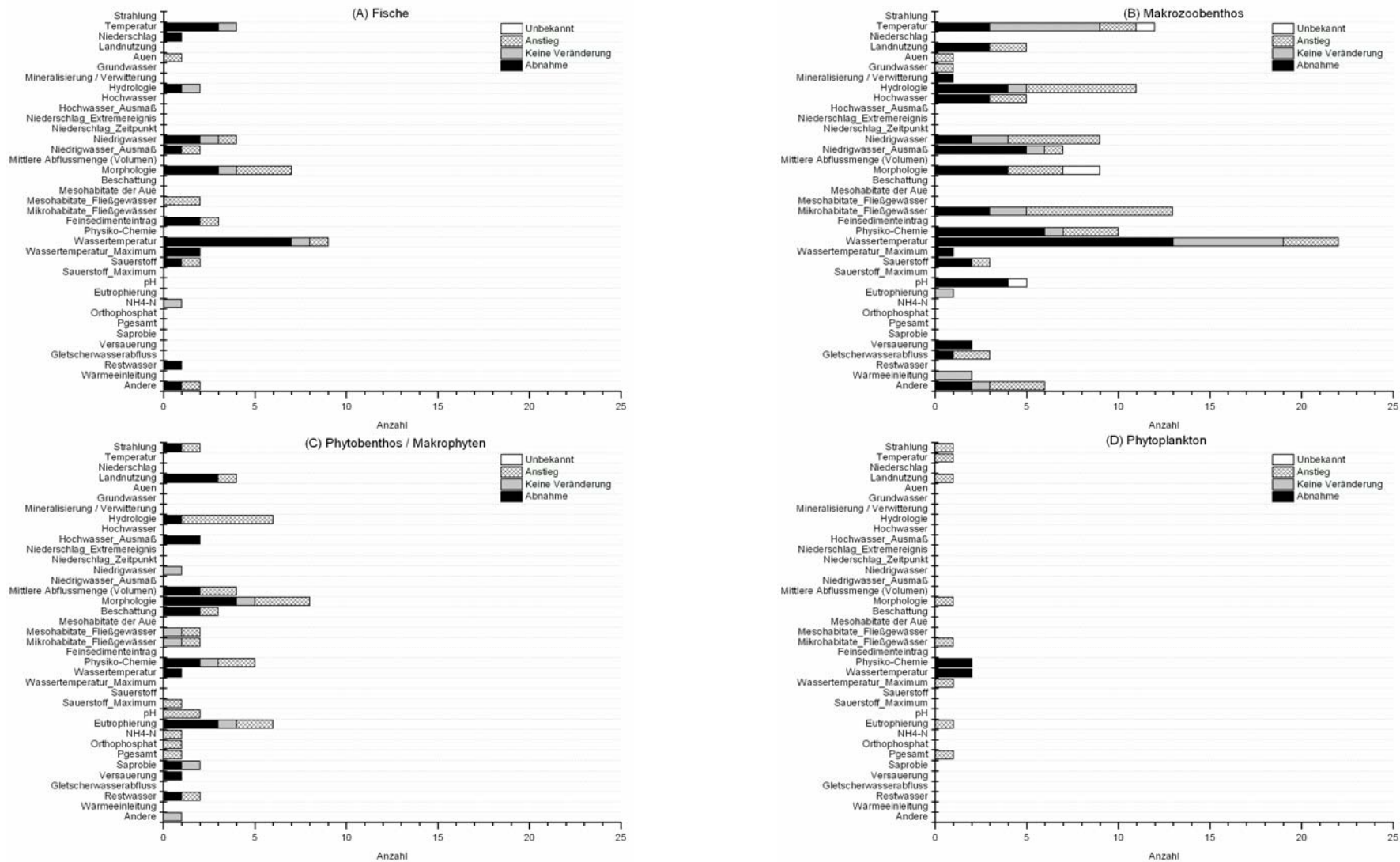


Abbildung 2: Anzahl der Wirkungsbeziehungen und deren Effektrichtung auf die vier EG-WWRL-relevanten Biokomponenten in Abhängigkeit von den wirkenden Faktoren (ohne Toxische Substanzen / Pestizide, da mit geringem direkten Bezug zum Klimawandel). Beispiel: in der Organismengruppe „Fische“ wurde für den Parameter „Wassertemperatur“ sieben mal ein negativer Einfluss dokumentiert, z.B. lösten hohe Temperaturen Fischsterben aus, oder es wurde eine Verschiebung der Fischgemeinschaft in Quellrichtung, verbunden mit Stress dort vorhandenen Kaltwasserarten prognostiziert oder zunehmenden Krankheiten. Im Gegensatz dazu könnten südliche, thermophile Fischarten vom Klimawandel profitieren, d.h. ein Anstieg wurde dokumentiert. Uneindeutige oder hoch variable Resultate wurden in der Kategorie „keine Veränderung“ geführt.

3.1.4 Auswirkungen auf Makrozoobenthos

Über 200 Wirkungsbeziehungen wurden in Bezug auf Makrozoobenthos beschrieben. Rund ein Drittel (75) befasst sich mit Auswirkungen von toxischen Substanzen und Pestiziden. Bei den aufgenommenen Studien handelte es sich primär um ökotoxikologische oder pharmazeutische Studien, die vor allem indirekte Wirkungsbeziehungen wahrscheinlich erscheinen lassen, z.B. eine potentielle Wirkungsverstärkung durch geänderte Landnutzung, vermehrte Abschwemmung bei Starkregenereignissen, verschiedene Bepflanzungsintensitäten, gestiegene Temperaturen, oder Prozesse innerhalb von Nahrungsketten (Dawo 2005, Gebauer 2007, Schirling 2005, Sutter 2005, Wirzinger 2008, Bauer 2001). Eine detaillierte Betrachtung würde den Rahmen der vorliegenden Studie sprengen, so dass diese Parametergruppe nicht weiter berücksichtigt wurde. Von den verbleibenden 130 Beziehungen gehen 46% von einem negativen Einfluss auf das Makrozoobenthos aus (Abbildung 2-B), z.B. bedingt durch den Rückgang sensitiver oder rheophiler Arten (Beckmann 2002), verringerte Kompensationsfluglängen oder entstehenden Konkurrenzdruck durch Neozoenetablierung (Schöll 2007, Groß 2003). Zunahmen, also ein positiver Effekt, werden für 35% der Beziehungen beschrieben, z.B. durch gestiegene Abundanzen von Chironomiden, Gammariden oder dem häufigeren Auftreten wärmeliebender Arten, z.B. *Physella acuta*, *Dugesia tigrina* (LUBW 2004, Daufresne et al. 2007). Es ist anzunehmen, dass diese Zunahmen in der Regel jedoch eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes in einem Gewässerabschnitt bewirken. Für 20% der Wirkungsbeziehungen war keine Aussage zur Wirkung möglich oder die Wirkung war stark variabel und nicht abschätzbar. Am häufigsten wurden die Wirkungen auf klimawandelbedingten Anstieg von Wassertemperaturen, Veränderungen der hydrologischen Gegebenheiten und Veränderungen in Habitaten zurückgeführt.

Nur sieben Wirkungsbeziehungen beschreiben zukünftig zu erwartende Qualitätsänderungen beim Makrozoobenthos, diese basieren auf Modellierungsergebnissen und Freilandstudien und sagen zumeist einen negativen Einfluss auf das Makrozoobenthos voraus. Als Gründe hierfür werden z.B. aufgeführt,

- dass erhöhte Winterwassertemperaturen zum vorzeitigen Abbruch eines Ruhestadiums oder zu veränderten Entwicklungszeiten führen (Mehlig & Rosenbaum-Mertens 2008; Fischer 2003, Ladewig 2004)
- dass mehr Generationen pro Jahr auftreten (gestiegener Voltinismus; Braune et al. 2008)
- dass bei extrem heißen Sommertemperaturen mit Muschelsterben gerechnet werden muss, wie im Sommer 2003 aufgetreten (LUBW 2004)
- dass eine Verschiebung der Lebensgemeinschaften entlang des Fließgewässerlängsverlaufes auftritt, mit der Gefahr der „Gipfelfalle“ für kaltstenotherme Organismen (Cordellier 2009, Lorenz & Graf 2008).

Hinsichtlich des Makrozoobenthos werden kleinere Gewässer als besonders gefährdet eingeschätzt, besonders in Regionen mit geringem Niederschlag wenn Austrocknungsgefahr besteht.

3.1.5 Auswirkung auf Makrophyten / Phytobenthos

Für die Biokomponente Makrophyten / Phytobenthos haben weniger der direkte Einfluss sich ändernder Wassertemperaturen als indirekte Einflüsse wie Morphologie, Hydrologie und Landnutzung einen hohen Erklärungsanteil an einer sich verändernden Gemeinschaft (Abbildung 2-C). So erschweren strukturelle Defizite und Verbau der Sohle oder des Ufers das Aufkommen von Gefäßmakrophyten, rheophile Moose profitieren hingegen in manchen Fällen von einem technischem Verbau (Meilinger 2003). Strömungsberuhigte Bereiche und Flachwasserzonen stellen wichtige Lebensräume vor allem für Helophyten dar (Meilinger 2003).

Als weiterer, stark strukturierender Faktor wird das Abflussgeschehen und der damit verbundene Geschiebetransport angesehen. Vor allem bei Hochwasser wird in erhöhtem Maße Sediment bewegt, was sich sowohl auf das Phytobenthos wie auf Makrophyten negativ auswirkt (Sailer 2005, Ibisch 2004).

Bei einer Trockenperiode wie z.B. im Sommer 2003 und einer damit einhergehenden Zunahme der Wassertemperatur wurde eine starke Zunahme sowohl des Phytoplanktons als auch der Makrophyten beobachtet (BfG 2006). Vor allem Diatomeen vermehrten sich stark. Weitere Nebeneffekte waren „biogene Entkalkung“ und Schaumbildung durch den sich stark ändernden Sauerstoffhaushalt im Gewässer. Neben der Verkrautung der Gewässer muss auch von einer starken Zunahme von Blaualgen ausgegangen werden (IKSR 2004).

Für Makrophyten / Phytobenthos machte keines der relevanten Zitate eine Aussage über zukünftige Änderungen bis zu den Jahren 2027, 2050 oder 2100. Man kann jedoch unter verschiedenen Szenarien von unterschiedlichen Reaktionen der Makrophyten und des Phytobenthos ausgehen. Dies spiegelt sich auch in der Effektrichtung wider. Positive und negative Auswirkungen halten sich in etwa die Waage.

3.1.6 Auswirkungen auf Phytoplankton

Für die Biokomponente Phytoplankton wurden insgesamt nur 12 Wirkungsbeziehungen beschrieben (inklusive toxische Substanzen / Pestizide: 21), knapp 60% davon beschreiben „positive“ Auswirkungen im Sinne einer Verbesserung der Lebensbedingungen des Phytoplanktons (Abbildung 2-D); die in der Regel allerdings eine Abnahme der ökologischen Qualität bewirken. Hier sind z.B. die Zunahme der Biomasse (Weidendorfer 2008, Ducharme 2008) oder eine vermehrte Algenentwicklung durch reduzierte Muschel-Filterleistung bei hohen Temperaturen (Christmann 2007) genannt. Als Gründe werden u.a. die Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit (Wagenschein 2006), eine zunehmende Photosyntheseleistung durch erhöhte Nährstoffgehalte oder erhöhte Temperaturen genannt (Zebisch et al.

2005). Ein Experiment zeigte aber auch, dass Temperaturerhöhung einen negativen Einfluss auf die Phytoplankton-Biomasse, die mittlere Zellgröße und den Anteil an Mikroplankton-Diatomeen haben kann und damit über die Nahrungskette einen geringeren Energietransfer von Primärproduzenten zu Fischen erwarten lässt (Sommer & Lengfellner 2008).

Nur sieben Wirkungsbeziehungen beschreiben zukünftig zu erwartende Qualitätsänderungen; diese basieren ausschließlich auf Modellierungsergebnissen und sagen zumeist eine Zunahme z.B. der Chlorophyll-Konzentrationen voraus, bedingt durch geringere Abflüsse, gestiegene Temperaturen und Eutrophierungsprozesse (Wagenschein 2006, Stadthagen 2007, Ducharme et al. 2007, Quiel et al. 2008, Zebisch et al. 2005). Diese dokumentierten Veränderungen decken sich mit den unveröffentlichten Ergebnissen aus dem KLIWA-Expertenworkshop (Jähnig et al. 2010) zur Veränderung bezüglich des Phytoplanktons: dabei sind die drei Fließgewässertypen 9.2 (Große Mittelgebirgsflüsse), 10 (Ströme) und 21_S (Seeausflüsse) betroffen (Fließgewässertyp 10 wird als empfindlicher eingestuft als 9.2). Es wird davon ausgegangen, dass trophische Belastungen durch Extremereignisse (Niederschlag, Abfluss) und damit verbundenem erhöhten Eintrag von Nährstoffen aus der Fläche verstärkt werden. Bei Fließgewässertyp 10 wird insbesondere die Konkurrenz von Phytoplankton mit Makrophyten bei höheren Temperaturen und sich eventuell erhöhenden Sedimentfrachten genannt (Zebisch et al. 2005).

3.2 Bewertung und Überarbeitung der Wirkungsketten

Auf Grundlage der Literaturrecherche und aus den Ergebnissen des Expertenworkshops lassen sich Ergänzungen und Änderungen bei den Wirkungsketten ableiten (Anhänge A-C). Generell erwies sich die Literaturrecherche als nützlich, um prinzipielle Grundmuster zu identifizieren, nicht jedoch zur Beschreibung durchgehender Wirkmechanismen. Hierfür sind vor allem die Ursache-Wirkungs-Lücken zwischen Hydrologie und Morphologie sowie Klimawandel und Physiko-Chemie verantwortlich. Für den Untersuchungsraum relevante Ergänzungen auf Seiten der abiotischen Parameter betreffen die Punkte „Abflussregime“, „Schneesmelze / -decke“ und „Verdunstung“. Wie auch von Berg et al. (2010) bemerkt und während des Expertenworkshops diskutiert, ist es zu kurz gegriffen, Auswirkungen des Klimawandels nur auf einzelne Arten zu beziehen; vielmehr müssten biotische Interaktionen wie z.B. Nahrungsnetze, Verschiebungen in den Nahrungsnetzen oder match-mismatch-Phänomene berücksichtigt werden. Die Relevanz dieser Punkte ist unstrittig, doch da sie in der Literatur kaum angesprochen sind, wurden sie noch nicht in die Wirkungsketten mit aufgenommen. Übereinstimmend für alle Organismengruppen stellte es sich in der Literaturrecherche als schwierig heraus, die Informationen bestimmten Fließgewässertypen zuzuordnen, da die meisten Arbeiten entweder artspezifische Beschreibungen oder generelle Modellierungen beinhalteten. Aus der Literatur lassen sich demnach keine Fließgewässertyp-spezifischen Wirkungsketten extrahieren. Es lassen sich jedoch für Gruppen von Fließge-

wässertypen bestimmte Faktorengruppen beschreiben, die eine Erarbeitung von Wirkungsketten in Bezug auf die längszonale Lage (Ober-, Mittel-, Unterlauf) zulässt.

3.2.1 Wirkungskette „Oberlauf“

z.B. Fließgewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche oder Fließgewässertyp 1.1: Bäche der Kalkalpen

In den Oberläufen der Gewässer haben die mit der Lufttemperatur verbundenen Verdunstungsprozesse sowie saisonale Veränderungen des Temperatur- und Wasserhaushaltes einen großen Einfluss. Der prognostizierte Anstieg der Wassertemperatur wirkt sich durch die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten nur gering auf den Sauerstoffhaushalt aus. In den Oberläufen stellt das Abflussregime (nival oder pluvial) eine entscheidende Steuergröße dar. Insbesondere für nival geprägte Abflussregime ist die zeitliche Verschiebung der Schneeschmelze bedeutsam, da Schneelagen das Abflussgeschehen puffern. Tritt die Schneeschmelze früher ein oder bildet sich im Winter keine Schneedecke kann eine frühzeitige, längere Erwärmung des Gewässers die Folge sein. Negative Auswirkungen auf Mikrohabitate, Interstitial und Sedimenteintrag sind bei regional veränderten Niederschlags- und Abflussbedingungen möglich.

Die Veränderungen wirken sich vermutlich am deutlichsten auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna aus, da beide Gruppen empfindlich auf Erwärmungen und Austrocknung reagieren. Dies gilt insbesondere für Bäche und kleine Flüsse der Kalkalpen, die eine hohe Anzahl an Endemiten (Makrozoobenthos) und kalt-stenothermen Arten aufweisen, aber auch für feinsedimentreiche kleine Gewässer (FG-Typ 5.1) mit kalt-stenothermen Pflanzenarten.

3.2.2 Wirkungskette „Mittellauf“

z.B. Fließgewässertyp 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Zu den Mittelläufen waren die wenigsten Informationen verfügbar. Auf Grund häufig intensiver Landnutzung spielt Eutrophierung eine Rolle, die sich auf Grund des Klimawandels durch vermehrte Extremereignisse (Niederschlag, Abfluss) und nachfolgende Erosions- und Abschwemmungsprozesse noch verstärken dürfte. Gewässer im Alpenvorland werden vom veränderten Abflussregime (nival → pluvial) betroffen sein, verbunden mit höheren Winterabflüssen, höheren Sedimentfrachten und geringen Abflüssen im Sommer sowie höheren Temperaturen. Höhere Temperaturen könnten die Etablierung von Neozoen begünstigen, die bisher eher in den mündungsnahen Bereichen vorkamen und können sich zu einer thermischen Barriere für wandernde Fischarten (z.B. Lachs, Meerforelle, Maifisch) entwickeln. Der Klimawandel dürfte im Mittellauf bei den Fischen besonders deutliche Auswirkungen zeigen, indem in den Bereichen des Hyporhithrals / Epipotamals (sommerkühl / leicht sommerwarm) die kaltstenothermen Arten wegfallen und nur eurytherme Arten übrig bleiben. Von der zunehmenden Eutrophierung dürften vor allem die Makrophyten „profitieren“ (bis hin

zu starker Verkrautung), wobei hiermit häufig eine Abnahme der ökologischen Qualität verbunden ist.

3.2.3 Wirkungskette „Unterlauf“

z.B. Fließgewässertyp 10: Kiesgeprägte Ströme

Bedingt durch die vielfältig wirkenden Faktoren und Nutzungen in großen Einzugsgebieten stellen sich die Wirkungsbeziehungen in den Unterläufen der Fließgewässer komplexer dar als in den Ober- und Mittelläufen. Eindeutige Reaktionen in eine Richtung (Verstärkung/Abschwächung) können oft nicht abgeleitet werden, da bei Untersuchungen häufig gegensätzliche Phänomene beobachtet wurden. Direkte Effekte des Klimawandels, wie z.B. Temperaturerhöhungen treten in ihrer Bedeutung hinter komplexe Phänomene zurück, die durch aktuelle „Startbedingungen“ (z.B. Stoffkonzentrationen) und deren Saisonalitäten, eine stärkere Vernetzung im Fluss-Auen-Gefüge oder anthropogene Nutzung gesteuert werden. Im Gegensatz zu den Ober- und Mittelläufen ist vor allem in staugeregelten Abschnitten der mögliche Sauerstoffmangel ein wichtiger Faktor.

In den Unterläufen sind in größerem Maße die pflanzlichen Biokomponenten durch klimatische Veränderungen betroffen, z.B. durch intensivere Strahlungseinwirkung und Stoffeinträge. Die Verschiebung des Zeitpunktes von Hochwasserabflüssen hat erheblichen Einfluss auf das Makrophyten-Wachstum. Zudem wird seit einigen Jahren, durch Schifffahrt und anthropogene Nutzung verstärkt, eine erhebliche Veränderung in den Lebensgemeinschaften durch einwandernde Neobiota beobachtet, so dass biologische Wechselwirkungen abiotische Effekte überlagern.

4. Abschätzung der Betroffenheit

Die Ableitung und Anpassung der Wirkungsbeziehungen (Kapitel 3) ermöglicht eine erste Einschätzung der Gefährdungsdiskposition von Gewässertypen bzw. Fließgewässerregionen, mögliche Änderungen der ökologischen Qualität sind der Literatur jedoch kaum zu entnehmen. Bestimmte Lebensgemeinschaften sind durch klimatische Veränderungen besonders gefährdet, z.B. Biozönosen mit einem hohen Anteil von Taxa mit kleinräumiger Verbreitung, Kaltstenothermie oder einer Präferenz für Quellregionen (Hering et al. 2007). Es ist bislang jedoch nicht untersucht, welche Auswirkungen klimatische Veränderungen auf den ökologischen Zustand von Fließgewässern haben. Dies soll in einem ersten orientierenden Ansatz im Folgenden für verschiedene Organismengruppen anhand einer groben Vulnerabilitätsabschätzung und Sensitivitätsanalyse beleuchtet werden. Die Vorgehensweise zeigt keine konkret zu erwartenden Veränderungen. Vielmehr wird aufgrund von angenommenen Klimawandelszenarien abgeschätzt, ob sich generelle, durch den Klimawandel zu erwartende Veränderungen in der Biozönose in der Zustandsbewertung nach WRRL niederschlagen

können. Die Analysen werden auf zwei Ebenen durchgeführt, zum einen großräumig für die gesamte KLIWA-Region (Fließgewässertyp 5), zum anderen für ausgewählte Beispielgewässer.

Auf Grund fehlender konkreter, detaillierter oder allgemeingültiger Angaben zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Organismengruppen wurden jeweils plausible Annahmen über Veränderungen in den Lebensgemeinschaften getroffen. Die vorgestellten Prognosen basieren somit nicht auf Fakten, sondern auf Annahmen und zeigen somit mögliche Auswirkungen dieser Annahmen. Das Ergebnis liefert jedoch wertvolle Hinweise darauf, in welche Richtung klimatische Veränderungen auf die bestehenden Bewertungsverfahren wirken können.

4.1 Großräumige Analyse Fließgewässertyp 5

Für biologische Daten der Probestellen des Fließgewässertyps 5 erfolgt eine großräumige Auswertung in der gesamten KLIWA-Region. Die Datengrundlage hierfür bilden bereits vorhandene Daten aus dem UBA-Projekt „Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie“ sowie vom Land Baden-Württemberg extra zur Verfügung gestellte Daten. Für Makrozoobenthos wurden 107 Proben und für Makrophyten 16 Stellen des Typs MRS (Proben nur aus Bayern verfügbar) ausgewertet. Basierend auf der Literaturstudie und der Experteneinschätzung wurden begründete Annahmen hinsichtlich möglicher Veränderungen getroffen. Zur ersten Abschätzung, ob und wie stark sich diese möglichen Veränderungen in der Zustandsbewertung niederschlagen, wurde in Form von jeweils zwei fiktiven Annahmen eine Modifikation von Artenlisten vorgenommen. Die Annahmen berücksichtigen generelle Wirkungszusammenhänge, basieren jedoch nicht auf konkreten Klimafaktoren, wie z. B. einer definierten Erhöhung der Gewässertemperatur. Im Anschluss erfolgte eine Neuberechnung der Scorewerte, die für die Bewertung des ökologischen Zustandes verwendet werden. Die getroffenen Annahmen werden bei jeweiligen Organismengruppen beschrieben.

4.1.1 Makrozoobenthos

Sowohl Veränderungen der Temperatur, als auch Abflussveränderungen und damit assoziierte Veränderungen der Gewässerchemie können das Makrozoobenthos beeinflussen (Kapitel 3.1.4). Doch bisher verfügbare Informationen sind nicht ausreichend um mögliche Auswirkungen des Klimawandels abzubilden. Daher wurde stellvertretend für andere ökologische Eigenschaften, die die Klimawandel-Sensibilität bedingen wie z.B. Kaltstenothermie, Temperaturpräferenzen oder regional begrenztes Vorkommen (Lorenz und Graf 2008, Hering et al. 2007) die unterschiedlichen längszonalen Präferenzen vom Makrozoobenthos genutzt, um Veränderungen an den Taxalisten herbeizuführen. Die längszonale Präferenz der Taxa als Proxy für andere ökologische Eigenschaften wurde gewählt, da sie relativ gut mit Temperatur-Präferenzen korreliert (Tabelle 4), jedoch den Vorteil hat, dass deutlich mehr

Taxa eingestuft sind (560 Taxa der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006), im Vergleich zu 115 für die Angaben bzgl. der Temperaturpräferenzen).

Tabelle 4: Spearman Rang Korrelationen der Einstufung zur längszonalen Präferenz mit Einstufungen zu Temperaturpräferenzen (N=115) für Taxa der operationellen Taxaliste, für die Einstufungen gem. der *Freshwater-Ecology* Datenbank vorliegen. Rot markierte Zellen sind statistisch signifikant mit $P < 0,05$.

	eukrenal	hypokrenal	epirhithral	metarhithral	hyporhithral	epipotamal	metapotamal	hypopotamal	litoral	profundal
Temperaturpräferenz										
sehr kalt	0,01	0,10	0,37	0,32	-0,03	-0,26	-0,12	0,11	-0,04	-0,05
kalt	0,18	0,33	0,41	0,35	0,03	-0,25	-0,20	0,10	-0,34	-0,09
moderat	-0,06	0,21	0,30	0,39	0,24	-0,07	0,02	0,20	-0,30	0,15
warm	-0,10	-0,01	0,01	0,23	0,12	0,27	0,36	0,11	-0,28	-0,08
eurytherm	-0,11	-0,26	-0,35	-0,31	-0,01	0,12	-0,05	-0,22	0,44	-0,07

Die Modifikationen wurde folgendermaßen vorgenommen:

Annahme 1 beruht darauf, dass vor allem die kaltstenothermen Arten des Oberlaufs aus dem Eukrenal bis Epirhithral betroffen sind. Demnach wurden die Abundanzen von Arten gemäß ihres Verbreitungsschwerpunkt im Oberlauf reduziert. Der Reduktionsfaktor, wird aus der Summe der längszonalen Einstufungen abgeleitet [$\text{Einstufung}_{\text{eukrenal}} + \text{Einstufung}_{\text{hypokrenal}} + \text{Einstufung}_{\text{epirhithral}}$]; z.B. Einstufung von *Leuctra* sp.: eukrenal = 1, hypokrenal = 1, epirhithral = 3 $\rightarrow \Sigma=5 \rightarrow$ Reduktion der Abundanz von *Leuctra* sp. um 50%. Wenn dadurch Abundanz < 1 wird, dann wird die Abundanz auf 0 gesetzt. Abundanzen von Taxa mit $\Sigma_{\text{krenal/rhithral}} \leq 5$ (also Taxa mit gering ausgeprägter oder ohne rhithral-Präferenz) bleiben unverändert. Der Reduktionsfaktor für die Abundanz wurde anhand plausibler Annahmen, letztendlich aber willkürlich gewählt. Durch das Verfahren ist somit kein Rückschluss auf eine bestimmte klimawandel-bedingte Temperaturveränderung möglich.

Für Annahme 2 wurden die Abundanzen von Arten analog reduziert, allerdings wurde zusätzlich die Präferenz für das Metarhithral mit berücksichtigt: [$\text{Einstufung}_{\text{eukrenal}} + \text{Einstufung}_{\text{hypokrenal}} + \text{Einstufung}_{\text{epirhithral}} + \text{Einstufung}_{\text{metarhithral}}$]; z.B. Einstufung von *Leuctra* sp.: eukrenal = 1, hypokrenal = 1, epirhithral = 3, metarhithral = 2 $\rightarrow \Sigma=7 \rightarrow$ Reduktion der Abundanz von *Leuctra* sp. um 70%. Wenn Abundanz dadurch < 1 wird, dann wird die Abundanz auf 0 gesetzt. Abundanzen von Taxa mit $\Sigma_{\text{krenal/rhithral}} \leq 5$ (also Taxa mit gering ausgeprägter oder ohne rhithral-Präferenz) werden verdoppelt.

Die veränderten Artenlisten wurden mit der Software Asterics v. 3.1.1 neu berechnet.

Für 85% der Stellen unter Annahme 1 und 75% unter Annahme 2 ergibt sich durch die Modifikationen keine Veränderung des ökologischen Zustandes. Es fanden sich leichte Unterschiede zwischen den getroffenen Annahmen: unter Annahme 1 führten die geringeren Scorewerte bei gut 15% der Probestellen zu einer Verschlechterung um eine Zustandsklasse, während unter Annahme 2 rund 24% um eine Klasse abfielen, eine Stelle (1%) verbesserte sich hingegen um eine Klasse. Am häufigsten veränderten sich Stellen, die ursprünglich mit „gut“ eingestuft waren. Ursprünglich mäßige Probestellen verschlechterten sich in 6% (Annahme 1) bzw. 8% (Annahme 2) der Fälle.

4.1.2 Makrophyten

Für die Abschätzung der Anfälligkeit der Makrophytenbewertung auf mögliche klimabedingte Änderungen wurde eine artenbasierte Auswertung gewählt, da die Artenlisten meist nicht mehr als zehn Arten umfassten. Der hier gewählte Ansatz ermöglicht wie beim Makrozoobenthos einen Eindruck, ob und bei welchen temperaturabhängigen Veränderungen im Bewertungsergebnis auftreten. Rückschlüsse auf ein konkretes Klimawandelszenario sind auch hier nicht möglich. Für jede Art wurden die Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (2001) ermittelt. Diese kategorisieren die Arten gemäß ihrer Ansprüche an Lichtverhältnisse, Temperatur, Kontinentalität, Feuchtigkeit, Säuretoleranz, Stickstoffangebot, Salztoleranz und Schwermetallresistenz. Die für diese Auswertung relevante Temperaturzahl umfasst neun Kategorien (von 1 – Kältezeiger bis 9 – Wärmezeiger). Ausgehend von der Annahme einer Temperaturerhöhung wurden die Pflanzenmengen der Arten gemäß der Temperatur-Zahl verändert. Die meisten Arten waren in die Kategorien 3 bis 6 eingeteilt.

Für die Auswertung wurden wiederum zwei fiktive Annahmen getroffen. Bei Annahme 1 wurde die Pflanzenmenge (gem. Schaumburg et al. 2006) der Art mit der höchsten T-Zahl nach Ellenberg um 1 erhöht, die Pflanzenmenge der Art mit der niedrigsten T-Zahl um 1 verringert. Bei Annahme 2 wurde die Pflanzenmenge der Art mit der höchsten T-Zahl um 2, mit der zweithöchsten T-Zahl um 1 erhöht. Die Art mit der niedrigsten T-Zahl wurde aus der Artenliste entfernt. Die Pflanzenmengen von Arten mit indifferenter Einstufung in die T-Zahl nach Ellenberg wurden nicht verändert.

Zur Abschätzung der Veränderung wurde der Referenzindex für die veränderte Artenliste neu berechnet (Schaumburg et al. 2006). Die Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse für den jeweiligen Makrophytentyp wurden Meilinger (2003) entnommen.

Für die großräumige Abschätzung der Anfälligkeit der Makrophyten wurden 16 Probenahmen aus Bayern (Typ MRS, ohne Diatomeen) ausgewertet. Für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz waren keine Daten vorhanden. Die Stellen waren als MRS-Typ (entspricht im Wesentlichen Typ 5) eingestuft und weisen im Mittel einen Referenzindex (RI) von 62 auf; nach Schaumburg et al. (2006) entspricht dies einem sehr guten ökologischen Zustand. Unter beiden Szenarien ergaben sich die gleichen Veränderungen: der Hauptteil der Stellen

(87,5%) erfährt keine Veränderung im ökologischen Zustand (Abbildung 4). Für jeweils eine Stelle ergab sich eine Verbesserung um eine Zustandsklasse bzw. eine Verschlechterung um eine Klasse (entspricht 6,25%). Auch wenn sich die ökologische Zustandsklasse nicht veränderte, erniedrigte sich der Referenzindex bei Annahme 2 deutlich mehr als bei Annahme 1.

Bei Berechnung der Annahmen (insbesondere bei Annahme 2) kam es in vier Fällen dazu, dass in der Artenliste nur eine Art aufgeführt war, bzw. dass sich die Artenliste auf nur eine Art reduzierte; der RI wird dann formelbedingt zu 100, und würde somit einen sehr guten Zustand anzeigen. Eine ähnliche Problematik tritt bei Artenlisten auf, in der alle Arten gleich eingestuft sind.

4.2 Detaillierte Analyse der Fließgewässertypen 1.1, 5, 9.1 und 10

Neben der großräumigen Analyse wurde eine detaillierte Auswertung für repräsentative Gewässer durchgeführt. Wie bereits im Punkt 4.1 ausgeführt, handelt es sich hier nicht um eine klimaszenarienbasierte und modellgestützte Ökosystembetrachtung sondern um eine Sensitivitätsanalyse, mit dem Ziel, zu eruieren ob und in welchem Maße sich mögliche klimabedingte Änderungen bei den entsprechenden Zönosen auf die Bewertungsergebnisse auswirken können. Für diese Auswertung wurden Daten aus dem Monitoring für die Wasserrahmenrichtlinie für alle Biokomponenten von den Bundesländern bereit gestellt. Basierend auf der durchgeführten Literaturstudie und Experteneinschätzung wurden Annahmen hinsichtlich möglicher Veränderungen getroffen, die in Form von jeweils zwei Modifikationen der Artenlisten führten. Veränderungen der Artenlisten wurden z.B. durch Verringerung der Abundanz bis hin zum Streichen von kaltstenothermen Arten der Oberläufe oder von Oligotrophie-indizierenden Taxa erreicht. Diese veränderten Artenlisten wurden mit den Standardbewertungsverfahren zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ausgewertet, um Auswirkungen auf den ökologischen Zustand abzuschätzen.

4.2.1 Die Beispielgewässer

Tabelle 5 gibt einen Überblick der bearbeiteten Gewässer von vier in Süddeutschland besonders relevanten Fließgewässertypen. Die Auswahl der Gewässer oblag den Auftraggebern.

Zumeist war je eine Taxaliste pro Biokomponente verfügbar; für das Makrozoobenthos im Fließgewässertyp 1.1 lagen sechs Taxalisten vor (seit 2005); für Typ 9.1 wurden zwei Artenlisten zum Makrozoobenthos zur Verfügung gestellt. Die Taxaliste für Typ 10 entspricht einer gepoolten Probe aus 17 Teilproben.

Tabelle 5: Überblicksinformationen zu den Beispielgewässern.

Gewässer	Isar	Gründel- bach	Schwarz- bach	Neckar	Oberrhein	
Lage	Mittenwald oh. Brücke & uh. Ried-Alm	uh. Mündung Thalbach	oh Rau- schenbach Mündung	in Aistaig / bei Epfendorf	Rhein-km 497 - 529: Mainz bis Bingen	
Gewässerabschnitt	Rechtswert	4444243	2619363	3409279	5353192/ 3468269	3435691/ 3448080
	Hochwert	5254432	5557726	5462232	5345486/ 3470407	5542157/ 5541336
	Bundesland	BY	RP	RP	BW	RP, HE
	Typ_MZB	1.1	5.0	5.1	9.1	10
	Typ_MP	MRK	-	MRS	-	MG
	Typ_D	D1.1	-	5	-	D 10.2
	Typ_FI	Ref.-zön. 155	Typ 5 A	-	-	10 Auspr. D
	Typ_P	-	-	-	-	10.1
Physiko-Chemie	pH (Jahres-MW)	8,3 - 8,4	7,3	7,7**	-	7,9**
	Temp (Jahres-MW) (°C)	5,6 - 7,6	9-10*	9,3**	-	14,4**
	O ₂ (Jahres-MW) (mg/l)	11,0 - 11,6	12,1	11,7**	-	10,1**
	BSB5 (mg/l)	0,6 - 0,8	1,7	1,6**	0,9 - 1,9	1,7**
	TOC (mg/l)	1,3 - 1,6	-	1,1**	-	2,2**
	Chl_a (µg/l)	-	-	-	-	4,9**
	LF (µS/cm)	189 – 219	280	88**	-	411**
Struktur	Strukturgüteindex	5	3,51	4,15	-	6,16
	mittlerer Abfluss (m ³ /s)	7,56	0,1	0,25	-	1600
	Fließgeschwindigkeit (m/s)	bis > 1	0,3-0,6	0,4 - 0,6	-	1-1,3
	Tiefe (m)	0,5 – 1	0,1	0,3 - 1,0	-	4

* Schätzwert

** Mittelwert 2005 – 2007

4.2.2 Fische

Fischarten zeigen natürlicherweise unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte im Längsverlauf der Fließgewässer ("Fischregionen"). Die mittlere Präferenz einer Art für eine bestimmte Fließgewässerregion wird z.B. durch den artspezifischen Fischregionsindex (FRI) beschrieben (Schmutz et al. (2004); Tabelle 6). Der Fischregions-Gesamtindex (FRI_{ges}) ist ein Maß dafür, welche Fischregion die nachgewiesene Fischartengemeinschaft repräsentiert, allerdings nicht ein Maß für die Temperaturtoleranz der einzelnen Art und bildet daher diese auch nur indirekt

und vor allem eingeschränkt ab. Der FRI_{ges} kann Werte zwischen 3,50 und 7,75 annehmen und geht als Bewertungsmetric im Fischbewertungssystem fiBS in die Gesamtbewertung ein.

$$FRI_{ges} = \frac{\sum_{i=1}^k \left(FRI_i \cdot \frac{n_i}{S^2_i} \right)}{\sum_{i=1}^k \frac{n_i}{S^2_i}}$$

mit: FRI_i = FRI der Fischart i;
 n_i = Anzahl der Individuen (oder Anteil) der Fischart i;
 S^2_i = S^2 (Fischregionsvarianz) der Fischart i.

Formel 1: Berechnung des FRI_{ges} in fiBS nach Dußling et al. (2007); Festlegung des FRI gem. fiBS.

Im Projekt FishClim konnte für Gewässer in Österreich eine positive Korrelation des Fischregionsindex (FRI_{ges} , im Gegensatz zum deutschen FRI ohne Hypopotamal) mit der Entfernung zur Quelle, Gewässerbreite, Einzugsgebietsgröße und der Wassertemperatur nachgewiesen werden (Schmutz et al. 2004). Das dort entwickelte Regressionsmodell zeigt eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung, die auf eine längszonale Verschiebung der Fischregionen flussaufwärts zurückgeht. Diese Verlagerung der Fischregionen soll bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts ein Ausmaß von 40 bis 50 km annehmen. Bei einer Erhöhung der mittleren Jahreswassertemperatur um 10 % wird dementsprechend eine Erhöhung des FRI um +0,37 Regionen in österreichischen Gewässern erwartet. Dabei wäre vor allem die Rhithralfauna betroffen. Aufgrund dieser Korrelation wurde der FRI_{ges} als Faktor für die Vulnerabilitätsabschätzung ausgewählt.

Für den Zeitraum 1976 bis 2001 wurde am Beispiel der Mur ein einfaches Regressionsmodell erstellt, das den Zusammenhang zwischen Wassertemperatur, Fischregion und FRI_{ges} darlegt (Abbildung 5, nach Schmutz et al. 2004).

Tabelle 6: Fischregionen und Fischregionsindex (FRI_{ges}) und Zuordnung der mittleren Jahreswassertemperatur nach FishClim (Schmutz et al. 2004).

Bioregion	Fischregion	Fischregionsindex	T (°C)
Epirhithral	Obere Forellenregion	3	4,2
Metarhithral	Untere Forellenregion	4	5,8
Hyporhithral	Äschenregion	5	7,4
Epipotamal	Barbenregion	6	9,0
Metapotamal	Brachsenregion	7	10,6
Hypopotamal	Kaulbarsch-/Flunderregion	8	12,2

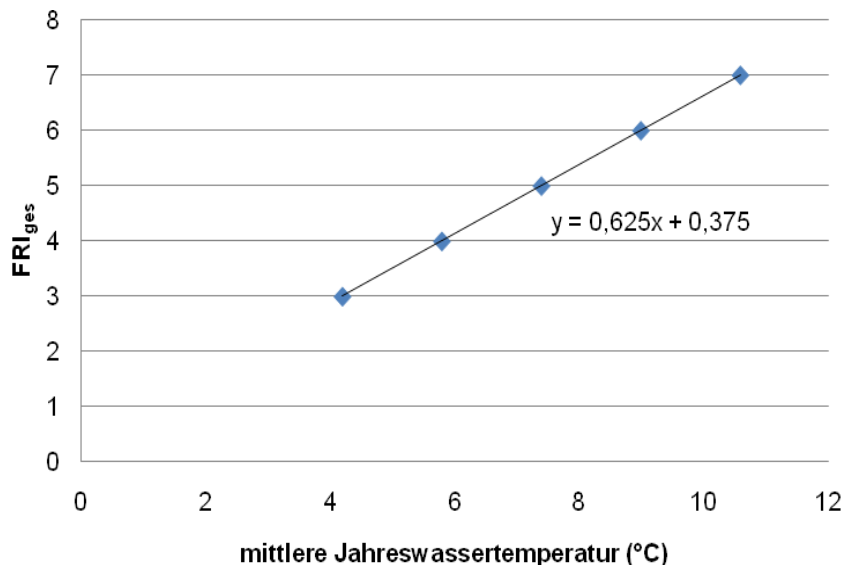


Abbildung 3: Lineare Beziehung zwischen mittlerer Jahreswassertemperatur und FRI_{ges} (verändert nach Schmutz et al. 2004).

Ausgehend von dieser einfachen linearen Regression ließ sich eine zukünftige Verschiebung des FRI_{ges} berechnen, unter der Annahme einer jahresdurchschnittlichen Temperaturzunahme um +0,8°C (bis 2050) und +2,3°C (bis 2100). Bei einer Temperaturzunahme um 0,8°C (bis 2050) würde sich der FRI im Mittel um +0,5 Regionen verschieben (Annahme 1), bei einer Zunahme um 2,3°C (bis 2100) um +1,4 Regionen (Annahme 2, Tabelle 7). So wurde von einer Temperaturerhöhung auf neue FRI_{ges}-Werte geschlossen.

Tabelle 7: Neu berechneter FRI_{ges} nach Schmutz et al. (2004) gemäß Temperaturveränderung. Mittelwert ohne FRI_{max} = 8 berechnet (in Süddeutschland irrelevante Zone des Hypopotamal).

Bioregion	Annahme 1 Zunahme T +0,8°C			Annahme 2 Zunahme T +2,3°C		
	T (°C)	FRI _{ges}	Differenz	T (°C)	FRI _{ges}	Differenz
Epirhithral	5	3,5	0,5	6,5	4,4	1,4
Metarhithral	6,6	4,5	0,5	8,1	5,4	1,4
Hyporhithral	8,2	5,5	0,5	9,7	6,4	1,4
Epipotamal	9,8	6,5	0,5	11,3	7,4	1,4
Metapotamal	11,4	7,5	0,5	12,9	8,0	1,0
	Mittelwert FRI _{ges}			Mittelwert FRI _{ges}		
			+ 0,5			+ 1,4

Eine längszonale Verschiebung der Artzusammensetzung geht demnach auf eine längszonale Verschiebung der Fischregionen flussaufwärts zurück. Die oberste Fischregion, das

Epirhithral (obere Forellenregion), wird möglicherweise in seiner Ausdehnung immer geringer oder könnte völlig verschwinden.

Bei diesem Ansatz zur Abschätzung der Vulnerabilität bezüglich Fische ist zu beachten, dass nur eine Veränderung der Wassertemperatur betrachtet wird. Andere Faktoren wie Abfluss, Strömungsverhältnisse, Physikochemie und Morphologie wurden außer Acht gelassen. In Hinblick auf eine Projektion der Ergebnisse auf die realen Gegebenheiten muss demnach bedacht werden, dass komplexe Beziehungen zwischen der Fischgemeinschaft und der Vielzahl an Umweltparametern bestehen und dass der FRI_{ges} nicht monokausal auf die Wassertemperatur bezogen werden kann. Hier sei erwähnt, dass für diese Vulnerabilitätsabschätzung der FRI_{ges} als einziger temperaturkorrelierter Metric des Bewertungssystems zur Verfügung stand.

Gemäß der Erhöhung des FRI_{ges} (Tabelle 7) wurden typspezifisch Einschätzungen zur Anfälligkeit vorgenommen.

Ein neuer FRI_{ges} -Wert von 8 würde mit diesem Ansatz eine Verschiebung vom Metapotamal ins Hypopotamal bedeuten, wovon wegen der Brackwassercharakterisierung im Hypopotamal praktisch allerdings nicht auszugehen ist. Vielmehr ist eine Verschiebung des FRI_{ges} von 7 auf 8 als eine Verschiebung innerhalb des Metapotamals zu interpretieren.

Für die im Projekt betrachteten Beispielgewässer bedeutet ein erhöhter FRI_{ges} eine größere Abweichung von der Referenz und daher eine Verschlechterung der Indexwerte zur Einstufung des Gewässerzustands bei steigenden Temperaturen (Tabelle 8).

Tabelle 8: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Fische; gelb = mäßiger Zustand, orange = unbefriedigender Zustand, rot = schlechter Zustand. Die Bewertung richtet sich nach der Abweichung des FRI_{ges} vom Referenzwert unabhängig von der Richtung und der tatsächlichen Temperaturtoleranz der Fischarten. Die Berechnung der Klassengrenzen für die Abweichung ist Dußling et al. (2007) zu entnehmen.

Fließgewässertyp	Typ 1.1	Typ 5	Typ 9.1	Typ 10
FRI_{ges} Referenz	4,01	3,78	5,61	6,47
FRI_{ges} derzeit	3,77	3,75	4,92	6,72
Punktevergabe laut fiBS	5	5	1	3
fiBS-Gesamtbewertung	2,36	2,45	1,37	2,48
Annahme 1 ($FRI_{ges} + 0,5$)	4,27	4,25	5,42	7,22
Punktevergabe laut fiBS	5	3	5	1
Annahme 2 ($FRI_{ges} + 1,4$)	5,17	5,15	6,32	8,12
Punktevergabe laut fiBS	1	1	1	1

Im Beispielsgewässer des Typ 10 (Rhein) ist eine deutliche Abnahme der Indexwerte zu erwarten. Der untersuchte Rheinabschnitt liegt in der untersten Oberrheinregion und ist schon in der Referenz als Potamal charakterisiert. Durch die angenommene Temperaturerhöhung

wird hier ein FRI_{ges} von 8 erreicht. Dies ist nicht als eine Verschiebung ins Hypopotamal, sondern als Verschiebung innerhalb des Metapotamals zu verstehen. Arten mit einem geringeren FRI-Wert (<6) wie Döbel, Hasel und Nase wären vordergründig von dieser Verschiebung am stärksten betroffen, wenn man nur vom artspezifischen FRI ausgeht. Diese Arten gelten jedoch als temperaturtolerant (Nase als eurytherme Art), wodurch sie sich eventuell trotz einer Verschiebung der Fischregion in diesem Bereich halten könnten. Arten wie Brachse, Güster und Kaulbarsch ($FRI > 7$) würden von einer solchen Verschiebung im Potamal profitieren.

Der Neckar als Beispielgewässer für Typ 9.1 zeichnet sich hingegen durch eine hyporhithrale Einstufung in der Referenz aus. Aus der Artenliste ergibt sich ein geringerer FRI_{ges} . In Annahme 2 würde sich der Gewässerabschnitt ins Epipotamal verschieben. Dies hätte keine Veränderung des Zustands zur Folge, der FRI_{ges} weicht nun deutlicher von der Referenz ab. In Annahme 1 hingegen nähert sich der FRI_{ges} der Referenz an, wodurch eine Erhöhung der Indexwerte im Bereich von fünf Zustandsklassen anzunehmen ist. Die Temperaturzunahme würde Arten mit einem FRI-Wert um 4 am stärksten negativ beeinflussen (Regenbogenforelle, Bachforelle, Groppe), wohingegen Arten mit einem FRI-Wert von 6 profitieren (Barbe, Döbel). Die dominierende Elritze könnte sich in diesem Gewässerabschnitt einen Rückgang in ihrer Population erfahren.

Für das Beispielgewässer Typ 5 (Gründelbach) wurde nur eine Fischart (Bachforellen) nachgewiesen und es lag eine mäßige Gesamtbewertung zugrunde. Gemäß der getroffenen Annahmen würde sich der FRI_{ges} in Richtung Meta-/Hyporhithral verschieben. Die Zuwanderung von anderen Arten (z.B. Äsche, Elritze) ist jedoch durch natürliche Felsabstürze in ihrer Ausbreitung flussaufwärts eingeschränkt, sodass eine Zuwanderung weiterer Arten nahezu ausgeschlossen werden kann. Demnach wäre es denkbar, dass die Bachforellenpopulation stabil bleibt.

In dem Beispielgewässer für Typ 1.1 dominiert die Bachforelle neben Bachsaibling, der Groppe und Seeforelle. Der FRI_{ges} lag bei 3,77, die Bewertung ergab einen mäßigen Zustand. Eine Verschiebung des FRI_{ges} gemäß der Szenarien ergibt eine Verschiebung in Richtung Hyporhithral (Äschenregion), wodurch ein Rückgang der Bachforelle ($FRI = 3,75$) denkbar ist. Bei Annahme 1 wäre die Abweichung von der Referenz jedoch geringer. Dies führt zu einem sehr guten Bewertungsergebnis (bezogen auf den FRI_{ges} , andere Bewertungsmetrics außer Acht gelassen). Der nur in geringer Anzahl vorkommende Bachsaibling könnte verdrängt werden, dies würde sich jedoch nicht positiv in der Bewertung bemerkbar machen, da der Bachsaibling als eingewanderte Art nicht in der Referenz enthalten ist. Groppe und Seeforelle, die einen $FRI > 4$ aufweisen, können durch die Verschiebung eventuell profitieren. Durch diese würde sich der Zustand nicht verschlechtern, da Bachforelle und Groppe Leitarten sind.

Durch die Verschiebung der Fischregionen wird eine Veränderung in der Artenzusammensetzung wahrscheinlich; dies ist jedoch quantitativ kaum abschätzbar. In diesem methodischen Ansatz muss des Weiteren bedacht werden, dass Daten aus Österreich zugrunde lie-

gen, für Deutschland wurde solch eine modellhafte Untersuchung bisher nicht durchgeführt. Des Weiteren hängt das Vorkommen bestimmter Fischarten nicht nur von der Temperatur, sondern ebenfalls von einer Vielzahl weiterer Faktoren wie Strömungsgeschwindigkeit, Vorkommen von Laichplätzen, Nahrungsangebot, Durchgängigkeit und Morphologie ab. Dennoch verschafft dieser Ansatz eine grobe Abschätzung über mögliche Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Fischgemeinschaft. Anzunehmen ist eine Verdrängung von kälteliebenden Arten mit einem geringeren FRI-Wert (unter 4) aus den Gewässertypen 9.1 und 10. Davon betroffen sind vor allem Bachforelle, Groppe und Äsche. Schmutz et al. (2004) stellten eine Verdrängung der Bachforelle nach flussaufwärts fest, deren Verbreitung jedoch durch andere Faktoren wie Gewässerdimension, Abfluss und Gefälle limitiert ist. Temperaturtolerantere Regenbogenforellen hingegen breiten sich weiter aus (Tabelle 9).

Tabelle 9: Mögliche Gewinner und Verlierer bestimmter Fischarten; Angaben nach Küttel et al. (2002) und Reinartz et al. (2007).

Gewinner	Optimumsbereich	Maximaltemperatur	Fortpflanzung
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	23° bis 26°C	35°C	12° bis 20°C
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	10° bis 22°C	30°C	2° bis 20°C
Verlierer	Optimumsbereich	Maximaltemperatur	Fortpflanzung
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	4° bis 18°C	26°C	6° bis 10°C
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	14° bis 17°C	30°C	1° bis 13°C
Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	10° bis 15°C	20°C	7° bis 14°C
Lachs (<i>Salmo salar</i>)	6° bis 20°C	29°C	0° bis 6°C

4.2.3 Makrozoobenthos

Für die detaillierte Analyse der vier Fließgewässertypen wurde ein der großräumigen Analyse vergleichbares Verfahren gewählt: die unterschiedlichen längszonalen Präferenzen vom Makrozoobenthos wurden stellvertretend für andere ökologische Eigenschaften wie z.B. Kaltstenothermie, Temperaturpräferenzen oder regional begrenztes Vorkommen genutzt, um - modellhaft - Veränderungen an den Taxalisten herbeizuführen. Für andere wichtige Einflussfaktoren, wie z.B. das Abflussgeschehen, lagen keine ausreichenden ökologischen Informationen vor, um mögliche Veränderungen nachvollziehbar in den Taxalisten abzubilden. Demnach stellt die vorliegende Untersuchung auch nicht die vernetzten Auswirkungen des Klimawandels auf die Fließgewässerbiozönose dar sondern zeigt auf, ob und wie angenommene längszonale Veränderungen in der Taxazusammensetzung sich auf das Bewertungsergebnis auswirken können.

Die Modifikationen wurden unterschiedlich für die rhithral-geprägten Fließgewässertypen 1.1, 5 und 9.1 und den potamal-geprägten Typ 10 vorgenommen (Tabelle 10). Für Fließgewässertyp 10 wurden die ECO-P-Werte, aus der PTI-Berechnung nach Schöll et al. (2005) herangezogen sowie die Angabe, ob es sich bei dem Taxon um eine Neozoe handelt (Tabelle 17, sowie pers. Komm. D. Früh). Die ECO-P Werte liegen zwischen 1 und 5; je höher der Wert, desto spezifischer ist das Taxon für die Fließgewässerslängszone Potamal und desto besser der indizierte Zustand. Neozoen werden vermutlich durch den Klimawandel begünstigt (Maue & Lorenz 2006, Schöll 2007), so dass für Annahme 2 ihre Abundanz erhöht wurde.

In fast allen Fällen kommt es durch die Veränderungen zu einem Absinken der Scorewerte im Modul „allgemeine Degradation“ (Tabelle 11). In vier Fällen – zumeist erst bei Annahme 2 – sinken die Scorewerte so weit ab, dass sich eine Veränderung der Zustandsklasse ergibt. Fließgewässertyp 10 (Rhein) zeigt hingegen keine schlechtere Bewertung. Erst eine völlige Eliminierung von Taxa mit ECO-P-Werte von 4 und 5 würde zu einem veränderten Bewertungsergebnis führen (Ergebnis nicht gezeigt). Die Probestellen aus Fließgewässertyp 1.1, die mehrfach beprobt wurden, zeigen unterschiedliche Verschiebungen im Bewertungsergebnis.

Tabelle 10: Veränderungen der Makrozoobenthos-Artenlisten gemäß zweier Annahmen.

FG-Typ	Annahme 1	Annahme 2
1.1, 5, 9.1	<ul style="list-style-type: none"> - Reduktion der Abundanzen von Arten gemäß ihres Verbreitungsschwerpunkt im Oberlauf: Reduktionsfaktor, wird aus Summe der längszonalen Einstufungen abgeleitet [Einstufung_{eukrenal} + Einstufung_{hypokrenal} + Einstufung_{epirhithral}]; z.B. Einstufung von <i>Leuctra</i> sp.: eukrenal = 1, hypokrenal = 1, epirhithral = 3 → $\Sigma=5$ → Reduktion der Abundanz um 50%. - wenn dadurch Abundanz <1 wird, dann wird die Abundanz auf 0 gesetzt - Abundanzen von Taxa mit $\Sigma_{krenal/rhithral} \leq 5$ (Taxa mit gering ausgeprägter oder ohne rhithral-Präferenz) bleiben unverändert. 	<ul style="list-style-type: none"> - Reduktion der Abundanzen von Arten gemäß ihres Verbreitungsschwerpunkt im Oberlauf: Reduktionsfaktor, wird aus Summe der längszonalen Einstufungen abgeleitet [Einstufung_{eukrenal} + Einstufung_{hypokrenal} + Einstufung_{epirhithral} + Einstufung_{metarhithral}]; z.B. Einstufung von <i>Leuctra</i> sp.: eukrenal = 1, hypokrenal = 1, epirhithral = 3, metarhithral = 2 → $\Sigma=7$ → Reduktion der Abundanz um 70%. - wenn Abundanz dadurch <1 wird, dann wird die Abundanz auf 0 gesetzt - Abundanzen von Taxa mit $\Sigma_{krenal/rhithral} \leq 5$ (Taxa mit gering ausgeprägter oder ohne rhithral-Präferenz) werden verdoppelt.
10	<ul style="list-style-type: none"> - Abundanzen von Taxa mit ECO-P-Wert von 4 und 5 werden um 30% reduziert (7 Taxa, mit mittlerer Abundanz von 0,2-14 Ind/m²) 	<ul style="list-style-type: none"> - Abundanzen von Taxa mit ECO-P-Wert von 4 und 5 werden um 60% reduziert - Abundanzen von Neozoen werden um 50% erhöht (13 Taxa)

Tabelle 11: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrozoobenthos an Hand der Ergebnisse des Moduls „allgemeine Degradation“ (allg. Degr.) und der ökologischen Zustandsklasse (alle Module). Org. = originale Taxaliste,.

	FG-Typ	1.1 (6 Proben)						5	9.1 (2 Stellen)	10 (PTI)	
Org.	Allg. Degr.	0,93	0,88	0,75	0,92	0,87	0,78	0,89	0,67	0,69	3,09
A1	Allg. Degr.	0,94	0,77	0,74	0,88	0,85	0,76	0,87	0,6	0,66	3,13
A2	Allg. Degr.	0,97	0,68	0,43	0,79	0,86	0,70	0,76	0,55	0,61	3,21

4.2.4 Makrophyten / Phytobenthos

Für die Einschätzung der Anfälligkeit des Phytobenthos wurden Daten zu Diatomeen herangezogen.. Generell ergaben sich aus der Literaturrecherche nur wenige Angaben zu den Auswirkungen des Klimawandels auf Diatomeen. Die Eutrophierung wird als wichtiger Faktor für die Artenzusammensetzung bei Makrophyten und Phytobenthos angegeben. Grundlage dieser Sensitivitätsanalyse war die Annahme, dass sich durch den Klimawandel die erosionsbedingten Nährstoffeinträge durch vermehrte Starkregenereignisse erhöhen. Demnach scheint es wahrscheinlich, dass sich die Bedingungen für Arten mit einem niedrigeren Trophiewert verschlechtern. Die Sensitivitätsanalyse untersucht, wie sich die angenommene Reduktion oligotropher Arten auf die Indexwerte des Bewertungssystems nach WRRL auswirkt. Im Vergleich zu den Biokomponenten Makrozoobenthos und Fische werden keine Temperatureinflüsse oder weitere direkte Klimafaktoren berücksichtigt.

Aufgrund der hohen Artenzahl in den Taxalisten wurde keine art-basierte Vulnerabilitätsabschätzung vorgenommen. Ausgehend von der Annahme erhöhter Nährstoffeinträge wurden in zwei fiktiven Annahmen Arten mit einem Trophiewert (TW) von <1,5 (Annahme 1) und einem TW von <2 (Annahme 2) aus der Artenliste gelöscht. Die veränderte Artenliste wurde anschließend mit dem Programm PHYLIB neu bewertet (Tabelle 12).

Tabelle 12: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Diatomeen

Diatomeentyp	D 1.1		D 5		D 9.1		D 10.2	
	MRK		MRS		MRK		MP(G)	
MP-Typ	MRK		MRS		MRK		MP(G)	
Ökoregion	Alpen		Mittelgebirge		Mittelgebirge		Mittelgebirge	
Trophie-Index (TI):	1,57	1,11	2,43	2,45	2,86	2,75		
Diatomeenindex	0,34	0,42	0,25	0,45	0,39	0,36		
TI Annahme 1 (A1)	2,30	2,84	2,71	2,86	2,94	2,79		
Diatomeenindex A1	0,22	0,15	0,17	0,27	0,28	0,33		
TI Annahme 2 (A2)	2,30	3,15	2,17	2,86	2,94	2,79		
Diatomeenindex A2	0,22	0,10	0,17	0,27	0,28	0,32		

Für den Diatomeentyp D 1.1 (Fließgewässertyp 1.1) lagen insgesamt drei Probenahmen an einer Probestelle vor, diese wurden einzeln ausgewertet. Hier ergab sich bei beiden getroffenen Annahmen eine Verringerung der Indexwerte in einem Umfang, der auch eine Änderung der Zustandsklasse bedingt. Das gleiche Ergebnis zeigte Typ 5. Die Ergebnisse der beiden Annahmen unterschieden sich dabei nicht. In den größeren Mittelgebirgsflüssen 9 und 10 wirkten sich die vorgenommenen Veränderungen in den Artenlisten deutlich schwächer aus, da dort vor allem Arten mit einem höheren TW (>2) vorkamen. Eutrophierungseffekte werden nach diesem Ansatz in größeren Mittelgebirgsflüssen, die sich bereits durch eine gewisse Eutrophierung auszeichnen, besser abgepuffert als in kleineren Gewässern. Der Wechsel in den unbefriedigenden Zustand in den kleineren Gewässern, die ursprünglich als „mäßig“ bewertet wurden, scheint jedoch unwahrscheinlich, da die Gewässer ein geringeres Eintragungspotential für Nährstoffe haben (siehe auch Kapitel 4.3).

Die Abschätzung der Anfälligkeit der Makrophyten erfolgte art-basiert nach derselben Methodik wie bei der großräumigen Analyse (siehe Kapitel 4.1). Ausgehend von einer Temperaturerhöhung wurden die Pflanzenmengen der Arten gemäß der Temperatur-Zahl nach Ellenberg (2001) gemäß zweier Annahmen verändert und der Referenzindex neu berechnet (Tabelle 13).

Tabelle 13: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrophyten;

MP-Typ	MRK	MRS	MRK	MP(G)
FG-Typ	1.1	5.1	9.1	10
RI originale Taxaliste	nicht bewertbar	100,0	-8,3	-94,8
RI Annahme 1	keine Einschätzung möglich, da nur eine indifferente Art	100,0	-8,3	-94,1
RI Annahme 2	-	100,0	-4,0	-90,0

In allen Gewässertypen ergaben sich keine Veränderungen in der Zustandsbewertung, bei MP(G) (Typ 10) und MRK (Typ 9.1) war jedoch eine leichte Verbesserung im RI festzustellen. In diesen beiden Gewässern kamen nur Makrophyten mit T-Zahlen 5 und 6 vor, Kenn-

zeichen einer von vornherein höheren Wassertemperatur. Die durchweg sehr gute Bewertung beim Typ MRS ist methodisch durch die Berechnungsformel des RI und die Artenliste bedingt (siehe Kapitel 4.1). Die Berechnungsformel für den RI kann Meilinger (2003) entnommen werden. Formelbedingt erreicht der RI 100, wenn keine Arten in der Artenliste vorhanden sind, die als Störarten (C-Arten) eingeteilt sind.

Es muss bei dieser Auswertung bedacht werden, dass neben der Temperatur auch andere Faktoren für die Verbreitung von Makrophyten eine wichtige Rolle spielen. Dazu gehören die Lichtverhältnisse, der Nährstoffgehalt und der Abfluss und die damit verbundenen Strömungsverhältnisse und Sedimentfrachten. Diese Faktoren können den Temperatureinfluss überlagern (dies trifft insbesondere auf größere Flüsse zu). Doch es fehlen konkrete Informationen, die in den konzeptionellen Modellen verwendet werden konnten.

4.2.5 Phytoplankton

Die Analysen für die Biokomponente Phytoplankton wurden nur für den Gewässerabschnitt des Rheins (Fließgewässertyp 10) durchgeführt. Generell wird wie bei der Betrachtung der Diatomeen angenommen, dass sich Nährstoffgehalte erhöhen, so dass von einer gewissen Gewässer-Eutrophierung ausgegangen werden kann, was steigende Chlorophyll-a-Gehalte bewirkt. Analog zu den anderen Organismengruppen ergaben sich aus der Literaturrecherche keine konkreten Angaben, wie sich durch den Klimawandel Chlorophyll a oder die Artenzusammensetzung verändert. Es wurde vereinfachend angenommen, dass Arten, die einen niedrigen Trophie-Status anzeigen weniger werden und sich der Chlorophyll-a-Gehalt erhöht. Diese beiden Aspekte werden in den verwendeten Szenarien berücksichtigt: der mittlere Chlorophyll-a-Gehalt (Gesamtpigment) wurde von ursprünglich 5,62 µg/l auf 10 (Annahme 1) und 15 µg/l (Annahme 2) erhöht. Desweiteren wurden Arten anhand ihres typspezifischen Indexwertes Potamoplankton (TIP) aus den Artenlisten gestrichen: Für Annahme 1 alle Taxa mit TIP < 1,5 (Chrysoflagellaten bis 10µm und *Ceratium hirundinella*) und für Annahme 2 alle Taxa mit TIP < 2 (Chrysoflagellaten bis 10µm, *Ceratium hirundinella*, *Fragilaria crotonensis* und *F. ulna* var. *acus* sowie zentrale Diatomeen von 20-45 µm Durchmesser). Mit diesen veränderten Taxalisten und erhöhten Gesamtpigmentgehalt wurde die Phytofluss-Bewertung nochmal ausgerechnet (Tabelle 14).

Tabelle 14: Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Phytoplankton; nur für Fließgewässertyp 10 ausgeführt.

	Gesamtindex	Gesamtpigment (µg/l)	Pennales (%) (& Bewertungseinstufung)	TIP
Originale Artenliste	2,04	5,62	8,18 (3)	2,62
Annahme 1	2,41	10,00	8,05 (3)	2,77
Annahme 2	2,69	15,00	6,99 (3)	2,85

Die Ergebnisse zeigen einen steigenden TIP und in Verbindung mit dem erhöht angegebenen Gesamtpigmentgehalt auch einen Anstieg des Gesamtindex. Der Anteil der Pennales war in der ursprünglichen Liste bereits auf einem niedrigen Niveau, so dass die Änderungen keine Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis haben. Innerhalb der Annahme 2 führt die Erhöhung des TIP auch zu einer Veränderung der Zustandsklasse

In Zukunft dürften durch die Weiterentwicklung des Gewässergütemodelles QSim (Quality Simulation; (Kirchesch & Schöl 1999) der BfG realistischere Prognosen der Planktonentwicklung möglich sein. Zudem befasst sich das Projekt KLIWAS mit den möglichen Einflüssen des Klimawandels auf die ökologische Integrität der Bundeswasserstraßen und wird u.a. die Entwicklung der Gewässergüte, insbesondere der Algen und der organischen Schwebstofffrachten, mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim simulieren.

4.3 Zusammenfassung und Bewertung der Sensitivitätsanalyse und ersten Vulnerabilitätsabschätzung

Die Ergebnisse der vorliegenden Literaturstudie zeigen, dass die Gewässerqualität als wasserwirtschaftliche Größe durch die prognostizierten Temperatur- und Niederschlagsveränderungen unmittelbar und mittelbar beeinflusst wird. Doch die ausgewertete Literatur erlaubte nicht die Ableitung von Szenarien, nach denen die Veränderungen konkret abgeschätzt werden können. Die Schaffung dieser Grundlagen erscheint damit als vordringliche Aufgabe und Grundvoraussetzung für belastungsfähige ökologische Vulnerabilitätseinschätzungen. Im Gegensatz zu den weit entwickelten klimatischen oder hydrologischen Modellen mussten für eine erste orientierende Analyse, basierend auf einem konzeptionellen Modell auf der Grundlage der Literaturangaben plausible Veränderungen angenommen und als „Annahmen“ vorgegeben werden. Damit konnten letztlich nur die Auswirkungen dieser plausiblen Veränderungen auf das Ergebnis der jeweiligen Zustandsbewertung im Sinne einer Sensitivitätsanalyse abgeschätzt werden.

Im Rahmen der großräumigen Analyse für den Gewässertyp 5 wurde primär die prognostizierte Temperaturveränderung indirekt durch eine angenommene Reduktion kälteliebender Taxa der Gewässeroberläufe berücksichtigt, da z.B. für hydrologische Veränderungen keine geeigneten Datengrundlage zur Modifizierung der Taxalisten verfügbar war. Die Metric-basierte Auswertung für zwei fiktive Annahmen ergab für das Makrozoobenthos, dass 15 bzw. 25% (Annahme 1 und 2) der Probestellen eine Erniedrigung der Scorewerte zur Ermittlung des ökologischen Zustand erfahren, die zu einer Änderung der Zustandsklasse führt. Die Auswertung für die Biokomponente Makrophyten ergab für je eine Stelle eine Verbesserung bzw. Verschlechterung um eine Zustandsklasse, wohingegen der Hauptteil der Stellen (87,5%) keine Veränderung in den zwei Szenarien erfuhr.

Für Beispielgewässer der Fließgewässertypen 1.1, 5, 9.1 und 10 wurde eine detaillierte Sensitivitäts- und Vulnerabilitätsabschätzung vorgenommen. Die für zwei „Annahmen“ aufgrund von angenommenen klimawandelbedingten Veränderungen durchgeführten Modifikationen bei den zur Verfügung gestellten Taxalisten bewirkten spätestens unter der weiterreichenden Annahme 2 in den meisten Fällen eine Veränderung der Indexwerte, die zu einer Änderung des Bewertungsergebnisses führt (Tabelle 15). Geht man in Folge des Klimawandels von einer Abnahme oder Verschwinden bestimmter Taxa aus (z.B. sensitive, nur regional verbreitete Taxa), wie durch die durchgeführten Modifikationen der Taxalisten dargestellt, dann kann, sofern keine Modifikationen an den Bewertungsverfahren erfolgen, durchaus von einer negativeren Bewertung der Gewässer ausgegangen werden.

Tabelle 15: Zusammenfassende Darstellung der Verschiebungen in Bewertungsergebnissen in ökologischen Zustandsklassen der vier detailliert untersuchten Fließgewässerabschnitte.

FG-Typ	1.1		5		9.1		10	
	A1	A2	A1	A2	S1	A2	A1	A2
Fische	1	-1	-	-	1	0	-1	-1
Makrozoobenthos	0	-1	0	-1	0	-1	0	0
PB-Diatomeen	-1	-1	-1	-1	0	0	0	0
Makrophyten	0	0	0	0	0	0	0	0
Phytoplankton	-	-	-	-	-	-	0	-1

Insgesamt ist die Bewertung, mit welchen ökologischen Veränderungen durch den Klimawandel und in welchem Umfang zu rechnen ist, noch mit großen Unsicherheiten behaftet, da einerseits nur wenige Zusammenhänge tatsächlich belegt und quantifiziert werden können, sich Literaturzitate zum Teil widersprechen oder bestimmte Aspekte wie z.B. Nahrungsnetze bisher nicht beachtet wurden und andererseits ökologische Informationen zur konkreten Prognose bei den Lebensgemeinschaften nicht verfügbar waren.

Bei den angenommenen Veränderungen für Fische und Makrozoobenthos wurde primär die prognostizierte Temperaturveränderung berücksichtigt, die vor allem über angenommene Verschiebungen entlang der längszonalen Gliederung der Fließgewässer abgebildet wurde, z.B. über den Fischregionsindex oder die Einstufung zur längszonale Präferenz von Makrozoobenthos-Taxa. Die Begründung der Veränderungen in den alpinen Gewässern (Typ 1.1) erscheint dabei besser abgesichert, da dieser Gewässertyp stark temperatur- und abflussgesteuert ist. Ähnliches gilt für Fließgewässertyp 5. Unklar ist aber z.B., ob die Fischregion des Epirhithrals „nur“ in der Ausdehnung abnimmt oder ganz verschwinden könnte. Die Prognosen für Gewässertyp 10 sind durch das komplexere Wirkungsgefüge bedingt mit größeren Unsicherheiten behaftet. Zudem gibt es im Moment keine Möglichkeit, eventuelle ökologische Interaktionen zu berücksichtigen.

Für die Modifikation bei Diatomeen und dem Phytoplankton konnten aufgrund mangelnder Grundlagen keine Zusammenhänge zur Temperatur oder anderen direkten Klimafaktoren abgebildet werden. Es wurde stattdessen die Sensitivität der Bewertungsverfahren hinsichtlich trophierelevanter Faktoren betrachtet, ausgehend von der Annahme steigender Nährstoffgehalte infolge vermehrter Starkregenereignisse. Die Artenlisten wurden um oligotrophente Arten vermindert, gemäß Trophie- bzw. TIP-Werten. In den Gewässertypen 1.1 und 5 ergab sich jeweils die Abnahme der ökologischen Qualität bei beiden getroffenen Annahmen, doch erscheint wegen weniger intensiver Landnutzung die Wahrscheinlichkeit eines steigenden Nährstoffeintrages bei diesen beiden Fließgewässertypen geringer als für Typ 10.

Für Makrophyten wurden als direkte Größe die Temperaturzahlen nach Ellenberg et al. (2001) verwendet. Hier gab es jedoch bei allen Fließgewässertypen methodische Probleme beim Bewertungsverfahren, die in der geringen Artenzahl begründet sind.

Für die größeren Fließgewässer (Gewässertyp 9.1) waren insgesamt die wenigsten Informationen aus der Literaturstudie verfügbar. Die getroffenen Annahmen wurden deshalb zunächst von den auch rhithral-geprägten kleineren Gewässern übernommen.

Trotz der genannten Einschränkungen und der zum Teil unbefriedigenden Datenlage ist es gelungen erstmals einen methodischen Ansatz zu entwickeln, der eine Einschätzung der Wirkung des Klimawandels auf die ökologische Qualität von Fließgewässern ermöglicht. Durch systematische Weiterentwicklung und Ausbau dieses Ansatzes lassen sich zukünftig differenziertere Prognosen machen, wenn es gelingt die dafür notwendige Datengrundlage zu schaffen. Entscheidend erscheint hierbei die Untermauerung der hier vorangestellten Annahmen durch weitere Grundlagenuntersuchungen wie z.B. autökologische Untersuchungen und statistische Analysen.

Tabelle 16: Abstufung der Unsicherheit der Aussagen (gut begründet – weiß; begründet – hellgrau; unsicher – grau) und Anfälligkeit von Organismengruppen für ausgewählte Fließgewässertypen gem. dem Zwischenbericht zum Expertenworkshop Würzburg (Jähnig et al. 2010) von sehr anfällig (+++) bis weniger anfällig (-). Phytoplankton ist nur in Gewässertyp 10 relevant.

	1.1	5	9.1	10
Fische	+++	+++	++	++
Makrozoobenthos	+++	+++	-	+++
Phytobenthos	-	-	+	+++
Makrophyten	-	-	++	+
Phytoplankton				+++

5. Neobiota und „Anwärter“

Als Neobiota werden Arten bezeichnet, die nachweislich nach 1492 unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind, in dem sie vorher nicht heimisch waren, und dort neue Populationen aufgebaut haben. Vor allem in den letzten zwei Jahrzehnten wanderten viele Arten ein. Dies ist vor allem auf die Vernetzung verschiedener Flusssysteme und den zunehmenden Schiffsverkehr, global und bundesweit, zurückzuführen. Als Paradebeispiel gilt hier die Eröffnung des Main-Donau-Kanals, der einer Vielzahl pontokaspischer Arten die Ausbreitung vom Donausystem in das Rheinsystem ermöglichte.

Viele invasive Neobiota zeichnen sich durch eine euryöke Lebensweise mit schneller Reproduktionszeit und Toleranz gegenüber Temperatur, Eutrophierung und Versalzung aus, was sie besonders konkurrenzstark gegenüber indigenen Arten macht. Daraus lässt sich schließen, dass diese Arten gegenüber direkten und indirekten Einflüssen des Klimawandels resistenter sein könnten. Auch indigene euryöke Arten würden in diesem Fall von den Auswirkungen des Klimawandels profitieren, wohingegen sich die Zahl stenöker Arten (wie z.B. vieler aquatischer Insekten) verringern würde.

Bei der Literaturrecherche (Kapitel 2) wurden Angaben zu bereits eingewanderten Neobiota und sog. Anwärtern gesammelt. Eine Liste dieser Arten wurde zusammengestellt (Tabelle 17), sofern diese mit klimatischen Veränderungen in Beziehung gebracht werden. Des Weiteren wurden Angaben zu Herkunft, Verbreitung, Status und Ökologie der Neozoen in Steckbriefform zusammengestellt (Anhang D).

Tabelle 17: Liste der in Deutschland verbreiteten Neobiota. Status: invasiv: mit negativen Einflüssen auf andere Arten und Habitate (Nehring, www.aquatic-aliens.de, www.neozoa.de, <http://www.lanaplan.de/download/AquatischeNeophytenBRD2009.pdf>); potentiell invasiv: massive Ausbreitung und negative Einflüsse auf andere Arten und Habitate sind zu erwarten; Anwarter: zurzeit sich in Deutschland verbreitende Arten. „-“: keine Angabe möglich. Für die in fett gedruckten Arten wurden Steckbriefe erstellt – einige Beispiele in Anhang D.

wissenschaftlicher Name	Trivialname	Status
MAKROZOOBENTHOS		
HYDROZOA		
Craspedacustra sowerbyi	Süßwasserqualle	-
BIVALVIA		
Corbicula fluminea	Grobgerippte Körbchenmuschel	invasiv, Massenvorkommen
Corbicula fluminalis	Feingerippte Körbchenmuschel	invasiv
Dreissena polymorpha	Dreikantmuschel	invasiv
Dreissena rostriformis bugensis	Quagga-Muschel	Anwarter
Sinanodonta woodiana	Chinesischen Teichmuschel	-
Musculium transversum	Eckige Häubchenmuschel	-
GASTROPODA		
Potamopyrgus antipodarum	Neuseeländische Deckelschnecke	-
Menetus dilatatus	Amerikanische Zwergposthornschncke	-
Ferissia wautieri		-
Physella acuta	Spitze Blasenschnecke	-
PLATHELMINTHES		
Dendrocoelum romanodanubiale	Donaustrudelwurm	-
Dugesia tigrina	Gefleckter Strudelwurm	-
OLIGOCHAETA		
Branchiura sowerbyi	Kiemenwurm	-
POLYCHAETA		
Hypania invalida	Borstenwurm	-
HIRUDINEA		
Barbronia weberi		-
CRUSTACEA		
DECAPODA		
Atyaephyra desmaresti	Europäische Süßwassergarnele	-
Eriocheir sinensis	Chinesische Wollhandkrabbe	invasiv
Orconectes limosus	Kamberkrebs	invasiv
Orconectes immunis	Kalibokrebs	invasiv
Pacifastacus leniusculus	Signalkrebs	invasiv
MYSIDACEA		
Hemimysis anomala	Schwebegarnele	-
Limnomysis benedeni	Donau-Schwebegarnele	-
AMPHIPODA		
Chelicorophium curvispinum	Süßwasser-Röhrenkrebs	invasiv
Chelicorophium robustum		-
Crangonyx pseudogracilis		Anwarter
Dikerogammarus haemobaphes		-
Dikerogammarus villosus	Großer Höckerflohkrebs	invasiv

wissenschaftlicher Name	Trivialname	Status
Echinogammarus berilloni		-
Echinogammarus ischnus		-
Echinogammarus trichiatus		-
Gammarus tigrinus		-
Obesogammarus obesus		-
Orchestia cavimana		-
Pontogammarus robustoides		-
ISOPODA		
Jaera istri/sarsi	Donauassel	-
FISCHE		
Lepomis gibbosus	Sonnenbarsch	potentiell invasiv
Abramis sapa	Zobel	-
Pseudorasbora parva	Blauband-Bärbling	potentiell invasiv
Neogobius kessleri	Kessler-Grundel	potentiell invasiv
Neogobius melanostomus	Schwarzmund-Grundel	potentiell invasiv
Neogobius fluviatilis	Flussgrundel	potentiell invasiv
Oncorhynchus mykiss	Regenbogenforelle	-
Salvelinus fontinalis	Bachsaibling	potentiell invasiv
Proterorhinus semilunaris	Marmorierte Grundel	potentiell invasiv
MAKROPHYTEN (submers)		
Hydrocotyle ranunculoides	Großer Wassernabel	invasiv
Egeria densa	Dichte Wasserpest	potentieller Anwarter
Elodea nuttallii	Wasserpest	invasiv, Massenvorkommen
Elodea canadensis	Kanadische Wasserpest	invasiv
Vallisneria spiralis	Wasserschraube	-
Lemna minuscola = minuta	Zierliche Wasserlinse	-
Lemna turionifera	Rote Wasserlinse	derzeitig ausbreitend
Myriophyllum aquaticum	Brasilianisches Tausendblatt	-
Myriophyllum heterophyllum	Verschiedenblättriges Tausendblatt	potentiell invasiv

6. Forschungsbedarf

Der vorliegende Bericht gibt eine Übersicht des aktuellen Wissenstandes zu möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Fließgewässerorganismen und in Folge auf den ökologischen Zustand. Basierend auf Wirkungsketten zwischen dem Klimawandel und dessen Konsequenzen für die Biozöosen wurde eine umfangreiche und auf die KLIWA-Region abgestimmte Literaturrecherche durchgeführt. Diese stellt neben weiteren Annahmen die Grundlage für die Abschätzung der Vulnerabilität von Lebensgemeinschaften und Fließgewässertypen auf Basis eines konzeptionellen Modells dar. Die Auswirkungen von Veränderungen, die direkt oder indirekt durch den Klimawandel verursacht werden können, werden diskutiert.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass Prognosen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensgemeinschaften bislang kaum vorgenommen wurden; entsprechend gibt es auch kaum Studien zu geeigneten Gegenmaßnahmen.

Literaturrecherche

Die Literaturrecherche (Kapitel 2) zeigt deutlich, dass es bislang wenig quantitative Aussagen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf Biozönosen in Fließgewässern gibt. Modellierungen beziehen sich, wenn vorhanden, auf den Zeitraum 2050 bis 2100, für zeitlich näherliegende Veränderungen bis 2027 ist die Informationslage dürftig. Ähnliches gilt für Angaben zu Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Veränderungen, die fast nicht zu finden sind – in der Konsequenz bedeutet dies, dass eine wirkliche Risikoabschätzung zu möglichen Auswirkungen derzeit nicht durchführbar ist. Trotz des starken regionalen Fokus bei der Suche nach Literatur auf die KLIWA-Region wurden relativ wenige Informationen zu den relevanten Gewässertypen gefunden. Vermutlich auf Grund der wirtschaftlichen Bedeutung ist die Informationslage für große Gewässer wie z.B. den Rhein besser – im Gegenzug ist aber die Komplexität der Beziehungen noch wenig verstanden. Auffällig ist die Schiefelage bei Abdeckung der verschiedenen Organismengruppen, die insbesondere Lücken bei den pflanzlichen Biokomponenten offenbart. Sehr viele Studien betrachten Einzelfälle, also z.B. einzelne Gewässerabschnitte, einzelne Arten, einzelne Wirkungsbeziehungen und es fehlen großräumigere / mehrere trophische Level vergleichende Ansätze.

Wirkungsbeziehungen

Auf der Basis der Literaturrecherche wurden die eingangs erstellten Wirkungsketten modifiziert; Sie dienen neben weiteren Annahmen als Grundlage für die Einschätzung der Gefährdungsdiskposition ausgewählter Fließgewässertypen im KLIWA-Raum. Die Ergebnisse wurden in Bezug auf bereits beobachtete und im Hinblick auf zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen beurteilt (Kapitel 3).

Es zeigte sich, dass einerseits die Auswirkungen des Klimawandels auf Temperaturen, Niederschläge oder das Abflussregime relativ umfassend prognostiziert und gut belegt sind. Andererseits sind die Wirkung bestimmter Faktoren, z.B. Landnutzung, Habitate, Eutrophierung, Strahlung mit direkter Wirkung auf Organismen, verhältnismäßig gut untersucht. Allerdings macht die Vielzahl der betrachteten Faktoren und möglichen Interaktionen eine Kategorisierung der Reaktion schwierig. So gut wie nicht belegt sind hingegen Verbindungen zwischen klimatischen (ultimaten) und den im Gewässer wirkenden proximatoren Faktoren, z.B. Veränderungen der Landnutzung, der Gewässermorphologie oder der physiko-chemischen Situation durch den Klimawandel. Auch das Zusammenspiel mit Faktoren, die den Klimawandel imitieren und/oder verstärken oder abschwächen, ist kaum untersucht.

Auf Grund dieser Lücken wurden die Reaktionen an den Endpunkten der Wirkungsketten, also bei den Organismen, in der vorliegenden Studie hypothesenbasiert abgeschätzt und nicht faktenbasiert parametrisiert.

Vulnerabilitätsabschätzung

Die Abschätzung der Vulnerabilität von Fließgewässerbiozönosen bezüglich des Klimawandels erfolgte großräumig, für Fließgewässer des FG-Typs 5 in der gesamten KLIWA-Region, und detaillierter für repräsentative Gewässerabschnitte aus vier Fließgewässertypen (Kapitel 4). Da detaillierte und quantifizierbare Angaben zu den Auswirkungen fehlten, wurden plausible Annahmen über einige als besonders relevant eingestufte Auswirkungen des Klimawandels auf die Biozönosen getroffen. Eine vollständige Betrachtung aller denkbaren bzw. in der Literatur genannten Ursache-Wirkungs-Beziehungen sowie eine generelle Übertragbarkeit der hier aufgeführten Beispiele auf die ausgewählten Gewässertypen oder weitere Gewässertypen ist daher nicht gegeben, sodass sich der weitere Forschungsbedarf anhand der folgenden ausgewählten Fragen ableiten lässt.

- Welche Veränderungen in den Lebensgemeinschaften treten im Detail auf, z.B. Areal-Verschiebungen, Verhaltensänderungen, Lebenszyklusänderungen?
- Auf welchen zeitlichen und räumlichen Skalen sind die Veränderungen in den Lebensgemeinschaften relevant, welche Faktoren sind förderlich /hinderlich, z.B. Rückzugsmöglichkeiten, räumliche Barrieren, biotische Beziehungen?
- Ab wann ist eine Biozönose vom Klimawandel beeinflusst und ab wann von anderen Stressoren?
- Welche Anpassungen der Bewertungssysteme der WRRL sind sinnvoll und erforderlich, z.B. die Entwicklung eines „Temperatur“-Moduls?
- Welche empirischen Erkenntnisse können durch Analyse bestehender Datensätze z.B. zu Mindestwasserabflüssen oder zu Wärmeeinleitungen gewonnen werden (abhängig z.B. vom experimentellen Design und der Verfügbarkeit der Daten)?
- Welche Auswirkung haben mögliche präventive Maßnahmen, die Stressoren entgegenwirken (also z.B. Temperaturerhöhung, gestiegene Nährstoffeinträge), wie z.B. Beschattung von Gewässerabschnitten? Diese lassen sich im Moment nur über konzeptionelle Modelle qualitativ abschätzen. Inwiefern Maßnahmen im Einzugsgebiet Veränderungen aufgrund des Klimawandels aufhalten oder kompensieren können ist unbekannt – wäre aber entscheidend für Maßnahmenprogramme.
- Welche Kriterien und Indikatoren ermöglichen eine korrekte und schnelle Gefährdungsabschätzung der Auswirkungen des Klimawandels, um beispielsweise Maßnahmenprogramme anzupassen?

Priorisierung und Konkretisierung des Forschungsbedarfes

Forschungsbedarf besteht daher unbedingt bei der Konkretisierung und näheren Betrachtung möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerbiozönosen. Als prioritär erachten wir die folgenden drei Themen:

Abfrage und Auswertung von Grundlagendaten:

Um bessere und genauere Aussagen zu den Auswirkungen des Klimawandels zu ermöglichen, ist eine breitere Datenbasis notwendig. Diese setzt sich hauptsächlich aus zwei Teilen zusammen:

1. Zum einen fehlen exakt beschriebene, empirisch ermittelte Temperaturpräferenzen vieler Fließgewässerorganismen als entscheidendes Charakteristikum ihrer ökologischen Nische
2. Zum anderen fehlen statistische Auswertungen zu Jahres-Temperaturverläufen für verschiedene Fließgewässertypen, aus denen anhand (noch zu definierender) charakteristischer Kennwerte mit ökologischer Relevanz (z.B. Temperatur-Jahresmaxima, Temperatur-Frühjahrsmaxima, Erreichen bestimmter Temperaturschwellen im Frühjahr / Sommer / Herbst u.ä.) Temperaturregime-Typen abgeleitet werden.

Solche Daten sind eine entscheidende Grundlage, um differenzierte Aussagen über Temperaturveränderungen zu ermöglichen (ein Ansatz ist z.B. bei Haidekker und Hering (2008) dargestellt). Mit Hilfe dieser beiden Datensätze könnten die entwickelten methodischen Ansätze deutlich verbessert werden und z.B. datenbasierte Prognosen zu Auswirkungen des Klimawandels ermöglicht werden.

Die Zusammenstellung dieser Datensätze für verschiedene Fließgewässertypen und entsprechende Arten ist vermutlich zu großen Teilen aus in den Bundesländern vorhandenen Daten möglich. In diesem Zusammenhang wäre es sinnvoll zu prüfen, inwieweit geeignete hydrologische Daten in den Bundesländern verfügbar sind. Weitergehende Analysen, die z.B. auch hydrologische Präferenzen von Arten berücksichtigen würden ermöglichen, den Einfluss der Temperatur von anderen Faktoren wie Abflussveränderungen abzugrenzen.

Beispielsweise könnten vorhandene Daten zu Mindestwasserabflüssen und / oder Wärmeleitungen in die entwickelten Ansätze integriert werden. Dies würde die Prüfung der im Rahmen dieses Projektes postulierten Annahmen sowie die Verbesserung des Ansatzes gestatten.

Genauere Abschätzung von Auswirkungen des Klimawandels durch Modellierung:

Die wesentlichen Parameter, die die ökologische Nische der Fließgewässerorganismen bestimmen (z.B. Temperatur, Höhenpräferenzen oder Strömungsbedingungen) bilden die Grundlage in der ökologischen Nischenmodellierung. Sowohl für Arten als auch Lebensgemeinschaften können mit dieser Methode die Verbreitungsgebiete im Sinne ihrer ökologischen Nische abgebildet werden. Durch die Veränderung einzelner oder mehrerer Parameter (z.B. Temperatur, Niederschlag etc.) in den Modellen können veränderte Verbreitungsgebiete einzelner Arten und / oder Lebensgemeinschaften berechnet werden. Mit Hilfe der ökologischen Nischenmodellierung kann letztlich flächenscharf die klimabedingten Veränderung

der Artenzusammensetzung abgebildet werden. Solche prognostizierte Veränderungen von Lebensgemeinschaften können dann genutzt werden, um Auswirkungen des Klimawandels auf Bewertungsergebnisse abzuschätzen.

In den letzten Jahren wurden hierzu ausgereifte Modellierungstechniken entwickelt, z.B. Maxent v.3.3.1 (Phillips et al. 2006), BIOMOD (Thuiller et al. 2009) oder openModeller (Munoz et al. 2009).

Die Verfahren sind dabei nicht grundsätzlich auf Klimadaten beschränkt. Insbesondere sollten auch hydrologische Variabilität und Saisonalität bei ökologischen Modellierungsansätzen berücksichtigt werden, so dass fließgewässertypspezifisch die wichtigsten und ggf. unterschiedlichen Ursache-Wirkungsbeziehungen berücksichtigt werden können.

Erarbeitung von Maßnahmenempfehlungen zur Reduzierung von Auswirkungen des Klimawandels:

Fließgewässerökosysteme sind auch, aber nicht ausschließlich, vom Klimawandel beeinflusst. Bisher ist es nur schwer möglich den Anteil verschiedener Stressoren wie Klimawandel, Eutrophierung, Abflussveränderungen oder von morphologischer Degradation auf die Gewässerzönosen zu definieren. Hinzu kommt, dass dieses Multistressorengefüge fließgewässertypspezifisch verschieden ist.

Maßnahmenprogramme müssten also so konzipiert werden, dass sie entweder den möglichen Folgen des Klimawandels direkt entgegenwirken (z.B. Beschattung an kleineren Gewässern) oder zumindest die Gewässer von anderen Stressoren befreien, so dass die Wirkungen des Klimawandels vom Gewässer selbst durch die ökosystemeigene Resilienz besser abgepuffert werden könnte (z.B. Verminderung von eutrophierenden Einflüssen).

Konkret könnte dies durch die Entwicklung einer Methode zur fließgewässertypspezifischen Einzugsgebietsanalyse zur Ermittlung der Stressorenbelastung erfolgen. Diese wiederum bildet die Grundlage für eine Priorisierung konkreter Maßnahmen zur Minimierung der Auswirkungen des Klimawandels im Einzugsgebiet.

Mittelfristiger Forschungsbedarf:

Daten aus den o.g. drei Themenbereichen können für komplexe Fragen, die ökologische Beziehungen berücksichtigen, verwendet werden. Experimente von Vohmann (2008) im Rhein sowie die Darstellung für terrestrische Ökosysteme von Berg et al. (2010) zeigen die Bedeutung von Verschiebungen in den Nahrungsnetzen oder match-mismatch-Phänomenen, die aber bisher nur wenig durch Literatur abgedeckt sind. Die vorgeschlagenen Forschungsthemen würden mittelfristig die Grundlagen schaffen, um zumindest Teilaspekte zu bearbeiten, z.B. durch vergleichende Arealverschiebungen, die match-mismatch-Analysen ermöglichen.

Schlussendlich können die gewonnenen Erfahrungen und Standards bei der Literatursuche und Analyse auch auf eine ähnlich gelagerte Studie über Auswirkungen des Klimawandels auf Stillgewässer übertragen werden.

7. Webseite

Das Ziel der Website <http://fliessgewaesserbiologie.kliwa.de/> ist, die relevanten Zitate aus der Literaturrecherche in einer Online-Datenbank abfragbar und somit frei zugänglich zu machen. Die Literatur wurde so aufbereitet, dass die Ergebnisse der Recherche nach bestimmten Suchkriterien gefiltert werden kann:

- Lage (Staat, Bundesland, Region, Gewässertyp, Gewässername)
- Ursache, durch den Klimawandel begründet (Temperatur (Luft/Wasser), Niederschlag, Strahlung, Landnutzung, Hochwasser/Niedrigwasser, Abfluss usw.)
- Wirkung (Biokomponenten, Hydrologie, Morphologie, Physikochemie, Niederschlag, Temperatur (Luft/Wasser), Versauerung, Eutrophierung etc.)

Es sollen die Referenzen sowie eine Kurzbeschreibung des Inhalts wiedergegeben werden. Des Weiteren werden vorgefertigte Abfragen zu den einzelnen Themen zur Verfügung gestellt.

Neben einer Onlinedatenbank werden ebenso die Ergebnisse der Literaturlauswertung, d.h. Wirkungsketten, Qualitätsänderungen sowie die Ergebnisse der Vulnerabilitätsabschätzung der vier ausgewählten Gewässertypen und des großräumigen Fallbeispiels des Gewässertyps 5 dargestellt. Außerdem wird eine Liste bereits eingewanderter Neobiota und Anwarter mit den Steckbriefen integriert.

Zwei Screenshots und eine Auswahl an Texten finden sich im Anhang E und F.

8. Zusammenfassung

Es ist davon auszugehen, dass die Gewässerqualität als wichtige wasserwirtschaftliche Größe durch den Klimawandel und die prognostizierten Temperatur- und Niederschlagsveränderungen unmittelbar beeinflusst wird. Diese Annahme wird durch zahlreiche großräumige Modellergelbnisse gestützt. Über konkrete, regionale Auswirkungen auf der Ebene einzelner Gewässer ist allerdings bisher nur wenig bekannt. Für die nächsten Bewirtschaftungspläne nach der WRRL wird jedoch eine quantitative Abschätzung der Folgen des Klimawandels gefordert (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive). Ein erster Schritt in diese Richtung bildet die vorliegende Studie mit dem Thema „Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätsabschätzung“. Die Studie wurde im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft" mit Fokus auf die Gebietskulisse der drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz in Auftrag gegeben. In

einem regionalen Rahmen wurde Wissen über Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität erfasst und konkretisiert. Das Projekt bestand aus vier Projektteilen, (1) Literaturrecherche, (2) Weiterführende Auswertung und Bewertung der Literaturrecherche, (3) Expertenworkshop und (4) Aufbau einer Webseite, mit den folgenden Zielen:

- veröffentlichte und unveröffentlichte Studien mit Relevanz für den süddeutschen Raum zu erfassen und einer Auswertung zugänglich zu machen;
- großmaßstäbliche Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität vor der Gebietskulisse der drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz zu regionalisieren und zu konkretisieren;
- bereits beobachtete sowie zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen darzustellen;
- auf Grundlage der Recherche eine erste Sensitivitätsanalyse und Vulnerabilitätsabschätzung von Biozönosen und Gewässertypen vorzunehmen;
- weiteren Forschungsbedarf zu definieren;
- relevante Studien über eine Webseite aufzubereiten und allgemein verfügbar zu machen.

Die Literaturrecherche umfasste sowohl veröffentlichte Studien als auch „graue“ Literatur (Dissertationen, Diplomarbeiten) auf nationaler und internationaler Ebene. Insgesamt wurden 228 relevante Literaturzitate erfasst. Für diese Zitate wurden in einer Datenbank Wirkungsbeziehungen auf Grundlage eines zuvor erstellten Wirkungskettenschemas definiert. Die Wirkungsketten berücksichtigen gleichermaßen direkte Folgen des Klimawandels (etwa über Temperaturerhöhung und verändertes Abflussverhalten) und indirekte Auswirkungen über Verstärkung bzw. Abschwächung vorhandener Belastungsfaktoren, wie z.B. der Eutrophierung. Endpunkt der Wirkungsketten sind die bewertungsrelevanten Biokomponenten für den ökologischen Zustand nach WRRL, Indikatorarten oder einzelne Metrics, die derzeit zur Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer herangezogen werden. Die einzelnen Veränderungen werden getrennt für biotische Komponenten (Fische, Makrozoobenthos, aquatische Flora, Phytoplankton) kategorisiert, um abzubilden, wie gut der Zusammenhang mit dem Klimawandel belegt ist. In den 228 berücksichtigten Zitaten werden insgesamt 888 Wirkungsbeziehungen beschrieben, wobei übergeordnete abiotische Wirkungsbeziehungen, z.B. Wechselwirkungen verschiedener klimatischer Parameter (Temperatur, Niederschlag, Strahlung etc.) oder die Auswirkungen auf die hydrologischen Bedingungen in Fließgewässern, am besten dokumentiert sind. Bereits erfolgte Veränderungen wurden deutlich häufiger dokumentiert als Prognosen, z.B. durch Modellansätze. Modellierungen beziehen sich hauptsächlich auf den Zeitraum 2050 bis 2100, für zeitlich näherliegende Veränderungen bis 2027 (dem Zielpunkt der Wasserrahmenrichtlinie) ist die Informationslage dürftig. Außerdem wurden kaum konkrete Aussagen in Bezug auf biologische / ökologische Reaktionen und Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Veränderungen getroffen. Die meisten Ursache-Wirkungsbeziehungen wurden für die Organismengruppe Makrozoobenthos gefunden (211), gefolgt von Fischen und Phytobenthos/Makrophyten (je über 60) und Phytoplankton (26).

Generell erwies sich die Literaturrecherche als nützlich, um prinzipielle Grundmuster zu identifizieren, nicht jedoch zur Beschreibung durchgehender Wirkmechanismen von der klimabedingten Veränderung hin zur Auswirkung auf einzelne Biokomponenten. Hierfür sind vor allem die Ursache-Wirkungs-Lücken zwischen Hydrologie und Morphologie sowie Klimawandel und Physiko-Chemie verantwortlich.

Vor dem Hintergrund der Literaturrecherche wurden die Wirkungsketten in Bezug auf die längszonale Lage (Ober-, Mittel-, Unterlauf) angepasst. In den Oberläufen von Gewässern (z.B. Typ 1.1 und 5) haben die mit der Lufttemperatur verbundenen Verdunstungsprozesse und saisonale Veränderungen von Temperatur und Abfluss großen Einfluss, die Auswirkungen von erhöhten Wassertemperaturen auf den Stoffhaushalt und insbesondere das Sauerstoffregime kann durch die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten gepuffert werden. Eine früher eintretende Schneeschmelze würde sich stark auf das Abflussgeschehen auswirken und könnte eine längere und früher beginnende Erwärmung des Gewässers verursachen. Die Auswirkungen dürften sich am deutlichsten auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna im Hyporhithal / Epipotamal auswirken (Endemiten, wenn Epipotamal mit kaltstenothermen Arten). In den Mittelläufen (z.B. Fließgewässertyp 9) dürfte vor allem eine verstärkte Eutrophierung bedingt durch vermehrte Starkniederschlagsereignisse eine Rolle spielen. Darauf würden vor allem Makrophyten reagieren (Verkrautung). Höhere Temperaturen können die Etablierung von Neozoen begünstigen und als thermische Barrieren für Wanderfische wirken. In den Unterläufen (z.B. Fließgewässertyp 10) werden die Wirkungsketten als deutlich vielschichtiger bewertet als in den Ober- und Mittelläufen. Direkte Effekte des Klimawandels, wie z.B. Temperaturerhöhungen treten in ihrer Bedeutung hinter komplexe Muster zurück, die sich z.B. aus der starken anthropogenen Nutzung oder biotischen Interaktionen ergeben. In den Unterläufen sind vor allem die pflanzlichen Biokomponenten von klimatischen Veränderungen betroffen (intensivere Strahlung, Nährstoffeinträge, Verschiebung der Hochwasserabflüsse). Zudem werden die Lebensgemeinschaften durch einwandernde Neobiota erheblich verändert, sodass biologische Wechselwirkungen abiotische Effekte überlagern.

Da mögliche klimawandelbedingte Veränderungen in der Gewässerqualität der Literatur kaum zu entnehmen sind, wurde ein neuer Ansatz gewählt. Es wurden relevante Wirkungsketten für ein Modell zur Abschätzung der Auswirkungen in verschiedenen Szenarien auf die Bewertung des ökologischen Zustandes für verschiedene Organismengruppen ausgewählt. Dabei wurde auf der Grundlage des bisherigen Expertenwissens anhand plausibler Annahmen getestet, wie sensibel die Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes auf die zu erwartenden Änderungen reagieren. Dieser konzeptionelle Ansatz zeigt somit keine konkret zu erwartenden Veränderungen aufgrund von angenommenen Klimawandelszenarien. Vielmehr wird im Sinne einer Sensitivitätsanalyse die Auswirkung zweier fiktiver aber plausibler „Annahmen“ auf die Zustandsbewertung abgeschätzt. Im Rahmen einer großräumigen Analyse für den Gewässertyp 5 wurde primär die prognostizierte Temperaturveränderung berücksichtigt, da z.B. für hydrologische Veränderungen keine geeignete Datengrundlage verfügbar war. Hierzu wurde für Makrozoobenthos eine entsprechende Modifizierung der Ta-

xalisten durch selektive Reduktion der Abundanzen von Taxa, die für Oberläufe typisch sind, durchgeführt. Zwei fiktive Annahmen mit als plausibel erachteten Reduktionsfaktoren wurden gerechnet. Es ergab sich, dass in 25% (ungünstigere Annahme) der Fälle sich der Scorewert in der Weise ändert, dass dies zu einer Änderung der ökologischen Zustandsklasse führt. Für die Biokomponente Makrophyten wurde eine artenbasierte Auswertung basierend auf den Zeigerwerten nach Ellenberg durchgeführt, wobei die Häufigkeit temperatursensitiver Taxa reduziert wurde. Für 6% der Stellen trat dabei eine Verbesserung bzw. Verschlechterung um eine Zustandsklasse auf, wohingegen der Hauptteil der Stellen (87,5%) keine Veränderung bei den beiden Annahmen erfuhr.

Mit dem gleichen konzeptionellen Ansatz wurde für Beispielsgewässer der Fließgewässertypen 1.1, 5, 9.1 und 10 eine Sensitivitätsanalyse und damit für ausgewählte Wirkungsbeziehungen und Organismengruppen auch eine erste grobe Vulnerabilitätsabschätzung vorgenommen. Unter der Annahme einer Regression zwischen Fischregionen und Temperaturwerten (Jahresmittel der Wassertemperatur) wurden die Fischregionen entsprechend zweier angenommener mittleren Wassertemperaturerhöhungen verschoben und die Auswirkung auf den Fischregionsindex (FRI_{ges}) abgeschätzt. Demnach erscheint eine Verdrängung von kälteliebenden Arten mit einem FRI-Wert unter 4 vor allem in den Gewässertypen 9.1 und 10 als wahrscheinlich. Betroffen sind vor allem Arten wie Bachforelle, Groppe und Äsche. Für die Typen 5 und 1.1 war wegen geringer Artenzahlen die Abschätzung der Vulnerabilität schwierig, auch hier kann von einer Verschiebung in der Artenzusammensetzung ausgegangen werden. Für die Biokomponente Makrozoobenthos wurde eine der großräumigen Auswertungen von Typ 5 entsprechende Anpassung der Artenlisten vorgenommen, die auf zonalen Präferenzen beruht. Es war für fast alle Typen Änderungen des ökologischen Zustands bei der drastischeren Annahme festzustellen. Bei den angenommenen Veränderungen für Fische und Makrozoobenthos wurde als primärer Wirkungsfaktor eine generelle Temperaturerhöhung pauschal berücksichtigt. Die Begründung der Veränderungen in den alpinen Gewässern (Typ 1.1) erscheint dabei besser abgesichert, da dieser Gewässertyp stark temperatur- und abflussgesteuert ist. Ähnliches gilt für Fließgewässertyp 5. Unklar ist aber z.B., ob die Fischregion des Eiphrithrals „nur“ in der Ausdehnung abnimmt oder ganz verschwinden könnte. Die Prognosen für Gewässertyp 10 sind durch das komplexere Wirkungsgefüge bedingt mit größeren Unsicherheiten behaftet. Zudem gibt es im Moment keine Möglichkeit, eventuelle ökologische Interaktionen zu berücksichtigen.

Die Auswertung der Makrophyten erfolgte ebenfalls wie bei der großräumigen Analyse für Typ 5, jedoch wurde methodenbedingt (geringe Artenzahlen) in beiden Temperaturannahmen keine Veränderung im Zustand angezeigt. Für die Modifikation bei Diatomeen und dem Phytoplankton konnten aufgrund mangelnder Grundlagen keine Zusammenhänge zur Temperatur oder anderen direkten Klimafaktoren abgebildet werden. Es wurde stattdessen die Sensitivität der Bewertungsverfahren hinsichtlich trophierelevanter Faktoren betrachtet, ausgehend von der Annahme steigender Nährstoffgehalte infolge von vermehrter Starkregenerereignisse. Die Artenlisten wurden um oligotrophente Arten vermindert, gemäß Trophie- bzw.

TIP-Werten. In den Gewässertypen 1.1 und 5 ergab sich jeweils die Abnahme der ökologischen Qualität für beide getroffenen Annahmen, doch erscheint wegen weniger intensiver Landnutzung die Wahrscheinlichkeit eines steigenden Nährstoffeintrages bei diesen beiden Fließgewässertypen geringer als für Typ 10.

Die Typen 9.1 und 10 zeigten keine Zustandsänderung. Beim Phytoplankton (nur für Typ 10 relevant) war mit den angenommenen Annahmen keine Zustandsänderung festzustellen.

Die Unsicherheiten sind hier jedoch auf Grund der komplexen Wechselwirkungen mit Neozoen besonders hoch. Für die größeren Fließgewässer (Gewässertyp 9.1) waren insgesamt die wenigsten Informationen aus der Literaturstudie verfügbar. Die Szenarien wurden deshalb zunächst von den auch rhithral-geprägten kleineren Gewässern übernommen.

Es muss weiterhin jedoch bedacht werden, dass neben der mittleren Wassertemperatur weitere Faktoren wie Saisonalität der Temperatur, Abfluss, Durchgängigkeit und Sauerstoffverhältnisse bei den abiotischen Parametern und ökologische Aspekte wie Abbleichverhalten, Rheophilie oder Nahrungsnetze eine wichtige Rolle für die Verbreitung aller Organismen spielen.

Insgesamt ist die Bewertung, mit welchen ökologischen Veränderungen durch den Klimawandel und in welchem Umfang zu rechnen ist, noch mit großen Unsicherheiten behaftet, da einerseits nur wenige Zusammenhänge tatsächlich belegt und quantifiziert werden können, sich Literaturzitate zum Teil widersprechen oder bestimmte Aspekte wie z.B. Nahrungsnetze bisher nicht beachtet wurden und andererseits ökologische Informationen zur konkreten Prognose bei den Lebensgemeinschaften nicht verfügbar waren.

Trotz der genannten Einschränkungen und der zum Teil unbefriedigenden Datenlage ist es gelungen erstmals einen methodischen Ansatz zu entwickeln, der aktuell eine erste Sensitivitätsanalyse und bei einer zukünftig verbesserten Datenlage eine Einschätzung der Wirkung des Klimawandels auf die ökologische Qualität von Fließgewässern ermöglicht. Durch systematische Weiterentwicklung und Ausbau dieses Ansatzes lassen sich zukünftig differenziertere Prognosen machen. Entscheidend erscheint hierbei die Untermauerung der hier vorangestellten Annahmen durch weitere Grundlagenuntersuchungen wie z.B. autökologische Untersuchungen und statistische Analysen.

Zum Abschluss werden die Wissens- und Datenlücken vorgestellt und der sich daraus ergebende Forschungsbedarf abgeleitet.

Des Weiteren werden neobiotische Arten (Makrozoobenthos, Fische, submerse Makrophyten) mit Angaben zu ihrem Verbreitungsstatus aufgelistet.

9. Literatur

BAUER, C. (2001): Klinische, hämatologische und klinisch-chemische Untersuchungen zur subakuten Toxizität von Nonylphenol bei Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) und

- Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio* L.). Dissertation des Fachgebiets Fischkrankheiten und Fischhaltung der Tierärztlichen Hochschule Hannover: 210 S.
- BECKMANN, M. (2002): Auswirkungen des Rheinhochwassers auf das Makrozoobenthos seiner Zuflüsse. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn: 96 S.
- BERG, M. P., E. T. KIERS, ET AL. (2010): Adapt or disperse: understanding species persistence in a changing world. *Global Change Biology* 16(2): 587-598.
- BFG (2006): Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland: Ursachen - Wirkungen - Folgen. Mitteilung Nr. 27, Bundesanstalt für Gewässerkunde: 211 S.
- BOISNEAU, C., F. MOATAR, M. BODIN & P. BOISNEAU (2008): Does global warming impact on migration patterns and recruitment of Allis shad (*Alosa alosa* L.) young of the year in the Loire River, France? *Hydrobiologia* 602(1): 179-186.
- BRAUNE, E., O. RICHTER, D. SÖNDGERATH & F. SUHLING (2008): Voltinism flexibility of a riverine dragonfly along thermal gradients. *Global Change Biology* 14(3): 470-482.
- BUISSON, L. & G. GRENOUILLET (2009): Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity and Distributions* 15(4): 613-626.
- BUISSON, L., W. THUILLER, S. LEK, P. LIM & G. GRENOUILLET (2008): Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology* 14(10): 2232-2248.
- BURKHARDT-HOLM, P. (2009): Climate change and decline in abundance of brown trout - is there a link? Results from Switzerland. *Klimawandel und Bachforellenrückgang - gibt es einen Zusammenhang? Resultate aus der Schweiz*: 1-9.
- CHRISTMANN, K.-H. (2007): Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007, Teil II-A. Das Phytoplankton im Rhein (2006-2007): 39 S.
- CORDELLIER, M. (2009): Impact of climate change on freshwater snail species' ranges. Dissertation des Fachbereichs Biowissenschaften der Johann Wolfgang Goethe-Universität in Frankfurt am Main: 107 S.
- DAUFRESNE, M. & P. BOËT (2007): Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology* 13(12): 2467-2478.
- DAUFRESNE, M., M.C. ROGER, H. CAPRA & N. LAMOUREUX (2004): Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhone River: Effects of climatic factors. *Global Change Biology* 10(1): 124-140.
- DAWO, U. (2005): Die ökotoxikologische Bewertung multipler Pestizideinträge in aquatische Ökosysteme - Der Vergleich einer einmaligen mit einer mehrmaligen Pyrethroidbelastung. Disseration an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München: 231 S.
- DUCHARNE, A. (2008): Importance of stream temperature to climate change impact on water quality. *Hydrology and Earth System Sciences* 12(3): 797-810.
- DÜBLING, U., A. BISCHOFF, R. HABERBOSCH, A. HOFFMANN, H. KLINGER, C. WOLTER, K. WYSUJACK & R. BERG (2007): Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer – fiBS. Kurzbeschreibung Stand März 2007. 15 S.
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* XVIII, 3. durchgesehene Auflage. Verlag Erich Goltze, Göttingen.

- FISCHER, V. (2003): Das Nischenkonzept und seine Bedeutung für die Erklärung regionaler Verbreitungsmuster am Beispiel dreier Glossosomatidenarten (Trichoptera, Insecta). Dissertation des Fachbereichs Biologie der Philipps-Universität Marburg: 233 S.
- GEBAUER, S. (2007): Effekte eines Pyrethroids auf verschiedene aquatische Ökosysteme – Ökotoxikologische und genetische Untersuchungen. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München: 118 S.
- GRAHAM, C.T. & C. HARROD (2009): Implications of climate change for the fishes of the British Isles. *Journal of Fish Biology* 74(6): 1143-1205.
- GROß, H. (2003): Untersuchungen zum Vorkommen des Steinkrebse (Austropotamobius torrentium SCHANK 1803) in Nordrhein-Westfalen. *Decheniana* 156: 297-307.
- HAASE, P., A. SUNDERMANN & K. SCHINDEHÜTTE (2006): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Unveröffentlichter Bericht. Stand März 2006.
- HERING, D., W. GRAF & A. SCHMIDT-KLOIBER (2007): Autökologische Eigenschaften europäischer Köcherfliegenarten: eine Analyse entlang klimatischer Gradienten. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2006 (Dresden)*: 71-74.
- Ibisch, R.B. (2004): Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen). Dissertation am Institut für Hydrobiologie, Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Wasserwesen der Technischen Universität Dresden. 180 S.
- IKSR (2004): Wärmebelastung der Gewässer im Sommer 2003. Zusammenfassung der nationalen Situationsberichte. 70. Plenarsitzung – 8./9. Juli 2004 - Bern. Bericht Nr. 142d, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins: 46 S.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jähmig, S., M. Gies, D. Hering & P. Haase, P. (2010): Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität: Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung – Zwischenbericht zum Expertenworkshop 6.10.2009 in Würzburg. Unveröffentlichter Projektbericht.
- KIRCHESCH, V. & A. SCHÖL (1999): Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik von Fließgewässern. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 43(6): 302–309.
- KOLBINGER, A. (2002): Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayerischer Fließgewässer. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München, 219 S.
- KÜTTEL, S., A. PETER & A. WÜEST (2002): Rhône Revitalisierung - Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Publikation Nr. 1: 41 S.
- LADEWIG, V. (2004): Der Einfluss von hormonell wirksamen Umweltchemikalien auf die Populationsökologie von Gammarus fossarum. Dissertation der Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden: 204 S.

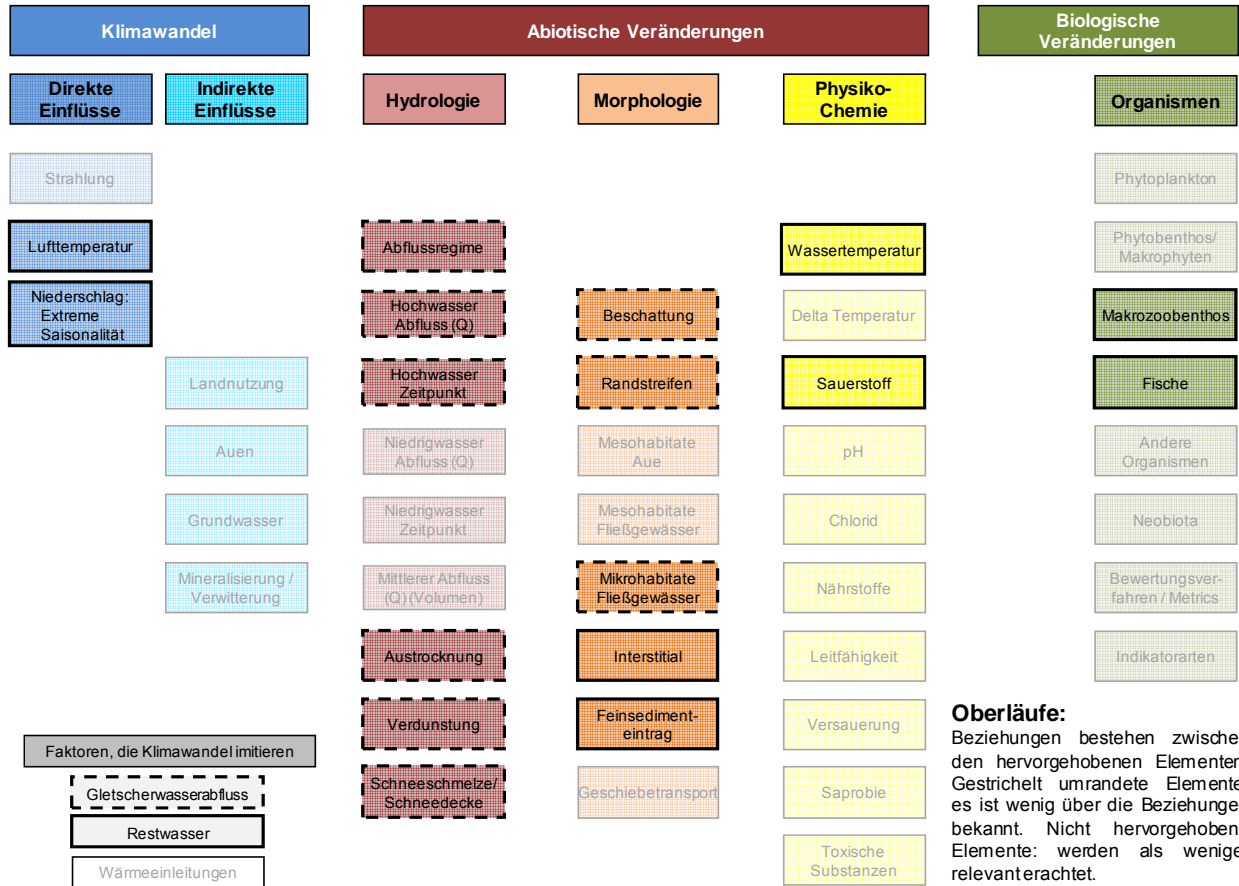
- LASSALLE, G. & E. ROCHARD (2009): Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East *Global Change Biology* 15(5): 1072-1089.
- LORENZ, A. & W. GRAF (2008): (Mögliche) Verlierer und Gewinner des Klimawandels innerhalb der Insektenordnung Plecoptera (Steinfliegen). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2007 (Münster): 326-330.
- LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2004): Das Niedrigwasserjahr 2003. In *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* Nr. 85. Karlsruhe.
- LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2006): Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland - Abschätzung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt. *Kliwa-Berichte* Heft 9: 102 S.
- MATULLA, C., S. SCHMUTZ, A. MELCHER, T. GERERSDORFER & P. HAAS (2007): Assessing the impact of a downscaled climate change simulation on the fish fauna in an Inner-Alpine River. *International Journal of Biometeorology* 52(2): 127-137.
- MAUE, T. & A. LORENZ (2006): Der Einfluss des Klimawandels auf die Biozönose von Makroinvertebraten in deutschen Mittelgebirgsbächen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe): 268-272.
- MEHLIG, B. & J. ROSENBAUM-MERTENS (2008): Klimawandel – Auswirkungen auf Oberflächengewässer: Quantität und Qualität. Präsentation zur Fachtagung „Folgen des Klimawandels für die Wasserwirtschaft, 20. Mülheimer Wassertechnisches Seminar 2007“.
- MEILINGER, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation, Technische Universität München: 128 S.
- MUÑOZ, M.E.S., R. GIOVANNI, R. ET AL. (2009): openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling". *Geoinformatica*. DOI: 10.1007/s10707-009-0090-7.
- PHILLIPS, S.J., R.P. ANDERSON & R.E. SCHAPIRE (2006): Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- QUIEL, K., H. FISCHER, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL (2008): Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2007 (Münster): 331-335.
- REINARTZ, R., E. BOHL & M. HERRMANN (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 57/Gewässerökologie: 124 S.
- SAILER, G. (2005): The roles of local disturbance history and microhabitat parameters for stream biota. Dissertation an der Fakultät für Biologie der LMU München: 195 S.
- SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, D. STELZER, G. HOFMANN, A. GUTOWSKI & J. FÖRSTER (2006): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Stand Januar 2006: 124 S.
- SCHIRLING, M. (2005): Effekte von Xenohormonen auf die limnischen Invertebraten *Gammarus fossarum* (Crustacea, Amphipoda) und *Marisa cornuarietis* (Mollusca, Prosobranchia). Dissertation an der Fakultät für Biologie der Eberhard Karls Universität Tübingen: 118 S.

- SCHMUTZ, S., C. MATULLA, A. MELCHER, T. GERERSDORFER, P. HAAS & H. FORMAYER (2004): Beurteilung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf die Fischfauna anhand ausgewählter Fließgewässer. Endbericht, im Auftrag des BMLFUW, GZ 54 3895/163-V/4/03.
- SCHÖLL, F. (2007): Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007, Teil II-D. Das Makrozoobenthos des Rheins 2006/2007. 39 S.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 49 (5): 234 – 247.
- SOMMER, U. & K. LENGFELLNER (2008): Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology* 14(6): 1199-1208.
- STADTHAGEN, T. (2007): Entwicklung eines online Gewässermonitoringsystems mittels Biosensorchips zum Nachweis ausgewählter Xenobiotika. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München: 196 S.
- SUTTER, K. (2000): Untersuchungen zur Akkumulation und physiologischbiochemischen Wirkung von Schwermetallen im Wassermoos *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: 162 S.
- THUILLER, W., B. LAFOURCADE, R. ENGLER & M.B. ARAÚJO (2009): BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32, 369-73.
- VOHMANN, A. (2008): Impact of warming on fitness, phenology and feeding activity of riverine benthic filter feeders. Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität zu Köln: 129 S.
- WAGENSCHHEIN, D. (2006): Einfluß der Gewässermorphologie auf die Nährstoffretention: Modellstudie am Beispiel der mittleren Weißen Elster. Dissertation an der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Dresden: 109 S.
- WEIDENDORFER, H. (2008): Modulation der ökotoxikologischen Wirkungen von Terbutylazin durch Run-off-Ereignisse in aquatischen Freiland-Mikrokosmen. Dissertation des Fachgebiets für Ökotoxikologie der Technischen Universität München: 156 S.
- WIRZINGER, G. (2008): Stressorinduzierte ökotoxikologische Effekte und Genexpressionsveränderungen bei *Chironomus riparius*. Dissertation des Fachbereichs Biowissenschaften der Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt Main: 181 S.
- XENOPOULOS, M. A., D. M. LODGE, ET AL. (2005): Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biology* 11(10): 1557-1564.
- ZEBISCH, M., T. GROTHMANN, D. SCHRÖTER, C. HASSE, U. FRITSCH & W. CRAMER (2005): Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. UBA Forschungsbericht 201 41 253. Umweltbundesamt. Dessau: 203 S.

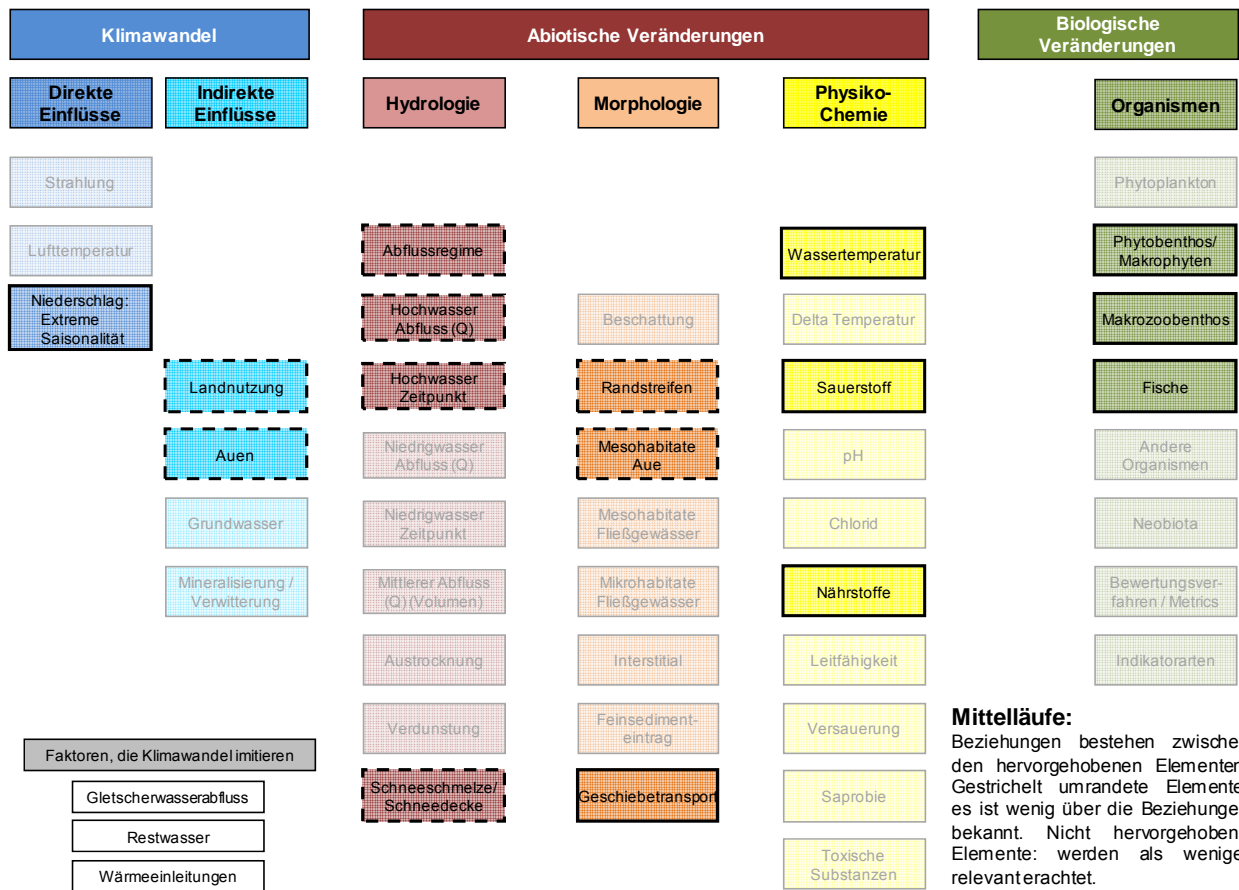
Anhang

- A - Relevante Wirkungsbeziehungen in Oberläufen
- B - Relevante Wirkungsbeziehungen in Mittelläufen
- C - Relevante Wirkungsbeziehungen in Unterläufen
- D - Ausgewählte Neobiotasteckbriefe
- E - Design der Webseite – „Home“ und „Folgesseite“
- F - Ausgewählte Texte der Webseite, Stand 21.5.2010

Anhang A: Relevante Wirkungsbeziehungen in Oberläufen

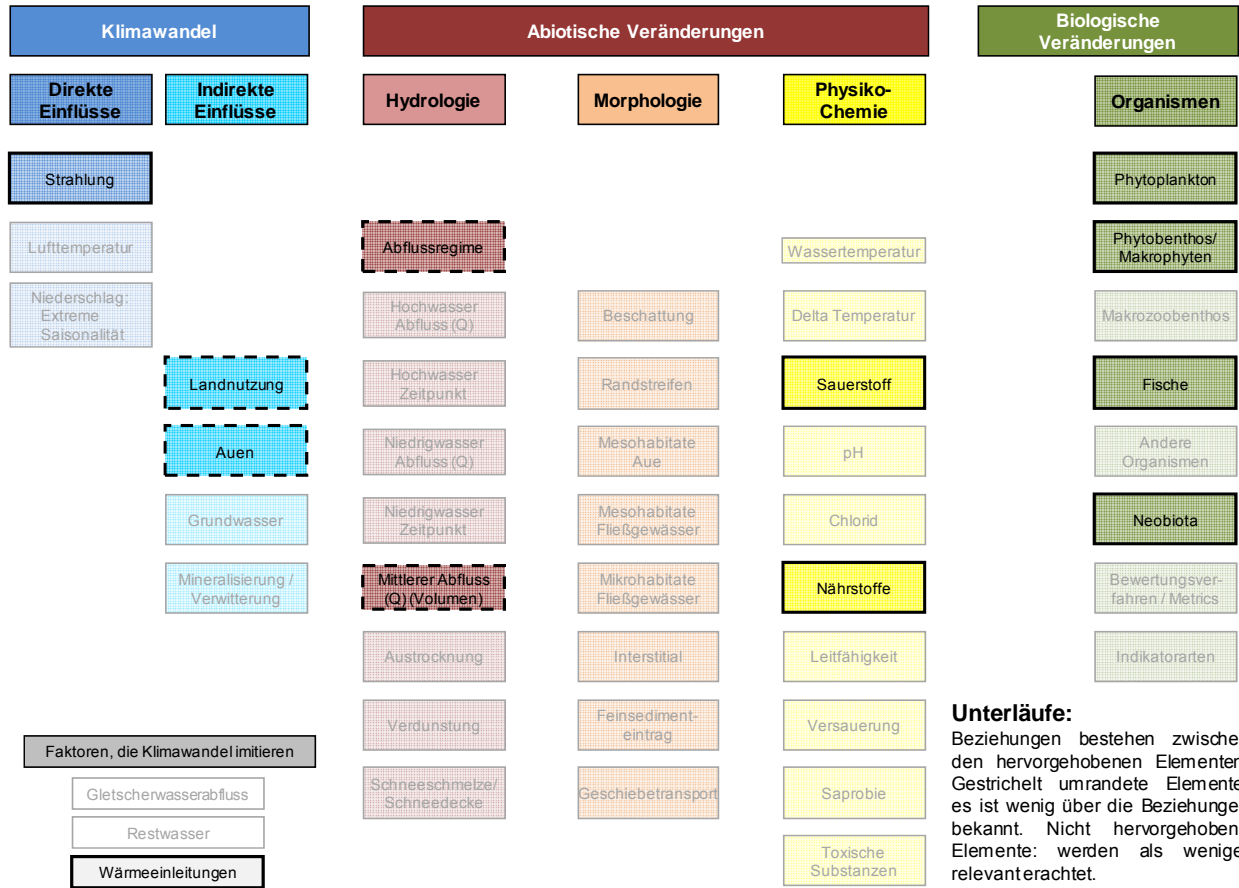


Anhang B: Relevanteste Wirkungsbeziehungen in Mittelläufen



Mittelläufe:
 Beziehungen bestehen zwischen den hervorgehobenen Elementen. Gestrichelt umrandete Elemente: es ist wenig über die Beziehungen bekannt. Nicht hervorgehobene Elemente: werden als weniger relevanterachtet.

Anhang C: Relevanteste Wirkungsbeziehungen in Unterläufen



Unterläufe:
 Beziehungen bestehen zwischen den hervorgehobenen Elementen. Gestrichelt umrandete Elemente: es ist wenig über die Beziehungen bekannt. Nicht hervorgehobene Elemente: werden als weniger relevant erachtet.

Anhang D: Steckbriefe der invasiven Arten in Deutschland

Corbicula fluminea - Grobgerippte Körbchenmuschel

Corbicula fluminalis - Feingerippte Körbchenmuschel

Dreissena polymorpha - Dreikantmuschel

Dreissena rostriformis bugensis - Quagga-Muschel

Hypania invalida - Borstenwurm

Eriocheir sinensis - Chinesische Wollhandkrabbe

Orconectes limosus - Kamberkrebs

Orconectes immunis - Kalikokrebs

Pacifastacus leniusculus - Signalkrebs

Chelicorophium curvispinum - Süßwasser-Röhrenkrebs

Dikerogammarus villosus - Großer Höckerflohkrebs

Jaera istri/sarsi - Donauassel

Neogobius kessleri - Kessler-Grundel

Neogobius melanostomus - Schwarzmund-Grundel

Neogobius fluviatilis - Flussgrundel

Hydrocotyle ranunculoides - Großer Wassernabel

Elodea nuttallii - Wasserpest

Elodea canadensis - Kanadische Wasserpest



Corbicula fluminea (O.F. Müller, 1774)

Grobgerippte Körbchenmuschel

Taxonomie

Klasse: Bivalvia

Ordnung: Heterodonta

Familie: Corbiculidae



Foto: Nadine Haus

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Südostasien (östliches Russland, Thailand, China, Philippen, Japan, Taiwan)

Status:

Einzelfund

Anwärter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Die Ausbreitung erfolgte von der Nordseeküste kommend nach Süden und Osten über das gesamte Bundeswasserstrassennetz. *C. fluminea* ist heute weit verbreitet in größeren Gewässern (v.a. größere Schiffsfahrtswege). Man geht von einer temperaturbedingten Limitation der Ausbreitung in Richtung Osten aus. Heute ist *C. fluminea* die dominante Massenart in den betroffenen Flüssen.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1987 Niederrhein

1990 Nieder-, Mittel und nördlicher Oberrhein

1991 Main

1993 Südlicher Oberrhein

1993 Mittelweser im Schleusenkanal Petershagen

1997 Donau

1998 Elbe oberhalb von Hamburg

2003 Obere Elbe

2004 Bodensee

2006 untere Oder

2007 mittlere und untere Strom-Oder



Ausbreitungsfaktoren:

1939 wurde *C. fluminea* im Ballastwasser von Schiffen nach Nordamerika verschleppt.

- Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

Corbicula fluminea ist hauptsächlich in Gewässern mit warmen Wassertemperaturen aufzufinden. Die Art reagiert empfindlich gegenüber niedrigen Wassertemperaturen und wird z.T. massenhaft unterhalb von Warmwassereinleitungen aufgefunden.

Beeinflussung durch den Klimawandel:

C. fluminea profitiert vom Klimawandel.

Ernährungstyp:

aktiver Filtrierer

Habitat-Präferenz:

C. fluminea bevorzugt sandig-kiesigen bis schlammigen, gut durchlüfteten Gewässerboden mit geringen Substratumlagerungen; halophile Art

Strömungspräferenz:

langsam fließende und große Gewässer

Bevorzugte Gewässertypen:

Potamalart; mittelgroße bis große Flüsse/Ströme und Seen

Interaktion mit indigenen Arten:

Bei massenhafter Ausbreitung können indigene Süßwasserschneckenarten zurückgedrängt werden.

Literatur:

- Bäthe, J. (1993): Die Verbreitung von *Corbicula fluminalis* (O.F.Müller 1774) (*Bivalvia*, *Corbiculidae*) in der Weser. *Lauterbornia* 15: 17-21.
- Bij de Vaate, A. (1991): Colonization of the german parts of the River Rhine by the Asiatic clam *Corbicula fluminea* Müller, 1774 (*Pelecypoda*, *Corbiculidae*). *Bulletin of Zoology Museum of Amsterdam* 13: 13–16.
- Grabow, K. (1998): *Corbicula "fluminalis"* in der Havel bei Berlin. *Lauterbornia* 32: 15-16.
- Hartog, den C., F.B.W. van den Brink & G. van der Velde (1992): Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? *Journal of Natural History* 26: 1121-1129.
- Müller, O. (2007): Klimatisch begrenzte Invasion nach Osten?- Aktuelles Verbreitungsmuster von *Corbicula fluminea* in der Strom-Oder (Brandenburg). *Lauterbornia* 59: 133-139.
- Schleuter, M. (1992): Ausbreitung der Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* (MÜLLER 1774) und *Corbicula fluminalis* (MÜLLER 1774) im Main. *Lauterbornia* 12: 17-20.



- Tittizer, T. & M. Taxacher (1997): Erstnachweis von *Corbicula fluminea/fluminalis*. *Lauterbornia*: 31: 103-107.
- Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-172.
- Werner, S. & M. Mörtl (2004): Erstnachweis der Fluss-Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* im Bodensee. *Lauterbornia* 49: 93-97.
- Wilke, H. (2007): Erstnachweis von *Corbicula fluminea* in der Hohensaaten-Friedrichsthalerstraße/ Oder (Brandenburg). *Lauterbornia* 59: 63-65.
- www.neozoen-bodensee.de, Internetseite zum Projekt ANEBO (Aquatische Neozoen im Bodensee) des Instituts für Seenforschung (ISF)



Corbicula fluminalis (O.F. Müller, 1774)

Feingerippte Körbchenmuschel

Taxonomie

Klasse: Bivalvia

Ordnung: Heterodonta

Familie: Corbiculidae



Foto: Maria Gies

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Südostasien (östliches Russland, Thailand, China, Philippen, Japan, Taiwan)

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Die Ausbreitung erfolgte von der Nordseeküste kommend nach Süden und Osten über das gesamte Bundeswasserstrassennetz. *C. fluminalis* ist heute verbreitet in größeren Gewässern (v.a. größere Schifffahrtswege). Man geht von einer temperaturbedingten Limitation der Ausbreitung in Richtung Osten aus.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1984 Weser

1987 Niederrhein

1986-1995 nördlicher Oberrhein, Mittelrhein und Niederrhein

1992 Main

1995 Stichkanal Salzgitter

1996 Havel

Ausbreitungsfaktoren:

Verschleppung über Ballastwasser

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige:



Ökologie

Temperaturtoleranz:

thermophil

Beeinflussung durch den Klimawandel:

C. fluminalis könnte vom Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

aktiver Filtrierer

Habitat-Präferenz:

C. fluminalis bevorzugt sandig-kiesigen bis schlammigen, gut durchlüfteten Gewässerboden mit geringen Substratumlagerungen; halophile Art

Strömungspräferenz:

langsam fließende und große Gewässer

Bevorzugte Gewässertypen:

Potamalart; mittelgroße bis große Flüsse/Ströme und Seen

Interaktion mit indigenen Arten:

mögliches Massenaufreten neben der Schwesternart *Corbicula fluminea*

Literatur:

- Bäthe, J. (1993): Die Verbreitung von *Corbicula fluminalis* (O.F.Müller 1774) (Bivalvia, Corbiculidae) in der Weser. *Lauterbornia* 15: 17-21.
- Grabow, K. (1998): *Corbicula "fluminalis"* in der Havel bei Berlin. *Lauterbornia* 32: 15-16.
- Grabow, K. & A. Martens (1995): Vorkommen von *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) und *C. "fluminalis"* (O.F. Müller, 1774) im östlichen Mittellandkanal (Bivalvia: Corbiculidae). *Mitteilungen der Deutschen malakologischen Gesellschaft* 56/57: 19-23, Frankfurt a.M.
- Hartog, den C., F.B.W. van den Brink & G. van der Velde (1992): Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? *Journal of Natural History* 26: 1121-1129.
- Kinzelbach, R. (1991): Die Körbchenmuscheln *Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluviatilis* in Europa (Bivalvia: Corbiculidae). *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv* 29: 215-228.
- Müller, O. (2007): Klimatisch begrenzte Invasion nach Osten?- Aktuelles Verbreitungsmuster von *Corbicula fluminea* in der Strom-Oder (Brandenburg). *Lauterbornia* 59: 133-139.
- Schleuter, M. (1992): Ausbreitung der Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* (MÜLLER 1774) und *Corbicula fluminalis* (MÜLLER 1774) im Main. *Lauterbornia* 12: 17-20.
- Schöll, F., C. Becker & T. Tittizer (1995): Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995. *Lauterbornia* 21:115-137.
- Tittizer, T. & M. Taxacher (1997): Erstrnachweis von *Corbicula fluminea/fluminalis*. *Lauterbornia*: 31: 103-107.
- Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-172.



Dreissena polymorpha (Pallas, 1771)

Zebra-, Wander- Oder Dreikantmuschel

Taxonomie

Klasse: Bivalvia

Ordnung: Veneroidea

Familie: Dreissenidae



Foto: Sabrina Frank

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspischer Raum (Schwarzes Meer)

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Dreissena polymorpha war im Pliozän in Mitteleuropa weit verbreitet und wurde durch die letzten Eiszeiten auf den pontokaspischen Raum zurückgedrängt. Sie ist daher als Rückwanderer zu betrachten und heute in ganz Eurasien weit verbreitet. In Deutschland verbreitete sich D. polymorpha von der Ost- und Nordsee südwärts über den Rhein bis zum Bodensee. Durch den globalen Schiffsverkehr ist D. polymorpha inzwischen auch in Nordamerika, v.a. in den Großen Seen, verbreitet.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1826 Rheindelta

1828 Elbe

1840 Rhein bei Mainz

1960 Bodensee

Ausbreitungsfaktoren:

Das pelagische Larvenstadium und das Festheften mittels Byssusfäden an Schiffen und Treibgut begünstigen eine schnelle Ausbreitung.

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

eurytherm

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

aktiver Filtrierer

Habitat-Präferenz:

vorwiegend Lithal, aber auch Phytal/POM besiedelnd; halotolerant, unter günstigen Bedingungen kann es zu Massenentwicklungen kommen.

Strömungspräferenz:

indifferent

Bevorzugte Gewässertypen:

sowohl im Rhithral als auch im Potamal von Fließgewässern, Seen (Litoral) und Ästuaren

Interaktion mit indigenen Arten:

Der Rückgang der Population von *D. polymorpha* ist durch eine räumliche Konkurrenz mit *Chelicorophium curvispinum* zu begründen. Der massenhafte Bau von schlammigen Wohnröhren durch *Chelicorophium curvispinum* schränkt das frei verfügbare Hartsubstrat stark ein, sodass sich Larven von *D. polymorpha* nicht mehr anheften können. Adulte werden überwachsen und ersticken.

Dreissena ist als Bioindikator geeignet.

Literatur:

- Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-172.
- van den Brink, F.W.B., G. van der Velde & A. bij de Vaate (1993): Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). *Oecologia* 93: 224-232.
- van der Velde, G., B.G.P. Paffen & F.W.B. van den Brink (1994): Decline of Zebra Mussel populations in the Rhine: competition between two mass invaders (*Dreissena polymorpha* and *Corophium curvispinum*). *Naturwissenschaften* 81: 32-34.



Dreissena rostriformis bugensis (Andrusov, 1897)

Quagga-Muschel

Taxonomie

Klasse: Bivalvia

Ordnung: Veneroidea

Familie: Dreissenidae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspischer Raum

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

D. rostriformis bugensis tritt in Nordamerika und Osteuropa invasiv auf. Funde in Deutschland sind bisher Einzelfunde. D. rostriformis bugensis befindet sich am Oberrhein in der Initialphase der Besiedlung. Es wird von einer Ausbreitung über den Main-Donau-Kanal ausgegangen, wobei sich das Vorkommen am unteren Rhein eher durch die Bestände am Rhein-Maas-Ästuar erklären lassen.

Nachweise (Jahr & Fundort)

2006 Rheindelta, Niederlande

2007 Main und in 3 größeren Handelshäfen am Oberrhein (Mannheim, Karlsruhe)

2008 Rheinhafen bei Speyer

2008 Niederrhein bei Lobith und Kleve-Bimmen

Ausbreitungsfaktoren:

Das Vorkommen lebender Exemplare an Frachtschiffen gibt wichtige Hinweise auf Binnenfrachtschiffe als Vektoren der Ausbreitung und auf Einschleppungswege der Art. Es muss von einer schnellen Ausbreitung dieser Art über den gesamten schiffbaren Rhein ausgegangen werden.

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

keine Angaben

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

aktiver Filtrierer

Habitat-Präferenz:

lithophil, euryhalin

Strömungspräferenz:

Präferenz für Stillgewässer. aber auch in Fließgewässern

Bevorzugte Gewässertypen:

bisher meist in Häfen gefunden

Interaktion mit indigenen Arten:

bisher nur in geringen Dichten gefunden

Literatur:

Ackerman, J.D. (1999): Effect of Velocity on the Filter Feeding of Dreissenid Mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): Implications for Trophic Dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(9): 1551-1561.

Martens, A., K. Grabow & G. Schoolmann (2007): Die Quagga- Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae). *Lauterbornia* 61: 145-152.

Mayer, S., A. Rander, K. Grabow & A. Martens (2009): Binnenfrachtschiffe als Vektoren der Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov) im Rhein (Bivalvia: Dreissenidae). *Lauterbornia* 67: 63-67.

Molloy, D.P., A. bij de Vaate, T. Wilke & L. Giamberini (2007): Discovery of *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897) in Western Europe. *Biological Invasions* 9(7): 871-874.

van der Velde, G. & D. Platvoet (2007): Quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). *Aquatic Invasions* 2: 61-264.



Hypania invalida (Grube, 1860)

Süßwasser-Borstenwurm

Taxonomie

Klasse: Polychaeta
Ordnung: Terebellida
Familie: Ampharetidae



Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspis

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Die Verbreitung in Deutschland erfolgte über die Donau stromaufwärts, über den Main-Donau-Kanal in Main und Rhein und von dort aus stromauf- und abwärts. *H. invalida* hat sich weiterhin in Richtung Westen in französische Stromgebiete und nach Osten über den Mittelkanal ausgebreitet.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1958 Erstnachweis für Deutschland durch P. Kothé in der Donau

1993 Main-Donau-Kanal

1995 Rhein (Niederlande)

1996 Main

2001 Mittellandkanal

2006 Oder-Spree-Kanal

2007 Mittlere Elbe (Wittenberge)

2008 bayerische, nicht schiffbare Donau zwischen Kelheim und Dillingen

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

keine Angaben

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

Filtrierer, Detritusfresser, Sedimentfresser

Habitat-Präferenz:

feinsandige bis schlammige Böden oder auf Steinschüttungen (auch in Bühnenfeldern), röhrenbewohnend

Strömungspräferenz:

stehend bis langsam fließend

Bevorzugte Gewässertypen:

große bis mittelgroße Gewässer, Kanäle

Interaktion mit indigenen Arten:

mögliche Veränderung des Habitats durch Bau von Schlammröhren

Literatur:

- Eggers, T.O. & A. Anlauf (2008): *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) in der Mittleren Elbe. *Lauterbornia* 62: 11-13.
- Klink, A. & A. bij de Vaate (1996): *Hypania invalida* (Grube 1860) (polychaeta: Ampharetidae) in the Lower Rhine - new to the Dutch fauna. *Lauterbornia* 25: 57-60.
- Kothé, P. (1968): *Hypania invalida* (Polychaeta, Sedentaria) und *Jaera sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 34: 88-114.
- Müller, R., Hendrich, L., Klima, M. & J.H.E. Koop (2006): Das Makrozoobenthos des Oder-Spree-Kanals und der Fürstenwalder Spree in Brandenburg. *Lauterbornia* 56: 141-154.
- Schmidt, W., Kaiser, D.I. & I. Schuller (1998): Zwei Neuankömmlinge aus der Donau - *Hypania invalida* (Polychaeta) und *Jaera istri* (Isopoda) - haben den ganzen Main besiedelt. *Lauterbornia* 33: 121-123.
- Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (1996): *Gebietsfremde Tierarten*. *Ecomed Landsberg*: 49-86.
- Wittling, T. & O. König, (2009): *Hypania invalida* (Polychaeta: Ampharetidae) in der nicht schiffbaren Donau. *Lauterbornia* 67: 73-76.



Eriocheir sinensis (Edwards, 1853)

Chinesische Wollhandkrabbe

Taxonomie

Klasse: Malacostraca

Ordnung: Decapoda

Familie: Varunidae



Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Das Ursprungsgebiet von *E. sinensis* liegt im ostasiatischen Raum an den Küsten von China, Japan und Korea

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Europa: Golfe de Gascogne bis in nordöstliche Gebiete der Ostsee sowie polnische Binnengewässer. Sporadisch in Norwegen, Großbritannien und Nordamerika.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1912 Aller bei Rethem

1915 Tideelbe, Nordseeküste

1920 Kiel, Kanal

1932 Ostsee

Ausbreitungsgeschwindigkeit: 75 km (Nordsee und Süßwasser) und 300 km (Ostsee) im Jahr nach Peters (1938)

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige: Lebensmittelhandel

Ökologie

Temperaturtoleranz:

hoch, tolerant gegenüber Temperaturveränderungen

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

omnivor

Habitat-Präferenz:

Larven: Küstengewässer, Adulte: Wanderung von Brackwasser bis Quellregionen

Strömungspräferenz:

keine Angaben

Bevorzugte Gewässertypen:

keine Angaben

Interaktion mit indigenen Arten:

Verdrängung anderer Süßwasserdecapoden, Fischräuber

Literatur:

- Boettger, C.R. (1933) Die Ausbreitung der Wollhandkrabbe in Europa. Sitzungsber. Ges. naturforsch. Freunde, Berlin 1933, 399-415.
- Marquard, O. (1926): Die Chinesische Wollhandkrabbe, *Eriocheir sinensis* Milne-Edwards, ein neuer Bewohner deutscher Flüsse.- Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 24: 417-433, Berlin.
- Neubaur, R. (1926): Eine chinesische Wollhandkrabbe im Wittensee. Fischereizeitung (Neudamm): 29: 1111.
- Panning, A. (1938): The Chinese Mitten Crab. Smithsonian Rep.: 361-375.
- Peters, N. (1933) B. Lebenskundlicher Teil. In: Peters, N. & Panning, A. (eds.): Die chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* H. MILNE-EDWARDS) in Deutschland. Akademische Verlagsgesellschaft mbH, Leipzig, 59-156.
- Peters, N. (1938): Ausbreitung und Verbreitung der chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* H. M.-Edw.) in Europa in den Jahren 1933 bis 1935.- Mitteilungen aus dem Hamburgi-schen Zoologischen Museum und Institut 47: 1-31.
- Schnakenbeck, W. (1942): Die Wollhandkrabbe.- In: Demoll, R. & H.N. Maier (eds.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Ergänzungsband zu Band V: 99-140, Taf. VII-XI, (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung), Stuttgart.



Orconectes limosus (Rafinesque, 1817)

Kamberkrebs

Taxonomie

Klasse: Malacostraca

Ordnung: Eucarida (Decapoda)

Familie: Cambaridae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Nordamerika

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

verbreitet im norddeutschen Raum und im Rhein-Main-Gebiet

Nachweise (Jahr & Fundort)

1890 Einführung in Deutschland (Oder)

1972 Nebengewässer des Rheins

Ausbreitungsfaktoren:

Aussetzung 1890 in der deutschen Oder, um den Populationsrückgang von *Astacus astacus* infolge des Befalls durch den parasitischen Pilz *Aphanomyces astaci* zu kompensieren. *Orconectes limosus* breitete sich aktiv weiter aus.

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

0° bis 25°C (eurytherm), Optimum bei 12-20°C

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

räuberisch (Würmer, Schnecken, Muscheln, Insektenlarven, auch Wasserpflanzen), Sammler

Habitat-Präferenz:

sauerstoffreiche Gewässer mit feinkörnigem Sediment (Argyllal, Lithal) und Versteckmöglichkeiten, seine sonstigen Ansprüche an Gewässerstruktur und Wasserqualität sind gering.

Strömungspräferenz:

rheolimnophil, geringe Fließgeschwindigkeit

Bevorzugte Gewässertypen:

Potamalart

Interaktion mit indigenen Arten:

Überträger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) auf einheimische Krebsarten, infolgedessen sanken deren Populationen seit Einführung von *O. limosus*.

Durch die Einwanderung von invasiven Krebsarten ist zudem mit einem erhöhten Fraßdruck auf Invertebraten und Jungfische und mit einer größeren Habitatkonkurrenz mit heimischen Großkrebsen, Invertebraten und benthischen Fischen zu erwarten.

Literatur:

- Alt, W. (1951): Ein amerikanischer Flusskrebs im Main. Nachrichten des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg 31: 14-15.
- Holdich, D.M. & R.S. Lowery (1988): Freshwater crayfish. The University Press, Cambridge.
- Lozan, J.L. (2000): On the Threat to the European Crayfish: A Contribution with the Study of the Activity Behaviour of Four Crayfish Species (Decapoda: Astacidae). Limnologica 30: 156-161.
- Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (1996): Gebietsfremde Tierarten. Ecomed Landsberg: 49-86.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-172.
- Schweng, E. (1972): *Orconectes limosus* in Deutschland, insbesondere im Rheingebiet. Freshwater crayfish 1: 79-87.



Orconectes immunis (Hagen, 1870)

Kalikokrebs

Taxonomie

Klasse: Malacostraca

Ordnung: Eucarida (Decapoda)

Familie: Cambaridae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Nordamerika

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Oberrhein zwischen Baden-Baden und Mannheim

Nachweise (Jahr & Fundort)

1997 Einzelexemplar in einem Kanal der mittleren Oberrheinebene

2000 Rhein bei Rastatt und Baden-Baden

2003 - 2004 Nachweise im Oberrhein zwischen Achern und Mannheim

Ausbreitungsfaktoren:

Neben dem Import durch den Aquarienhandel wird außerdem die Zucht und Aussetzung als Fischköder durch Soldaten eines kanadischen Stützpunktes bei Baden-Söllingen diskutiert.

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige: Verwendung als Fischköder

Ökologie

Temperaturtoleranz:

Wassertemperaturen >30°C werden toleriert, jedoch mit Einschränkungen für die Reproduktion (Optimum bei 25°C)

Beeinflussung durch den Klimawandel:

O. immunis könnte durch den Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

Räuber und Sammler

Habitat-Präferenz:

lehmig/Schlammig, aber auch an Steinschüttungen (mit Vegetation), wenig Ansprüche an die Wasserqualität, toleriert auch niedrigen Sauerstoffgehalt

Strömungspräferenz:

stehend und langsam fließend

Bevorzugte Gewässertypen:

mittelgroße bis große Gewässer des Mittelgebirges

Interaktion mit indigenen Arten:

Im Rhein bei Karlsruhe sind seit dem Erscheinen von *O. immunis* die Populationen von *O. limosus* rückläufig. Diskutiert wird eine Verdrängung von *O. limosus* durch *O. immunis*, da dieser eine frühere Reproduktionsfähigkeit aufweist und Trockenperioden in gegrabenen Gängen überdauern kann.

Durch die Einwanderung von invasiven Krebsarten ist zudem mit einem erhöhten Fraßdruck auf Invertebraten und Jungfische und mit einer größeren Habitatkonkurrenz mit heimischen Großkrebsen, Invertebraten und benthischen Fischen zu erwarten.

Des Weiteren besteht die Gefahr der Übertragung der Krebspest.

Literatur:

- Dehus P., U. Dussling & C. Hoffmann (1999): Notes on the occurrence of the calico crayfish (*Orconectes immunis*) in Germany. *Freshwater Crayfish* 12: 786-790.
- Dussling, U. & C. Hoffmann (1998): First discovery of a population of *Orconectes immunis* in Germany. *Crayfish news* 20(4): 5.
- Gelmar, C., F. Pätzold, K. Grabow & A. Martens (2006): Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 56: 15-25.
- Rach, J.J. & V.K. Dawson (1991): Aspects of the life history of the calico crayfish with special reference to egg hatching success. *The Progressive Fish-Culturist* 53: 141-145.



Pacifastacus leniusculus (Dana, 1858)

Signalkrebs

Taxonomie

Klasse: Malacostraca

Ordnung: Eucarida (Decapoda)

Familie: Cambaridae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Nordamerika (Nordwest)

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

verbreitet in Westeuropa und Skandinavien

Nachweise (Jahr & Fundort)

1980 Aussetzung im Bodensee

1997 Adige, Nordost-Italien

2005 See Brugneto, Nordwest-Italien

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

4° bis 30°C (eurytherm), Optimum bei 15° bis 20°C, erträgt höhere Temperaturen als *Astacus astacus*. Aktivität korreliert mit der Wassertemperatur.

Beeinflussung durch den Klimawandel:

P. leniusculus könnte gegenüber *Astacus stacus* vom Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

räuberisch (Würmer, Schnecken, Muscheln, Insektenlarven, auch Wasserpflanzen), Sammler

Habitat-Präferenz:

Lithal/Argyllal/Phytal, sauerstoffreiche Gewässer mit Versteckmöglichkeiten, geringe Ansprüche an die Wasserqualität

Strömungspräferenz:

indifferent

Bevorzugte Gewässertypen:

Rhithral kleiner bis großer Fließgewässer, Litoral von Seen

Interaktion mit indigenen Arten:

P. leniusculus kann heimische Flusskrebarten, wie z.B. *Astacus astacus*, im Falle einer Konkurrenz um eine limitierte Ressource verdrängen.

Durch die Einwanderung von invasiven Krebsarten ist zudem mit einem erhöhten Fraßdruck auf invertebraten und Jungfische und mit einer größeren Habitatkonkurrenz mit heimischen Großkrebsen, Invertebraten und benthischen Fischen zu erwarten.

Zudem ist *P. leniusculus* Überträger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) auf einheimische Krebsarten, infolgedessen sanken deren Populationen seit Einführung von *P. leniusculus* nach Europa.

Literatur:

- Bubb, D.H., T.J. Thom & M.C. Lucas (2004): Movement dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49: 357-368.
- Holdich, D.M. & R.S. Lowery (1988): *Freshwater crayfish*. The University Press, Cambridge.
- Lozan, J.L.(2000): On the Threat to the European Crayfish: A Contribution with the Study of the Activity Behaviour of Four Crayfish Species (Decapoda: Astacidae). *Limnologica* 30: 156-161.
- Machino, Y. (1997): Présence de l'écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*) en Italie. *L'Astaciculteur de France* 52: 2-5.
- Soderback, B. (1991): Interspecific dominance relationship and aggressive interactions in the freshwater crayfishes *Astacus astacus* (L.) and *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Canadian Journal of Zoology* 69(5): 1321-1325.
- Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (1996): *Gebietsfremde Tierarten*. Ecomed Landsberg: 49-86.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-172.



Chelicorophium curvispinum (Sars, 1895)

Schlickkrebs

Taxonomie

Klasse: Malacostraca
Ordnung: Amphipoda
Familie: Corophiidae



Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspis

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Schwarzes und Kaspisches Meer bis Deutschland, Niederlande und Polen, Irland

Nachweise (Jahr & Fundort)

1912 Müggelsee bei Berlin (Wunsch, 1912)

1920 Tiedeelbe (Schlienz, 1923)

1932 Ostsee (Neuhaus, 1933)

1959 Donau (Tittizer, 1996)

1987 Rhein (Tittizer, 1996)

1988 Main (Tittizer, 1996)

1993 Main-Donau-Kanal (Tittizer, 1996)

1990 brackige Unterelbe auf der Höhe von Brokdorf (ARGE Elbe, 1991)

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige: aktive Wanderung

Ökologie

Temperaturtoleranz:

keine Angaben

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

aktiver Filtrierer von Detritus und Plankton

Habitat-Präferenz:

Hartsubstrat

Strömungspräferenz:

keine Angaben

Bevorzugte Gewässertypen:

Süß- und Brackwasser

Interaktion mit indigenen Arten:

Verdrängung indigener Arten mit ähnlicher Habitatpräferenz (z.B. *Dreissena polymorpha*);
Substrat-Modifikation

Literatur:

- ARGE Elbe (1991): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität. Wassergütestelle Elbe: 108 pp., Hamburg.
- Neuhaus, E. (1933): Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. I. Untersuchungen über die allgemeinen hydrographischen und biologischen Verhältnisse. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 31: 427-489.
- Noordhuis, R. van Schie, J. & N. Jaarsma (2009): Colonization patterns and impacts of the invasive amphipods *Chelicorophium curvispinum* and *Dikerogammarus villosus* in the IJsselmeer area, the Netherlands. *Biological Invasions* 11(9): 2067-2084.
- Schliez, W. (1923): Verbreitung und Verbreitungsbedingungen der höheren Krebse im Mündungsgebiet der Elbe. *Archiv für Hydrobiologie* 14: 429-452, Taf. IV-V, 2 Tab.
- Rey, P., Ortlepp, J. & D. Kury (2004): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 380. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 88 S.
- Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & S. Schmidt-Fischer (eds.) *Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope*. Ecomed, Landsberg, 49-86.
- Wunsch, H.H. (1912): Eine neue Spezies des Genus *Corophium* Latr. aus dem Müggelsee bei Berlin. *Zoologischer Anzeiger* 39: 729-738.



Dikerogammarus villosus (Sovinsky, 1894)

Großer Höckerflohkrebs

Taxonomie

Klasse: Malacostraca

Ordnung: Amphipoda

Familie: Pontogammaridae



Foto: Maria Gies

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspischer Raum

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Die Ausbreitung erfolgte von Osten her über die Donau, den Main-Donau-Kanal, den Rhein stromauf- und abwärts, sowie über den Mittellandkanal in Richtung östliches Deutschland. Inzwischen wird die Art regelmäßig in den großen Strömen Deutschlands (Rhein, Main, Donau, Mosel, Neckar, Elbe) nachgewiesen.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1992 Erstnachweis für Deutschland in der Donau

1993 Main-Donau-Kanal

1994 niederländischer Rhein

1998 Weser, Mittellandkanal und Elbe

2001 Oder

2003 Bodensee

2008 Vltava (Zufluss der Elbe, Tschechische Republik) und Vistula (Polen)

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

eurytherm, euryhalin

Beeinflussung durch den Klimawandel:

D. villosus könnte durch den Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

Räuber, Zerkleinerer, Sammler

Habitat-Präferenz:

Lithal/Technolithal, vorwiegend an strömungsexponierten Zonen an Unterseiten, Spalten und Hohlräumen von Steinen

Strömungspräferenz:

strömungsexponiert

Bevorzugte Gewässertypen:

dominante Gammaridenart in vielen Bundeswasserstrassen, vorwiegend Potamal

Interaktion mit indigenen Arten:

In den Niederlanden wurde die heimische Gammaridenart Gammarus duebeni sowie der invasive Gammarus tigrinus von D. villosus durch Prädation erfolgreich verdrängt bzw. eliminiert.

Literatur:

- Bacela, K., M. Grabowski & A. Konopacka (2008): Dikerogammarus villosus (Sowinsky, 1894)(Crustacea, Amphipoda) enters Vistula – the biggest river in the Baltiv basin. Aquatic Invasions 3(1): 95-98.
- Berezina, N.A. & Z. Duris (2008): First record of the invasive species Dikerogammarus villosus (Crustacea: Amphipoda) in the Vltava River (Czech Republic). Aquatic Invasions 3(4): 455-460.
- Bij de Vaate, A. & A.G. Klink (1995): Dikerogammarus villosus Sovinsky (Crustacea: Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine. Lauterbornia 20: 51-54.
- Brujjs, M.C.M., B. Kelleher, G. van der Velde & A. Bij de Vaate (2001): Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod Dikerogammarus villosus: indicators of further dispersal via ballast water transport. Archiv für Hydrobiologie 152: 633-646.
- Dick, J.T.A. & D. Platvoet (2000): Invading predatory crustacean Dikerogammarus villosus eliminates both native and exotic species. Proceedings of the Royal Society of London B 267: 977-983.
- Grabow, K., T.O. Eggert & A. Martens (1998): Dikerogammarus villosus Sovinsky (Crustacea: Amphipoda) in norddeutschen Kanälen und Flüssen. Lauterbornia 33: 103-107.
- Müller, O., M.L. Zettler & P. Gruszka (2001): Verbreitung und Status von Dikerogammarus villosus (Sovinsky 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und den abgrenzenden Wasserstraßen. Lauterbornia 41: 105-112.
- Mürle, U., A. Becker & P. Rey (2004): Dikerogammarus villosus (Amphipoda) im Bodensee. Lauterbornia 49: 77-79.
- Schöll, F., C. Becker & T. Tittizer (1995): Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995. Lauterbornia 21: 115-137.
- Tittizer, T. M. Banning & S. Potel (1995): Die Makroinvertebratenbesiedlung des Main-Donau-Kanals. BFG-Bericht, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.s



Tittizer, T., H. Leuchs & M. Banning (1994): Das Makrozoobenthos der Donau im Abschnitt Kelheim-Jochenstein (Donau-km 2414-2202). *Limnologie aktuell* 2: 173-188.

Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach & M. Schleuter (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-172.



Jaera istri syn. sarsi (Valkanov, 1938)

Donauassel

Taxonomie

Klasse: Malacostraca
Ordnung: Peracarida
Familie: Isopoda (Unterordnung)



Foto: Maria Gies

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspis

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Die Verbreitung erfolgte über die Donau, den Main-Donau-Kanal und den Main in den Rhein, von dort aus flussauf- und abwärts. Jaera sarsi hat sich dann weiter in Richtung Osten über den Mittellandkanal in die Weser und Elbe ausgebreitet.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1938 Ersthachweis für Deutschland in der Donau bei Passau

1987 Donau bei Regensburg

1994 Main-Donau-Kanal

1995 Main und Rhein oberhalb der Mainmündung

1999 Elbe

1999 Rhein bei Basel (Hochrhein)

2003 Weser

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

keine Angaben

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

Weidegänger

Habitat-Präferenz:

auf steinigem Substrat im Uferbereich großer Flüsse, Steinschüttungen bis Grobkies

Strömungspräferenz:

rheophil

Bevorzugte Gewässertypen:

vorwiegend Potamal großer Flüsse und Ströme, in der Pontokaspis auch im Brackwasser

Interaktion mit indigenen Arten:

nicht bekannt

Literatur:

- Kothé, P. (1968): *Hypania invalida* (Polychaeta, Sedentaria) und *Jaera sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 34: 88-114.
- Schleuter, M. & A. Schleuter (1995): *Jaera istri* (VEUILLE) (Janiridae, Isopoda) aus der Donau erreicht über den Main-Donau-Kanal den Main. *Lauterbornia* 21: 177-178.
- Schöll, F. & M. Banning (1996): Erstnachweis von *Jaera istri* (Veuille) (Janiridae, Isopoda) im Rhein. *Lauterbornia* 25: 61-62.
- Schöll, F. & D. Hardt (2000): *Jaera istri* (Veuille) (Janiridae, Isopoda) erreicht die Elbe. *Lauterbornia* 38: 99.
- Schmidt, W.-D., I. Kaiser & I. Schuller (1998): Zwei Neuankömmlinge aus der Donau - *Hypania invalida* (Polychaeta) und *Jaera istri* (Isopoda) - haben den ganzen Main besiedelt. *Lauterbornia* 33: 121-123.
- Tittizer, T., M. Banning & S. Potel (1995): Die Makroinvertebratenbesiedlung des Main-Donau-Kanals. BfG-Bericht, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (1996): *Gebietsfremde Tierarten*. Ecomed Landsberg: 49-86.
- Tobias, W., A. Wegmann, A. & H. Bernerth. (2005): *Jaera sarsi* oder *Jaera sarsi*? – Zum taxonomischen Status der „Donauassel“ (Isopoda, Asellota: Janiridae). In: *Umwelt und Geologie: Faunistisch-ökologische Untersuchungen des Forschungsinstituts Senckenberg*: 5-14.
- Wolff, C. (2003): Erstnachweis von *Jaera istri* (Veuille, 1979) (Janiridae, Isopoda) in der Weser. *Lauterbornia* 48: 73-74.
- www.neozoen-bodensee.de, Internetseite zum Projekt ANEBO (Aquatische Neozoen im Bodensee) des Instituts für Seenforschung (ISF)



Neogobius kessleri (Günter, 1861)

Kessler-Grundel

Taxonomie

Klasse: Osteichthyes (Knochenfische)

Ordnung: Perciformes

Familie: Gobiidae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspis, dort Zuflüsse des Schwarzen und Kaspischen Meeres

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

N. kessleri gilt in der Donau als heimische Art. Die Ausbreitung erfolgte über die Donau, den Main-Donau-Kanal in das Rheineinzugsgebiet, wo die Art heute verbreitet ist.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1996 Donau (Slowakei)

1999 Donau bei Straubing

2006 Main und Rhein bei Königswinter

2007 Main zwischen Aschaffenburg und Mündung in den Rhein

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

Toleranz gegenüber hohen Wassertemperaturen (25° bis 30°C)

Beeinflussung durch den Klimawandel:

Die Art könnte bei steigenden Wassertemperaturen durch den Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

räuberisch, benthivor

Habitat-Präferenz:

littoral, Steinschüttungen, auch Kies

Strömungspräferenz:

sowohl limno- als auch rheobiont

Bevorzugte Gewässertypen:

keine Angaben

Interaktion mit indigenen Arten:

verstärkte Prädation auf Invertebraten, erhöhte Konkurrenz mit heimischen Fischarten

Literatur:

- Ahnelt, H., Bănărescu, P., Spolwind, R., Harka, A. & H. Waidbacher (1998): Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces: Gobiidae) in the middle and upper Danube region - examples of different dispersal patterns? *Biologia Bratislava* 53(5): 661-674.
- Bernerth, H. (2009): Die Ausbreitung von *Proterorhinchus semilunaris* (Marmorierte Grundel) und *Neogobius kessleri* (Kessler-Grundel) im Main. Angaben zur Biologie und Temperaturtoleranz der Marmorierten Grundel nach Funden in einem Kühlwasserkanal. *Lauterbornia* 67: 1-13.
- Erős, T., Sevcsik, A. & B. Tóth (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 350-357.
- Freyhof, J. (2003): Immigration and potential impacts of invasive freshwater fishes in Germany. *Berichte IGB* 17, 51–58.
- Harka, Á. & P. Biró (2007) New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian Gobies – A result of global climate change and/or canalization. *Journal of Ichthyology* 1: 1-14.
- Jurajda, P., Černý, J., Polačik, M., Valová, Z., Janáč, M., Blažek, R. & M. Ondračková (2005): The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 319–323.
- Maitland, P.S. & K. Linsell (2007): Süßwasserfische. Kosmos Naturführer. Franckh-Kosmos Verlag GmbH & Co KG, Stuttgart.
- Seifert, K. & F. Hartmann (2000): Die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri* Günther 1861), eine neue Fischart in der deutschen Donau. *Lauterbornia* 38: 105-108.
- Stemmer, B. (2008): Fluss-Grundeln im Rhein-Gewässersystem. *Natur in NRW* 4/08.
- Weissenbacher, A., Spolwind, R. & H. Waidbacher (1998): Hohe Populationsdichten der Kessler-Grundel (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) in der österreichischen Donau, östlich von Wien. *Österreichs Fischerei* 51: 268–273.
- Wiesner, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 324-327.
- Zweimüller, I., Moidl, S. & H. Nimmervoll (1996): A new species for the Austrian Danube, *Neogobius kessleri*. *Acta Universitatis Carolinae. Biologica* 40: 213-218.
- Digitaler Fischartenatlas von Deutschland und Österreich, Gesellschaft für Ichthyologie e.V., <http://www.fischartenatlas.de>, Stand 03.02.2010.
- Rheinfischereigenossenschaft in NRW (RFG), http://www.rheinfischerei-nrw.de/aktuelles/07_11_2006.html, Stand 03.02.2010.



Neogobius melanostomus (Pallas, 1814)

Schwarzmundgrundel

Taxonomie

Klasse: Osteichthyes (Knochenfische)

Ordnung: Perciformes

Familie: Gobiidae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspis, Zuflüsse und Küstenbereiche des Kaspischen , Schwarzen und Asovchen Meeres

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Die Art ist inzwischen in der Ostsee und den Großen Seen in Nordamerika verbreitet und wird inzwischen auch in der deutschen Donau, in der Ukraine, Russland und in der Slowakei regelmäßig gefunden.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1997 Donau (Serbien)

1999 Donau bei Wien

2001 Donau bei Budapest (Ungarn)

2003 Donau und Hron (Slowakei)

2004 Donau bei Passau

2004 Lek, Niederlande

2008 Rhein bei Dormagen und im Bereich des Duisburger Hafens

Ausbreitungsfaktoren:

Ausbreitung des an Schiffen angehefteten Laichs und im Ballastwasser

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige:

Ökologie

Temperatortoleranz:

eurytherm (bis 30°C), euryhalin (Salinität 2,00-3,69%)

Beeinflussung durch den Klimawandel:

Die Art könnte bei steigenden Wassertemperaturen durch den Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

räuberisch, benthivor

Habitat-Präferenz:

Bodenbewohner von Steinschüttungen im Uferbereich, mit Versteckmöglichkeiten, aber auch auf sandig-kiesigen Substraten (dort grabend)

Strömungspräferenz:

sowohl limno- als auch rheobiont

Bevorzugte Gewässertypen:

Küstenbereiche und Unterläufe, auch Stillgewässer

Interaktion mit indigenen Arten:

verstärkte Prädation auf Invertebraten, erhöhte Konkurrenz mit heimischen Fischarten. Außerdem könnte diese Fischart heimische Fische aufgrund ihrer nächtlichen Nahrungssuche verdrängen.

Literatur:

- Corkum, L.D., Sapota, M.R. & K.E. Skora (2004): The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. *Biological Invasions* 6 (2): 173-181.
- DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50303#>, Stand 03.02.2010.
- Erős, T., Sevcsik, A. & B. Tóth (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 350-357.
- Harka, Á. & P. Biró (2007) New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian Gobies – A result of global climate change and/or canalization. *Journal of Ichthyology* 1: 1-14.
- Jurajda, P., Černý, J., Polačik, M., Valová, Z., Janáč, M., Blažek, R. & M. Ondračková (2005): The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 319–323.
- Maitland, P.S. & K. Linsell (2007): Süßwasserfische. Kosmos Naturführer. Franckh-Kosmos Verlag GmbH & Co KG, Stuttgart.
- Gé CW. van Beek (2006) The round goby *Neogobius melanostomus* first recorded in the Netherlands . *Aquatic Invasions* 1:42-43
- Paintner, S. & K. Seifert (2006): First Record of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Gobiidae), in the German Danube. *Lauterbornia* 58: 101-107.
- Ray, W.J. & L.D. Corkum (2001): Habitat and site affinity of the round goby. *Journal of Great Lakes Research* 27 (3): 329-334.
- Simonovič, P., Paunovič, M. & S. Popovič (2001): Morphology, feeding, and reproduction of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River basin, Yugoslavia. *Journal of Great Lakes Research* 27 (3): 281-289.
- Skora, K., Olenin, S. & S. Gollasch (1999): *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811). p. 69-73. In: Gollasch, S., Michin, D., Rosenthal, H. & M. Voight (eds.) (1999): Case histories on introduced species: their general biology, distribution , range expansion and impact. Logos Verlag Berlin.



- Stemmer, B. (2008): Fluss-Grundeln im Rhein-Gewässersystem. *Natur in NRW* 4/08.
- Stráňai, I. & J. Andreji (2004): The first report of round goby, *Neogobius melanostomus* (Pisces, Gobiidae) in the waters of Slovakia. *Folia Zoologica* 53: 335–338.
- Wiesner, C., Spolwind, R., Waidbacher, H., Guttman, S. & A. Doblinger (2000): Erstnachweis der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich. *Österreichs Fischerei* 53: 330–331.
- Wiesner, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 324-327.
- Digitaler Fischartenatlas von Deutschland und Österreich, Gesellschaft für Ichthyologie e.V., <http://www.fischartenatlas.de>, Stand 03.02.2010.
- Rheinfischereigenossenschaft in NRW (RFG), http://www.rheinfischerei-nrw.de/aktuelles/07_11_2006.html, Stand 03.02.2010.

Neogobius fluviatilis (Pallas, 1814)

Fluss-Grundel

Taxonomie

Klasse: Osteichthyes (Knochenfische)

Ordnung: Perciformes

Familie: Gobiidae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Pontokaspis, dort Küstenbereiche und Ästuar des Schwarzen, Kaspischen und Asovischen Meeres

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

N. fluviatilis hat sich neben N. kessleri und Proterorhinus marmoratus in den letzten beiden Jahrzehnten aus ihrem pontokaspischen Ursprungsgebiet im Donausystem flussaufwärts ausgebreitet und ist inzwischen in der mittleren Donau verbreitet. Ein weiteres Vordringen in die Zuflüsse ist zu erwarten.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1970 See Balaton (Ungarn)

1984 Donau (Ungarn)

1993 Tisza (Ungarn, Serbien)

2001 Vistula (Polen)

2001 Donau (Slowakei, Hron-Mündung)

2003 Raba (Donausystem, Österreich)

2008 Rhein, Duisburger Hafen

2009 Waal (Rhein, Niederlande)

Ausbreitungsfaktoren:

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige:

Ökologie

Temperaturtoleranz:

4° bis 20°C

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

räuberisch, benthivor

Habitat-Präferenz:

sandig bis feines Substrat/ Kies im Uferbereich ohne künstliche Steinschüttungen

Strömungspräferenz:

rheophil

Bevorzugte Gewässertypen:

im Ursprungsgebiet häufige Art in Tieflandflüssen

Interaktion mit indigenen Arten:

bisher nicht bekannt, es sind aber ähnliche Auswirkungen wie bei anderen Grundelarten zu erwarten (verstärkte Prädation auf Invertebraten, erhöhte Konkurrenz mit heimischen Fischarten).

Literatur:

- Ahnelt, H., Bănărescu, P., Spolwind, R., Harka, A. & H. Waidbacher (1998): Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces: Gobiidae) in the middle and upper Danube region - examples of different dispersal patterns? *Biologia Bratislava* 53(5): 661-674.
- Baensch, H.A. & R. Riehl (1991): *Aquarien-atlas*. Bd. 3. Melle: Mergus, Verlag für Natur- und Heimtierkunde, Germany. 1104 p.
- Biró, P. (1972): *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton; a Ponto-Caspian goby new to the fauna of central Europe. *Journal of Fish Biology* 4: 249-255.
- Erős, T., Sevcsik, A. & B. Tóth (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 350-357.
- Harka, Á. & P. Biró (2007) New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian Gobies – A result of global climate change and/or canalization. *Journal of Ichthyology* 1: 1-14.
- Holčík, J., Stráňai, I. & J. Andreji (2003): The further advance of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) (Pisces, Gobiidae) upstream of the Danube. *Biologia Bratislava* 58(5): 967-973.
- Jurajda, P., Černý, J., Polačik, M., Valová, Z., Janáč, M., Blažek, R. & M. Ondračková (2005): The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 319–323.
- Kakareko, T., Płachocki, D. & J. Kobak (2009): Relative abundance of Ponto-Caspian gobiids in the lower Vistula River (Poland) 3 to 4 years after first appearance. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 647-651.
- Maitland, P.S. & K. Linsell (2007): *Süßwasserfische*. Kosmos Naturführer. Franckh-Kosmos Verlag GmbH & Co KG, Stuttgart.



- Pintér, K. (1989): Fishes of Hungary. Akadémiai Kaidó, Budapest, 202p.
- Stemmer, B. (2008): Fluss-Grundeln im Rhein-Gewässersystem. Natur in NRW 4/08.
- van Kessel, N., Dorenbosch, M. & F. Spikmans (2009): First record of Pontian monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), in the Dutch Rhine. Aquatic Invasions 4(2): 421-424.
- Wiesner, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. Journal of Applied Ichthyology 21: 324-327.



Hydrocotyle ranunculoides L.f.

Großer Wassernabel

Taxonomie

Klasse: Dicotyledonae

Ordnung: Apiales

Familie: Apiaceae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Nordamerika, auch in Mittel- und Südamerika

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Aktuell ist die Art nur aus Westdeutschland bekannt.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1990 Großbritannien

1994 Niederlanden

2004 Erft und Niers (Nordrhein-Westfalen)

Ausbreitungsfaktoren:

Durch Ausbildung von Stolonen kann sich die Art an neuen Standorten schnell ausbreiten.

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige: Verbreitung über Sprossbruchstücke

Ökologie

Temperaturtoleranz:

physiologisches Optimum zwischen 25° und 30°C

Beeinflussung durch den Klimawandel:

Die Art könnte vom Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

Primärproduzent

Habitat-Präferenz:

vor allem kleine, flache, eutrophe Gewässer, schlammig

Strömungspräferenz:

stehende und langsam fließende Gewässer

Bevorzugte Gewässertypen:

vor allem eutrophe Gewässer

Interaktion mit indigenen Arten:

Unter guten Bedingungen kann *H. ranunculoides* einheimische Arten innerhalb weniger Jahre lokal verdrängen. Die Art übt außerdem bei dichten Beständen einen starken Konkurrenzdruck durch ihre Schwimm- und Überwasserblätter auf andere submerse Arten aus.

Literatur:

- Clement, E.J. & M.C. Foster (1994): Alien Plants of the British Isles. Botanical Society of the British Isles, London.
- De Mars, H. & A. Bouman (2002): Grote waternavel ook een bedreiging voor zwak gebufferde vennen. *De Levende Natuur* 103(1): 22-25.
- Hussner, A. & K. van de Weyer (2004): *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. (Apiaceae) - Ein neuer aquatischer Neophyt im Rheinland. *Floristische Rundbriefe* 38(1/2): 1-6.
- Hussner, A., van de Weyer, K. & K.-H. Wiehler (2005): Zum gegenwärtigen Stand der Ausbreitung des Großen Wassernabels (*Hydrocotyle ranunculoides* L. fil.) in Nordrhein-Westfalen. *Decheniana* 158: 19-24.
- Hussner, A. & R. Lösch (2007): Growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* L. fil. in Central Europe. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 20(8): 653-660.
- Hussner, A. (im Druck): Zur Biologie des aquatischen Neophyten *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. (Apiaceae) in Nordrhein-Westfalen. *Floristische Rundbriefe* 40.
- Newman, J.R. & F.H. Dawson (1999): Ecology, distribution and chemical control of *Hydrocotyle ranunculoides* in the U.K. *Hydrobiologia* 415: 295-298.



Elodea nuttallii (Planchon) St. John

Schmalblättrige Wasserpest

Taxonomie

Klasse: Monocotyledonae

Ordnung: Hydrocharitales

Familie: Hydrocharitaceae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Nordamerika

Status:

Einzelfund

Anwarter

etabliert

invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

E. nuttallii ist inzwischen weltweit verbreitet. Die Art trat primär im nordwestdeutschen Tiefland auf, hat sich aber seit 1960 schnell in Süd- und Ostdeutschland ausgebreitet. E. nuttallii folgte E. canadensis nach.

Nachweise (Jahr & Fundort)

1939 Belgien

1941 Niederlande

1953 Ersthachweis für Deutschland in Münster

1961 Vogtland

Ausbreitungsfaktoren:

sehr schnelle Ausbreitung durch vegetative Vermehrung

Schiffsverkehr

Kanäle

Aquaristik

Aquakultur

Aussetzung

Sonstige: Verbreitung über Wasservögel

Ökologie

Temperaturtoleranz:

E. nuttallii hat eine hohe Temperaturtoleranz, eurytherm, Wachstum kann bei Temperaturen über 4 °C erfolgen.

Beeinflussung durch den Klimawandel:

Die Art könnte vom Klimawandel profitieren.

Ernährungstyp:

Primärproduzent

Habitat-Präferenz:

eu- bis hypertrophe Gewässer bis 12m Tiefe, toleriert Salzgehalte bis zu 14%

Strömungspräferenz:

langsam und schnell fließende Gewässer, Seen

Bevorzugte Gewässertypen:

E. nuttallii kommt sowohl in eu- bis hypertrophen Stillgewässern vor, als auch in Gräben und schneller fließenden Gewässern.

Interaktion mit indigenen Arten:

E. nuttallii hat die bis dahin stark verbreitete, neophytische Art *Elodea canadensis* zurückgedrängt. Planktonalgen sind ebenfalls durch die starke Konkurrenz mit *E. nuttallii* betroffen.

Literatur:

- James, C.S., Eaton, J.W. & Hardwick, K. (1999): Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx., *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. *Hydrobiologia* 415: 35-40.
- Kowarik, I. (2003): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Ulmer, 380 S.
- Prodaza, P., Brinkmann, T., Evers, P., Felde, D. von, Frost, U., Klopp, R., Knotte, H., Kühlmann, M., Kuk, M., Lipka, P., Nusch, E. A., Wessel, A., Weyer, K. van de (2008): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. F & E- Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (MUNLV), Abschlussbericht, Essen.
- Starfinger, U. & I. Kowarik (2003), Überarbeitung von F. Klingenstein (2008): *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John, (Hydrocharitaceae), Schmalblättrige Wasserpest. Bundesamt für Naturschutz
- Stengert, M., Podraza, P., Weyer, K. van de (2008). Die Entwicklung von *Elodea nuttallii* (PLANCHON) ST. JOHN in den Ruhrstauseen in den Jahren 2006 und 2007 unter dem Einfluss von Hochwässern im Frühjahr und Sommer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2007 (Münster): 225-228, Werder 2008.
- Vöge, M. (2003): Was macht *Elodea nuttallii* so erfolgreich gegenüber *Elodea canadensis*? *Floristische Rundbriefe* 37(1/2): 37-40.
- Wattendorf, J. (1964): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John im Teich des Botanischen Gartens zu Münster (Westf.). *Natur und Heimat* 24: 86-91.
- Weber-Oldecop, D.W. (1977): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John, eine neue limnische Phanerogame der deutschen Flora. *Archiv für Hydrobiologie* 79: 397-403.
- <http://www.aquatischeneophyten.de/Webseiten%20NEU/Pflanzenseiten%20neu/Elodea%20nuttallii.htm>, Dr. Andreas Hussner, Stand 03.02.2010
- NeoFlora, Invasive gebietsfremde Pflanzen in Deutschland, <http://www.floraweb.de/neoflora/Handbuch/elodeanuttallii.html>, Stand 24.02.2010



Elodea canadensis (Michaux 1803)

Kanadische Wasserpest

Taxonomie

Klasse: Monocotyledonae

Ordnung: Hydrocharitales

Familie: Hydrocharitaceae

Verbreitung

Herkunftsgebiet:

Nordamerika

Status:

Einzelfund Anwarter etabliert invasiv

Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz:

Nach dem ersten Auftreten in Irland gelangte *E. canadensis* von dort in botanische Gärten in Deutschland. Heute ist die Art weltweit verbreitet, in Deutschland wird ein Populationsrückgang beobachtet (Konkurrenz mit *E. nuttallii*, Nematodenbefall, Gewässerchemie).

Nachweise (Jahr & Fundort)

1836 Irland

1859 Aussetzung aus Berliner Botanischen Garten in umliegende Gewässer
danach schnelle Ausbreitung in die mit Kanälen verbundenen Flusssysteme

Ausbreitungsfaktoren:

sehr schnelle Ausbreitung durch vegetative Vermehrung

Schiffsverkehr Kanäle Aquaristik Aquakultur
 Aussetzung Sonstige: Verbreitung über Wasservögel

Ökologie

Temperaturtoleranz:

1° bis 25°C, überwinterungsfähig

Beeinflussung durch den Klimawandel:

nicht bekannt

Ernährungstyp:

Primärproduzent

Habitat-Präferenz:

meso- bis eutrophe Gewässer, bis 12m Tiefe, auf feinen Sedimenten

Strömungspräferenz:

langsam fließende Gewässer, Seen

Bevorzugte Gewässertypen:

sowohl stehende als auch fließende Gewässer

Interaktion mit indigenen Arten:

Elodea canadensis wurde durch die nachfolgende neophytische Schwesternart *Elodea nuttallii* zurückgedrängt.

Literatur:

- DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, <http://www.europe-alien.org/speciesFactsheet.do?speciesId=1052>, Stand 04.02.2010.
- James, C.S., Eaton, J.W. & Hardwick, K. (1999): Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx., *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. *Hydrobiologia* 415: 35-40.
- Kohler, A. (1995): Neophyten in Fließgewässern - Beispiele aus Süddeutschland und dem Elsaß. *Schriftenreihe für Vegetationskunde (Sukopp-Festschrift)* 27: 405-412.
- Kowarik, I. (2003): *Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Stuttgart, Ulmer, 380 S.
- Prodaza, P., Brinkmann, T., Evers, P., Felde, D. von, Frost, U., Klopp, R., Knotte, H., Kühlmann, M., Kuk, M., Lipka, P., Nusch, E. A., Wessel, A., Weyer, K. van de (2008): Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. F & E- Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (MUNLV), Abschlussbericht, Essen.
- Spicer, K.W. & Catling, P.M. (1988): The biology of Canadian weeds. 88. *Elodea canadensis* Michx. *Canadian Journal of Plant Sciences* 68: 1035-1051.
- Van de Weyer, K., Wahrenburg, P. & Wiegand, G. (1990): Die Makrophytenvegetation im Einzugsgebiet der Rur. 1. Die Fließgewässervegetation und ihre Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. *Decheniana* 143: 141-159.
- Vöge, M. (2003): Was macht *Elodea nuttallii* so erfolgreich gegenüber *Elodea canadensis*? *Floristische Rundbriefe* 37(1/2): 37-40.
- <http://www.aquatischeneophyten.de/Webseiten%20NEU/Pflanzenseiten%20neu/Elodea%20canadensis.htm>, Dr. Andreas Hussner, Stand 03.02.2010
- NeoFlora, Invasive gebietsfremde Pflanzen in Deutschland, <http://www.floraweb.de/neoflora/Handbuch/elodeacanadensis.html>, Stand 24.02.2010

Anhang E: Design der Website – „Home“



„Fließgewässerbiologie und Klimawandel“

Der Klimawandel verändert Wasserführung und Temperatur von Bächen und Flüssen

Dies hat eine ganze Kette von Prozessen zur Folge, die sich letztlich auf Pflanzen und Tiere im Gewässer auswirken: Manche Arten werden seltener oder sterben aus, andere Arten wandern ein. Lebensgemeinschaften von Gewässern und ihre Funktionen im Naturhaushalt ändern sich.

Während die [Änderungen der Wasserführung](#) in Folge des Klimawandels detailliert modelliert werden, ist über mögliche Veränderungen der Gewässerbiologie wenig bekannt. Auf dieser Seite wird das bislang veröffentlichte Wissen zu Klimawandel und Fließgewässerökologie zusammengefasst, mit Fokus auf den süddeutschen Raum.

„Erfahren Sie mehr über“

<p>1. Wirkungsbeziehungen</p> <p>Direkt und indirekt verändert der Klimawandel abiotische Faktoren in Gewässern. Dies hat vielfältige Rückwirkungen auf verschiedene Organismengruppen.</p>	<p>2. Literatur</p> <p>Hier finden Sie Angaben zu 228 Studien, die sich mit Klimawandel und Gewässerökosystemen beschäftigen und die Relevanz für Süddeutschland haben.</p>	<p>3. Neobiota</p> <p>Viele Neobiota sind tolerant gegenüber Temperatur, Eutrophierung und Versauerung und profitieren damit indirekt vom Klimawandel.</p>
--	--	---



Anhang E: Design der Website – „Folgeseite“



The screenshot shows a website layout for 'KLIWA' (Fließgewässerbiologie und Klimawandel). The header includes the KLIWA logo and navigation links: HOME, INDIKATOREN und mehr, HINTERGRUND, DOWNLOADS und Links, GLOSSAR, KONTAKT, IMPRESSUM. The main content area features a sidebar with 'Indikatoren' and a list of sub-topics: Organismengruppen, Wirkungsbeziehungen, Literatursuche, and Neobiota. The main text area is titled 'Indikatoren und mehr' and contains an introductory paragraph, a paragraph about climate change impacts, and a bulleted list of key topics. A photograph of a stream with algae is shown on the right. A secondary navigation bar is visible at the bottom of the page.

KLIWA
 Fließgewässerbiologie und Klimawandel

HOME | **INDIKATOREN und mehr** | HINTERGRUND | DOWNLOADS und Links | GLOSSAR | KONTAKT | IMPRESSUM

SIE SIND HIER: [START](#) // INDIKATOREN UND MEHR

Indikatoren und mehr

Der **ökologische Zustand** von Gewässern wird über Pflanzen und Tiere des Gewässers ermittelt: Sie zeigen die Belastung mit Abwasser, Nährstoffen und Schadstoffen, die Intensität der Landnutzung, Veränderung in Abfluss und Lebensräumen der Gewässer an.

Diese Gewässerbewohner reagieren auch auf den Klimawandel, jedoch auf unterschiedliche Art und Weise. Hier finden Sie Beispiele für die möglichen Reaktionen der verschiedenen Organismengruppen und die Wirkungsbeziehungen in drei verschiedenen „Gewässertypen“, von kleinen Bergbächen bis hin zu großen Strömen wie Rhein und Donau.

- **Organismengruppen.** Auswirkungen des Klimawandels auf Fische, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos und Phytoplankton.
- **Wirkungsbeziehungen.** Direkt und indirekt verändert der Klimawandel abiotische Faktoren in Gewässern.
- **Literatursuche.** Hier finden Sie Angaben zu 228 Studien, die sich mit Klimawandel und Gewässerökosystemen beschäftigen.
- **Neobiota.** Vor allem in den letzten zwei Jahrzehnten treten in Deutschland viele neue Arten auf.

HOME | **INDIKATOREN** | HINTERGRUND | DOWNLOADS | KONTAKT | IMPRESSUM

Anhang F: Ausgewählte Texte der Webseite, Stand 21.5.2010

Die türkis hinterlegten Begriffe sind als mouse-over-Erklärungen verfügbar, gem. dem Glossar.

Horizontale Navigation

Home

Der Klimawandel verändert Wasserführung und Temperatur von Bächen und Flüssen. Dies hat eine ganze Kette von Prozessen zur Folge, die sich letztlich auf Pflanzen und Tiere im Gewässer auswirken: Manche Arten werden seltener oder sterben aus, andere Arten wandern ein. Lebensgemeinschaften von Gewässern und ihre Funktionen im Naturhaushalt ändern sich.

Während die Änderungen der Wasserführung in Folge des Klimawandels detailliert modelliert werden ([→ link zu <http://www.kliwa.de/download/KLIWAHeftX.pdf>](#)), ist über mögliche Veränderungen der Gewässerbiologie wenig bekannt. Auf dieser Seite wird das bislang veröffentlichte Wissen zu Klimawandel und Fließgewässerökologie zusammengefasst, mit Fokus auf den süddeutschen Raum.

Erfahren Sie mehr über (Drei „Teaser“):
Wirkungsbeziehungen - Literatur - Neobiota

Indikatoren und mehr

([Link zu den Inhalten der vertikalen Navigation](#))

Der ökologische Zustand von Gewässern wird über Pflanzen und Tiere des Gewässers ermittelt: Sie zeigen die Belastung mit Abwasser, Nährstoffen und Schadstoffen, die Intensität der Landnutzung, Veränderung in Abfluss und Lebensräumen der Gewässer an. Diese Gewässerbewohner reagieren auch auf den Klimawandel, jedoch auf unterschiedliche Art und Weise. Hier finden Sie Beispiele für die möglichen Reaktionen der verschiedenen Organismengruppen und die Wirkungsbeziehungen in drei verschiedenen „Gewässertypen“, von kleinen Bergbächen bis hin zu großen Strömen wie Rhein und Donau.

Hintergrund

Die auf kliwa.de/\$\$\$ präsentierten Daten basieren auf der Auswertung von Veröffentlichungen und „grauer Literatur“ (z.B. Gutachten und Diplomarbeiten), die bis zum Jahr 2009 veröffentlicht wurden. Aus fast 1000 Literaturstellen wurden 228 ausgewählt, die zumindest ein-

zelne Beziehungen zwischen Klima und Prozessen in Gewässern und ihren Lebensgemeinschaften beschreiben, darunter 101 nationale und internationale Fachartikel, 32 Gutachten und Berichte, 89 Dissertationen und Diplomarbeiten und 6 sonstige Quellen.

Downloads und links

- [KLIWA-Heft Nr. X \(Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität - Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung\)](#): Ausführlicher Bericht und Auswertungen zu den Daten, die dieser Website zu Grunde liegen.
- [Ergebnisse eines Expertenworkshops zu Klimawandel und Gewässerökologie in Süddeutschland](#): Der Workshop fand am \$\$\$ unter Beteiligung von \$\$\$ Experten aus der Wasserwirtschaftsverwaltung von Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz statt.
- www.climate-and-freshwater.info: Zusammenstellung internationaler Literatur zu Klimawandel und Gewässerökosystemen.
- <http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk>: Ergebnisse eines internationalen Projektes zu Klimawandel und Gewässerökologie.
- http://www.lfu.bayern.de/wasser/fachinformationen/fliessgewaesser_gewaesserqualitaet/index.htm: Homepage des Bayerischen Landesamts für Umwelt

Kontakt

Fragen und Anregungen zum Thema „Klimawandel und Gewässerökologie“ richten Sie bitte an Prof. Dr. Daniel Hering, Dr. Sonja Jähnig, Dr. Peter Haase (Kontaktetails ausgeführt).

Impressum

Prof. Dr. Daniel Hering
Universität Duisburg-Essen
Institut für Biologie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie
Universitätsstr. 5
D-45117 Essen

Vertikale Navigation (links; nur einblenden bei Klick auf „Indikatoren und mehr“)

Organismengruppen

Die folgenden Zusammenfassungen zu prognostizierten Auswirkungen auf Fische, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos und Phytoplankton wurden entweder gem. verfügbarer Literatur - dann mit Angabe von möglichen Referenzen - oder aus den Ergebnissen des Expertenworkshops im Oktober 2009 in Würzburg ([Link zu Zwischenbericht](#)) zusammengestellt.



Die Auswirkungen dürften sich am deutlichsten auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna im Hyporhithral / Epipotamal auswirken. Intensivere Strahlung, Nährstoffeinträge oder die Verschiebung der Hochwasserabflüsse dürfte vor allem die pflanzlichen Komponenten Makrophyten/Phytobenthos und Phytoplankton beeinflussen. Höhere Temperaturen können die Etablierung von Neozoen begünstigen und als thermische Barrieren für Wanderfische wirken.

Fische

Temperaturänderungen und Trockenperioden als direkter Einfluss des Klimawandels können z.B. vermehrtes Fischsterben auslösen (Reinartz et al. 2007) sowie ein vermehrtes Auftreten von Krankheiten (z.B. Proliferative Nierenkrankheit bei Bachforellen (Burkhardt-Holm 2009) und die Rotaalseuche (IKSR 2004). Gut belegt ist die generelle Reduktion an kaltstenothermen Arten (z.B. in Quellregionen, Buisson et al. 2008, Mehlig & Rosenbaum-Mertens 2008), wohingegen Warmwasserarten und toleranten Arten die Fähigkeit neue geeignete Abschnitte kolonisieren zu können zugesprochen wird. Auch eine Verschiebung von Forellenpopulationen flussaufwärts ist denkbar. Eurytherme Cypriniden können bei sich erwärmenden Wassertemperaturen flussaufwärts wandern, wohingegen Salmoniden zurückgedrängt werden.

Diese Beobachtungen werden auch durch Modelle bekräftigt, die bis zum Jahr 2100 eine längszonale Verschiebung der Fischregionen in Quellrichtung voraussagen. Dies führt zu Konkurrenz mit dort vorhandenen Kaltwasserarten. Laut einem Modell für die Verbreitung diadromer Fische aus Europa, Nordafrika und dem Mittleren Osten sind Temperatur und/oder Niederschlag die entscheidenden witterungsbedingten Faktoren für deren Verbreitung (Lassalle & Rochard 2009).

Buisson & Grenouillet (2009) gehen von einem generellen Anstieg in der Diversität aus, wobei sich die Artenzusammensetzung ändern wird (vor allem in Ober- und Mittellauf von Gewässern) und kaltstenotherme Salmoniden durch eurytherme Cypriniden verdrängt werden. Gleichzeitig sagen die Autoren zukünftige Vereinheitlichung der Fischgemeinschaft voraus. Quellpopulationen werden sich dabei mehr differenzieren (wobei manche Arten lokal aussterben), wohingegen Populationen im Mittel- und Unterlauf sich durch Einwanderung ähnlicher Arten mehr homogenisieren werden. Allerdings kann die Durchgängigkeit die Verbreitung von Fischen in erheblichem Maße beeinflussen, z.B. durch Stauanlagen oder einfache Abstürze (Kolbinger 2002).

Auch der Abfluss kann Änderungen in der Fischgemeinschaft bewirken. So wird vorhergesagt, dass ein reduzierter Abfluss bis zu 75% der lokalen Fischdiversität bis 2070 auslöschen kann (Xenopoulos et al. 2005). Weitere Effekte könnten sich z.B. durch die Verschiebung von

Laichzeitpunkte oder bei der Änderungen der Abundanzen ergeben (pers. Komm. A. Kolbinger).

Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos wird vor allem negativ durch den Klimawandel beeinflusst, z.B. bedingt durch den Rückgang sensitiver oder rheophiler Arten (Beckmann 2002), verringerte Kompensationsfluglängen oder entstehenden Konkurrenzdruck durch Neozoenetablierung (Schöll 2007, Groß 2003). Vom Klimawandel profitieren könnten z.B. Chironomiden, Gammariden oder wärmeliebender Arten, z.B. *Physella acuta*, *Dugesia tigrina* (LUBW 2004, Daufresne et al. 2007). Es ist anzunehmen, dass diese Zunahmen in der Regel jedoch eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes in einem Gewässerabschnitt bewirken.

Erhöhte Winterwassertemperaturen können z.B. folgendes bewirken:

- vorzeitiger Abbruch eines Ruhestadiums oder zu veränderte Entwicklungszeiten (Mehlig & Rosenbaum-Mertens 2008; Fischer 2003, Ladewig 2004)
- mehr Generationen pro Jahr (gestiegener Voltinismus; Braune et al. 2008)
- bei extrem heißen Sommertemperaturen muss mit Muschelsterben gerechnet werden, wie im Sommer 2003 aufgetreten (LUBW 2004)
- eine Verschiebung der Lebensgemeinschaften entlang des Fließgewässerlängsverlaufes tritt auf, mit der Gefahr der „Gipfelfalle“ für kaltstenotherme Organismen (Cordellier 2009, Lorenz & Graf 2008).

Hinsichtlich des Makrozoobenthos werden kleinere Gewässer als besonders gefährdet eingeschätzt, besonders in Regionen mit geringem Niederschlag wenn Austrocknungsgefahr besteht.

Makrophyten / Phytobenthos

Für Makrophyten/Phytobenthos gibt es nur wenige Informationen über zukünftige Änderungen. Für diese Biokomponente haben weniger der direkte Einfluss sich ändernder Wassertemperaturen als indirekte Einflüsse wie Morphologie, Hydrologie und Landnutzung einen hohen Erklärungsanteil an einer sich verändernden Gemeinschaft. So erschweren strukturelle Defizite und Verbau der Sohle oder des Ufers das Aufkommen von Gefäßmakrophyten, rheophile Moose profitieren hingegen in manchen Fällen von einem technischem Verbau (Meilinger 2003). Strömungsberuhigte Bereiche und Flachwasserzonen stellen wichtige Lebensräume vor allem für Helophyten dar (Meilinger 2003).

Als weiterer, stark strukturierender Faktor wird das Abflussgeschehen und der damit verbundene Geschiebetransport angesehen. Vor allem bei Hochwasser wird in erhöhtem Maße Sediment bewegt, was sich so-

wohl auf das Phyto­benthos wie auf Makro­phyten negativ auswirkt (Sailer 2005, Ibis­ch 2004).

Bei einer Trocken­periode wie z.B. im Sommer 2003 und einer damit einher­gehenden Zunahme der Wassertempe­ratur wurde eine starke Zunahme sowohl des Phyto­planktons als auch der Makro­phyten beobachtet (BfG 2006). Vor allem Diatomeen vermehrten sich stark. Neben der Ver­krautung der Gewässer muss auch von einer starken Zunahme von Blaualgen ausgegangen werden (IKSR 2004).

Phyto­plankton

Für die Bio­komponente Phyto­plankton gibt es nur wenige Infor­mationen über zukünftige Ände­rungen. Am häufigsten werden „positive“ Auswir­kungen im Sinne einer Ver­besserung der Lebens­bedingungen des Phyto­planktons genannt, die in der Regel aller­dings eine Abnahme der ökologischen Qualität bewirken, z.B. die Zunahme der Bio­masse (Weidendorfer 2008, Ducharne 2008,) oder eine vermehrte Algen­entwicklung durch reduzierte Muschel-Filtrierleistung bei hohen Temperaturen (Christmann 2007).

Als Gründe werden z.B. die Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit (Wagenschein 2006), eine zunehmende Photosyntheseleistung durch erhöhte Nährstoffgehalte oder erhöhte Temperaturen genannt (Zebisch et al. 2005). Ein Experiment zeigte aber auch, dass Temperaturerhöhung einen negativen Einfluss auf die Phyto­plankton-Bio­masse, die mittlere Zellgröße und den Anteil an Mikro­plankton-Diatomeen haben kann und damit über die Nahrungs­kette einen geringeren Energietransfer von Primärproduzenten zu Fischen erwarten lässt (Sommer & Lengfellner 2008).

Modell­ergebnisse sagen zumeist eine Zunahme z.B. der Chlorophyll-Konzentrationen voraus, bedingt durch geringere Abflüsse, gestiegene Temperaturen und Eutrophierungsprozesse (Wagenschein 2006, Stadthagen 2007, Ducharne et al. 2007, Quiel et al. 2008, Zebisch et al. 2005). Es wird davon ausgegangen, dass trophische Belastungen durch Extremereignisse (Niederschlag, Abfluss) und damit verbundenem erhöhten Eintrag von Nährstoffen aus der Fläche verstärkt werden.

In Zukunft dürften durch die Weiterentwicklung des Gewässergütemodells QSim (Quality Simulation; (Kirchesch & Schöl 1999) der BfG realistischere Prognosen der Planktonentwicklung möglich sein. Zudem befasst sich das Projekt KLIWAS mit den möglichen Einflüssen des Klimawandels auf die ökologische Integrität der Bundeswasserstraßen. Das Projekt wird u.a. die Entwicklung der Gewässergüte, insbesondere der Algen und der organischen Schwebstofffrachten, mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim simulieren ([Link zu www.kliwas.de](http://www.kliwas.de)).

Wirkungsbeziehungen

Direkt und indirekt verändert der Klimawandel abiotische Faktoren in Gewässern, wie Hydrologie (z.B. den Abfluss), Morphologie (z.B. durch Eintrag von Feinsediment) und Physiko-Chemie (z.B. die Konzentration von Nährstoffen). Dies hat vielfältige Auswirkungen auf verschiedene Organismengruppen.

Es können unter anderem die folgenden Parameter betroffen sein ([Link auf allgemeines Wirkungsschema](#)), wobei sich Bedeutung und Intensität der Veränderungen zwischen „Gewässertypen“ unterscheiden. Exemplarisch werden die Zusammenhänge für Oberläufe, Mittelläufe und Unterläufe beschrieben.

Oberläufe (Gewässertyp 1.1, Gewässertyp 5)

In den Oberläufen der Gewässer besitzen die mit der Lufttemperatur verbundenen Verdunstungsprozesse sowie saisonale Veränderungen einen großen Einfluss. Der prognostizierte Anstieg der Wassertemperatur hat durch die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten aber nur geringe Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt. In den Oberläufen stellt das Abflussregime (nival oder pluvial) eine entscheidende Steuergröße dar. Insbesondere für nival geprägte Abflussregime ist die zeitliche Verschiebung der Schneeschmelze bedeutsam, da Schneelagen das Abflussgeschehen puffern

Tritt die Schneeschmelze früher ein oder bildet sich im Winter keine Schneedecke kann eine frühzeitige, längere Erwärmung des Gewässers die Folge sein. Negative Auswirkungen auf Mikrohabitate, Interstitial und Sedimenteintrag sind bei regional veränderten Niederschlags- und Abflussbedingungen möglich.

Die Veränderungen wirken sich vermutlich am deutlichsten auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna aus, da beide Gruppen empfindlich auf Erwärmungen und Austrocknung reagieren. Dies gilt insbesondere für Bäche und kleine Flüsse der Kalkalpen, die eine hohe Anzahl an Endemiten (Makrozoobenthos) und kaltstenothermen Arten aufweisen, aber auch für feinsedimentreiche kleine Gewässer (FG-Typ 5.1) mit kaltstenothermen Pflanzenarten.

Mittelläufe (Gewässertyp 9)

Zu den Mittelläufen sind aktuell die wenigsten Informationen verfügbar. Auf Grund häufig intensiver Landnutzung spielt Eutrophierung eine Rolle, die sich auf Grund des Klimawandels durch vermehrte Extremereignisse (Niederschlag, Abfluss) und nachfolgende Erosions- und Abschwemmungsprozesse noch verstärken dürfte. Gewässer im Alpenvorland werden vom veränderten Abflussregime (nival → pluvial) be-



troffen sein, verbunden mit höheren Winterabflüssen, höheren Sedimentfrachten und geringen Abflüssen im Sommer sowie höheren Temperaturen. Höhere Temperaturen könnten die Etablierung von Neozoen begünstigen, die bisher eher in den mündungsnahen Bereichen vorkamen und können sich zu einer thermischen Barriere für wandernde Fischarten (z.B. Lachs, Meerforelle, Maifisch) entwickeln. Der Klimawandel dürfte im Mittellauf bei den Fischen besonders deutliche Auswirkungen zeigen, indem in den Bereichen des Hyporhitralis / Epipotamals (sommerkühl / leicht sommerwarm) die kaltstenothermen Arten wegfallen und nur eurytherme Arten übrig bleiben. Von der zunehmenden Eutrophierung dürften vor allem die Makrophyten „profitieren“ (bis hin zu starker Verkrautung), wobei hiermit häufig eine Abnahme der ökologischen Qualität verbunden ist.

Unterläufe (Gewässertyp 10)

Bedingt durch die vielfältig wirkenden Faktoren und Nutzungen in großen Einzugsgebieten stellen sich die Wirkungsbeziehungen in den Unterläufen der Fließgewässer komplexer dar als in den Ober- und Mittelläufen. Eindeutige Reaktionen in eine Richtung (Verstärkung/Abschwächung) können oft nicht abgeleitet werden, da bei Untersuchungen häufig gegensätzliche Phänomene beobachtet wurden. Direkte Effekte des Klimawandels, wie z.B. Temperaturerhöhungen treten in ihrer Bedeutung hinter komplexe Phänomene zurück, die durch aktuelle „Startbedingungen“ (z.B. Stoffkonzentrationen) und deren Saisonalitäten, eine stärkere Vernetzung im Fluss-Auen-Gefüge oder anthropogene Nutzung gesteuert werden. Im Gegensatz zu den Ober- und Mittelläufen ist vor allem in staugeregelten Abschnitten der mögliche Sauerstoffmangel ein wichtiger Faktor.

In den Unterläufen sind in größerem Maße die pflanzlichen Biokomponenten durch klimatische Veränderungen betroffen, z.B. durch intensivere Strahlungseinwirkung und Stoffeinträge. Die Verschiebung des Zeitpunktes von Hochwasserabflüssen hat erheblichen Einfluss auf das Makrophyten-Wachstum. Zudem wird seit einigen Jahren, durch Schifffahrt und anthropogene Nutzung verstärkt, eine erhebliche Veränderung in den Lebensgemeinschaften durch einwandernde Neobiota beobachtet, so dass biologische Wechselwirkungen abiotische Effekte überlagern.

Literatur-Suche

Sie suchen genauere Informationen zu einzelnen Gewässern, Regionen oder Organismengruppen? Hier finden Sie Angaben zu 228 Studien, die sich mit Klimawandel und Gewässerökosystemen beschäftigen und die Relevanz für Süddeutschland haben.



Neobiota

Neobiota sind Arten, die nach 1492 unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen eingewandert sind. Vor allem in den letzten zwei Jahrzehnten treten in Deutschland viele neue Arten auf. Dies ist vor allem auf die Vernetzung verschiedener Flusssysteme zurückzuführen; als Paradebeispiel gilt hier die Eröffnung des Main-Donau-Kanals, der einer Vielzahl von Arten die Ausbreitung vom Donausystem in das Rheinsystem ermöglichte.

Viele Neobiota sind tolerant gegenüber Temperatur, Eutrophierung und Versalzung und profitieren damit indirekt vom Klimawandel. 30 dieser Arten sind hier genauer beschrieben.