

# Klimawandel und Fließgewässer in Schleswig-Holstein

➤ **Matthias Brunke**

## **Zusammenfassung**

Der Klimawandel bewirkt ökologisch bedeutende Veränderungen in der Hydrologie, der Morphologie und im Temperaturregime von Fließgewässern. Starkregenereignisse führen zu häufigeren Hochwässern und längere Trockenwetterphasen zu ausgeprägteren Niedrigwasserabflüssen bis hin zur Austrocknung von Bächen. Die Erhöhung der Wassertemperatur führt zu Veränderungen in den Lebenszyklen und gefährdet Arten, die auf geringe Temperaturen angewiesen sind.

In Schleswig-Holstein sind von den hydrologischen Veränderungen insbesondere Bäche betroffen, die durch einen geringen grundwasserbürtigen Anteil am Abfluss charakterisiert sind. Durch eine Typisierung des Abflussregimes in sieben Typen wurden die potenziell betroffenen Gebiete identifiziert und kartografisch dargestellt. Sensitive Bäche entspringen in der Hohen Geest und dem östlichen Hügelland, wie z. B. am Bungsberggebiet.

Die prognostizierte Erwärmung zeigt sich spätestens seit den 1970-er Jahren auch in Bächen und Flüssen in Schleswig-Holstein. An der Treene hat sich die mittlere Jahreswassertemperatur seit 1970 um ca. 2°C erhöht. Insbesondere im Frühjahr ist der Temperaturanstieg besonders markant; der Anstieg im April beträgt ca. 4°C, das heißt etwa 1 Grad pro Jahrzehnt.

Um die Auswirkungen des Klimawandels auf die aquatische Biodiversität zu lindern, ist es wichtig, bereits bekannte Belastungen zu reduzieren und die resilienten Eigenschaften von Fließgewässern zu stärken. Unter „resilient“ sind die ‚elastischen‘ Eigenschaften zu verstehen, die neben der „Resistenz“ die Stabilität von Biozönosen charakterisieren. Hierzu gehören der Erhalt und die Förderung von Uferwäldern, die Verringerung der Nährstoffeinträge, morphologische Restaurationsmaßnahmen zur Förderung der Entwicklungsfähigkeit und der quantitative und qualitative Schutz des Grundwassers.

## 1. Einleitung

Ein umfassendes Verständnis für die Folgen des Klimawandels auf die Funktionsfähigkeit von Fließgewässerökosystemen zu erreichen, ist eine große fachliche Herausforderung. Prognosen über klimatische Veränderungen sind mit vielen Unsicherheiten verbunden und gerade die ökosystemaren Auswirkungen sind aufgrund der komplexeren abiotischen und biotischen Wechselwirkungen problematisch (JACKSON et al. 2001).

Global betrachtet ist unter allen Ökosystemen die Biodiversität von Fließgewässern am stärksten gefährdet (JENKINS 2003, DUDGEON et al. 2006). Die Folgen klimatischer Veränderungen für Fließgewässer lassen sich kaum separat betrachten, da sie neben zahlreichen anderen anthropogenen Belastungen, wie beispielsweise dem Gewässerausbau, auftreten (MALMQVIST & RUNDLE 2002). Es wird prognostiziert, dass bei Flüssen mit abnehmenden Abflüssen 4 bis 22% (maximal bis 75%) der lokalen Biodiversität an Fischen bis 2070 verschwindet, aufgrund der kombinierten Wirkung von Wasserverbrauch und Klimaveränderung (XENOPOLOUS et al. 2008).

## 2. Klima, Hydrologie und Fließgewässer

Die ökologischen Eigenschaften von Fließgewässern werden erheblich von ihrer Umgebung bestimmt. Der ober- und unterirdische Abfluss wird durch die Klimaerwärmung gravierenden Veränderungen unterliegen, da er durch die erwartete Zunahme von Starkregenereignissen und des Niederschlags im Winterhalbjahr sowie durch längere niederschlagsfreie oder -arme Perioden im Sommerhalbjahr maßgeblich beeinflusst wird.

Die sich daraus ergebenden Veränderungen in Fließgewässerökosystemen sind vielfältig. Verändertes zeitliches Auftreten von Niederschlägen wirkt sich auf den zeitlichen Verlauf von Abflussganglinien hinsichtlich der Stärke und Dauer sowie Saisonalität von Hochwässern oder Trockenperioden aus. Dabei sind deutliche Unterschiede zwischen kleinen und großen Einzugsgebieten bzw. zwischen Bächen und Flüssen zu erwarten.

Die hydrologischen Veränderungen sind möglicherweise ökologisch schwerwiegender als thermische Veränderungen; sie haben eine

ganze Reihe direkter und indirekter Folgen auf physikalische, chemische und biologische Eigenschaften der Gewässer. Aufgrund der bisherigen Prognosen werden im Allgemeinen steigende Oberflächen- und Grundwassertemperaturen, abnehmende Sauerstoffgehalte sowie eine erhöhte Toxizität von chemischen Substanzen die Gewässerökosysteme beeinträchtigen (FICKE et al. 2007).

In Fließgewässern werden sich die Habitatbedingungen und der Stofftransport bedingt durch ein variables Abflussregime ändern. Während die Wasserführung unter anderem die Zusammensetzung der Gewässersedimente - der Lebensraum der meisten Fließgewässerarten - bestimmt, beeinflusst die Wassertemperatur zahlreiche physiologische Prozesse, die sich auf populationsbiologischer und ökosystemarer Ebene auswirken.

## 3. Ökologische Folgen des Klimawandels auf den Lebensraum Fließgewässer

### 3.1. Hochwasser

Die Morphologie der Fließgewässer kann durch die sich ändernden hydrologischen Bedingungen ökologisch gravierenden Veränderungen unterworfen sein. Durch Starkregenereignisse können Feinsedimente mit einem hohen organischen Anteil durch Oberflächenerosion, insbesondere nach längerer Austrocknung des Bodens, in die Gewässer gelangen. Überhöhte Anteile von Feinsedimenten haben schädliche Effekte auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna (BRUNKE 1999).

Häufigere, schwerere Hochwässer führen zu einer schnelleren und verstärkten Umlagerung der Gewässersedimente. Gerade in den verkürzten Gewässern besteht die Möglichkeit, dass die Sedimenttransportkapazität durch ein intensiveres Hochwasserregime vergrößert wird und es damit zu einer Tiefenerosion kommt. Die Habitate werden durch das intensivere Hochwasserregime in kürzeren, zufälligen Abständen stärker als bisher umgelagert. Die veränderten hydrologischen und hydraulischen Bedingungen im Fließgewässer mit häufigeren und stärkeren Hochwässern führen zu Veränderungen in den Lebensgemeinschaften.

### 3.2. Niedrigwasser und Austrocknung

In Tieflandgewässern führt eine längere sommerliche Trockenwetterphase zu verstärktem Wachstum submerser Makrophyten, die das Gerinne einengen. Ebenso können seitliche Flachwasserhabitats (Altarme, Erlenbruch, Tümpel) austrocknen. Geringere Wasserführung während der Trockenwetterphase führt zu räumlich ausgedehnten Sedimentationsprozessen, die zumeist die typischen Biozönosen negativ beeinflussen und artenarme Feinsedimentzönosen fördern.

Austrocknende bzw. temporäre Fließgewässer sind ein natürliches Phänomen bei wenig ergebigen Grundwasserleitern. Während der abnehmenden Wasserführung verschlechtert sich in der Regel auch die Wasserqualität, z. B. bezüglich Wassertemperatur, Sauerstoff- und Ammoniumgehalt. Bei dem Austrocknungsprozess können vier Phasen unterschieden werden:

(1) Das Gerinne wird kontinuierlich überströmt, jedoch sinkt der Wasserstand bis auf wenige cm und die Fließgeschwindigkeit ist stark reduziert (Foto 1).

- (2) In der Poolphase steht Wasser isoliert nur noch in den Vertiefungen der Sohle.
- (3) Selbst in den Sohlvertiefungen verbleibt kein Wasser, jedoch sind die Sedimente noch feucht bis gesättigt.
- (4) Auch die Sohlsedimente trocknen aus.

Auch Elritzen und Forellen als Kaltwasserfische sind von den Austrocknungsphänomenen betroffen. Die Überlebenschancen steigen mit der Größe eines Kolkes, da bei größeren Restwasserbecken der letale Temperaturbereich von 25°C nicht so bald erreicht wird und die Sauerstoffgehalte höher als bei kleineren Becken sind (ELLIOTT 2000a). Bereits während der ersten Phase der Austrocknung verschlechtern sich auch die Lebensbedingungen für Forellen zwischen den Altersklassen, da die driffressenden kleinen und mittelgroßen Forellen kaum noch Nahrung aufnehmen können (ELLIOTT 2006). Insgesamt ist die Dauer der Austrocknung für die ökologischen Auswirkungen entscheidend. Der Klimawandel erhöht die Wahrscheinlichkeit von längeren sommerlichen Trockenwetterphasen.



Foto 1: In der ersten Phase der Austrocknung ist die Ausdehnung des Lebensraumes bereits erheblich verkleinert – hier der Lachsbach bei Sandfeld

### 3.3. Temperatur

Aus physiologischer Sicht erleiden bei erhöhter Temperatur Eiweißbausteine (Proteine) Hitzeschäden, so dass der Stoffhaushalt der betroffenen Tiere sukzessive bis zum Absterben gestört wird. Die Wassertemperatur ist auch für die Sauerstoffversorgung bedeutend. Während die Löslichkeit von Sauerstoff mit steigender Wassertemperatur abnimmt, steigt die Stoffwechselrate von Kaltwassertieren. Dadurch entsteht für die Tiere die problematische Situation, dass der Sauerstoffbedarf zunimmt, während die Verfügbarkeit abnimmt (FICKE et al. 2007). Adulte bzw. juvenile Bachforellen bevorzugen Temperaturen zwischen 14 und 17°C bzw. 8 und 13°C, bei 25°C bzw.

23°C beginnt die letale Wirkung. Bei Plötzen hingegen beginnt die letale Wirkung erst ab ca. 36°C (KÜTTEL et al. 2002).

Temperatursensitive, kälteliebende Arten der Quellen und Oberläufe, z. B. verschiedene Steinfliegenarten, erfahren eine Verkleinerung des besiedelbaren Areal oder sind lokal vom Aussterben bedroht. Andererseits werden auch viele als euryök geltende Arten (also solche, die von ihren Ansprüchen her nicht so festgelegt sind) insbesondere in Flachwasserbereichen bei 30°C bereits an ihrem oberen Toleranzbereich angelangt sein. Im Allgemeinen werden jedoch eurytherme Arten ihre Areale vergrößern.



Foto 2: Kälteliebende Fischarten wie die Quappe können von einer Erwärmung der Gewässer stark beeinträchtigt werden; die Quappe benötigt zur Laichzeit im Winter eine Wassertemperatur zwischen 0 und 4 °C (Foto: F. Hecker)

### 3.4. Krankheiten

Hohe Temperaturen, niedrige Wasserstände und geringe Sauerstoffgehalte erzeugen bei Wassertieren eine Stresssituation. In diesen Phasen sind verschiedene Arten offensichtlich anfälliger für Krankheiten, die durch Parasiten verursacht werden. Bei Bachforellen wurde nachgewiesen, dass bei Wassertemperaturen über 15°C nach einem Zeitraum von 14 Tagen die infektiöse proliferate Nierenkrankheit ausbricht (sofern der Erreger im Gewässersystem vorhanden ist), die insbesondere bei Jungfischen tödlich verläuft (FISCHNETZ 2004). In der Folge fehlt den erkrankten Populationen der Nachwuchs. Vergleichbares wurde auch bei Großmuscheln, die durch Trematoden parasitiert werden, nachgewiesen (JOKELA et al. 2005).

### 3.5. Synchronität

Das Klima bzw. Wetterparameter, wie z. B. Temperatur und Niederschlag, wirken als synchronisierende Faktoren für Tierwanderungen und auf Entwicklungszyklen. In diese Abhängigkeiten werden klimatische Veränderungen tief einschneiden, wobei auch Verbindungen innerhalb des Nahrungsnetzes gestört werden (STENSETH et al. 2002). Insbesondere die Entwicklungszyklen von Arten, die von Temperatursummen (Tagesgraden) bestimmt werden, sind verkürzt. Auch eine Veränderung des Abflussregimes kann Fließgewässerökosysteme schwerwiegend verändern, da viele Arten an die Saisonalität von Hoch- und Niedrigwasserphasen angepasst sind (POFF et al. 1997).

### 3.6. Stoffhaushalt und Ökotoxikologie

Bei sinkenden Abflüssen und bei gleich bleibenden Belastungen (bzw. Nutzungsintensitäten der Einzugsgebiete) durch Nährstoffe, Pestizide und Abwässer wird die Wasserqualität besonders durch Spitzenbelastungen zum Ende einer Trockenperiode beeinträchtigt. Die Temperaturabhängigkeit biologischer Prozesse führt zu einem schnelleren Abbau des organischen Materials, so dass sich Produktivität und Gesamtbioasse ändern. Eine Intensivierung der biogeochemischen Umsätze im Uferbereich, verursacht durch schneller wechselnde Wasserstände und die damit verknüpften schwankenden Redoxgradienten, verändern den Nährstoffeintrag in Fließgewässer. Die Primärproduktion von Phytoplankton in Flüssen kann zunehmen (Eutrophierung). Mit steigen-

der Temperatur nimmt allerdings die Respiration schneller zu als die Photosynthese, so dass tagesperiodische Sauerstoffschwankungen und -minima zunehmen können (ALLAN et al. 2005).

Die Auswirkungen der Kombination von verringertem Abfluss und erhöhten Konzentrationen verschiedenster Substanzen auf die Lebensgemeinschaften sind vielfältig und umfangreich. So führen bei temporären Gewässern im ländlichen Raum ausgewaschene Pestizide in subletalen Konzentrationen zu einer verlängerten Individualentwicklung bei Köcherfliegen. Bedingt hierdurch können die Köcherfliegen im Puppenstadium absterben, wenn die Gewässer austrocknen (LIESS & SCHULZ 1996).

## 4. Auswirkungen auf Fließgewässer in Schleswig-Holstein

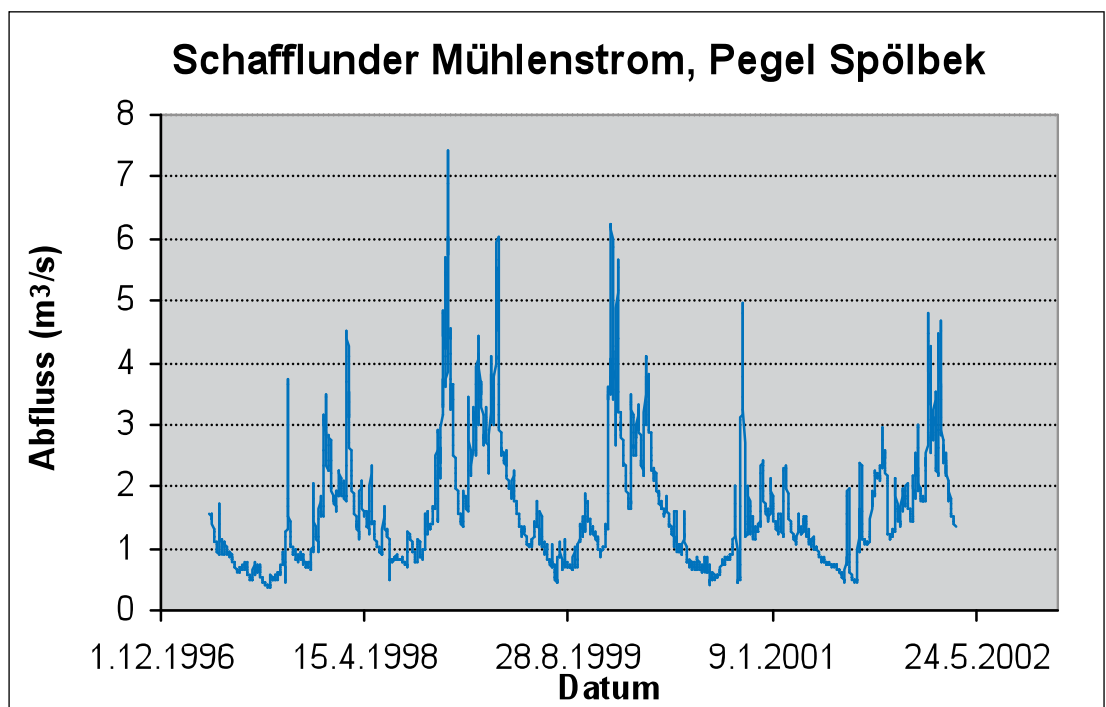
### 4.1. Austrocknung

Die klimabedingten hydrologischen Veränderungen haben die größte ökologische Bedeutung über die Ausprägung der sommerlichen Niedrigwasserphase. Grundsätzlich sind dabei solche Gewässer stärker betroffen, deren Abfluss vom Oberflächen- und Bodenwasserabfluss abhängt als solche, bei denen der Grundwasserbürtige Anteil, der so genannte Basisabfluss, eine stärkere Komponente ausmacht. Bei einem geringen Grundwasserbürtigen Anteil steigt die Gefahr der Austrocknung während der niederschlagsarmen Jahreszeit. Der Grundwasserbürtige Anteil ist bei den Gewässern in der Niederen Geest im Allgemeinen hoch. Dagegen ist er in den Bächen der Hohen Geest und im östlichen Hügelland gering. Beispielsweise hat der in der Niederen Geest fließende Schafflunder Mühlenstrom einen hohen Grundwasserabfluss (Abbildung 1). Die Gieselau als Bach der Hohen Geest hat nur einen geringen Grundwasseranteil, so dass die Abflussganglinie deutlich durch Niederschlagsereignisse und häufige Hochwasserpulse geprägt ist (Abbildung 2). Im besonders trockenen Sommer 2003 hatten viele kleine Bäche der Hohen Geest und des östlichen Hügellands ausgeprägte Niedrigwasserabflüsse. Insbesondere im Bungsberggebiet des östlichen Hügellands trockneten viele Oberläufe aus, wie z. B. an der Farver Au, der Kremper Au und am Lachsbach (Foto 2).



Foto 3: Der Abfluss des Lachsbaches ist im Sommerhalbjahr stark von Trockenwetterphasen beeinflusst.

Abbildung 1:  
Abflussganglinie  
des Schafflunder  
Mühlenstroms mit  
einem ausgepräg-  
ten Grundwasser-  
abfluss (Pegel Spöl-  
bek).



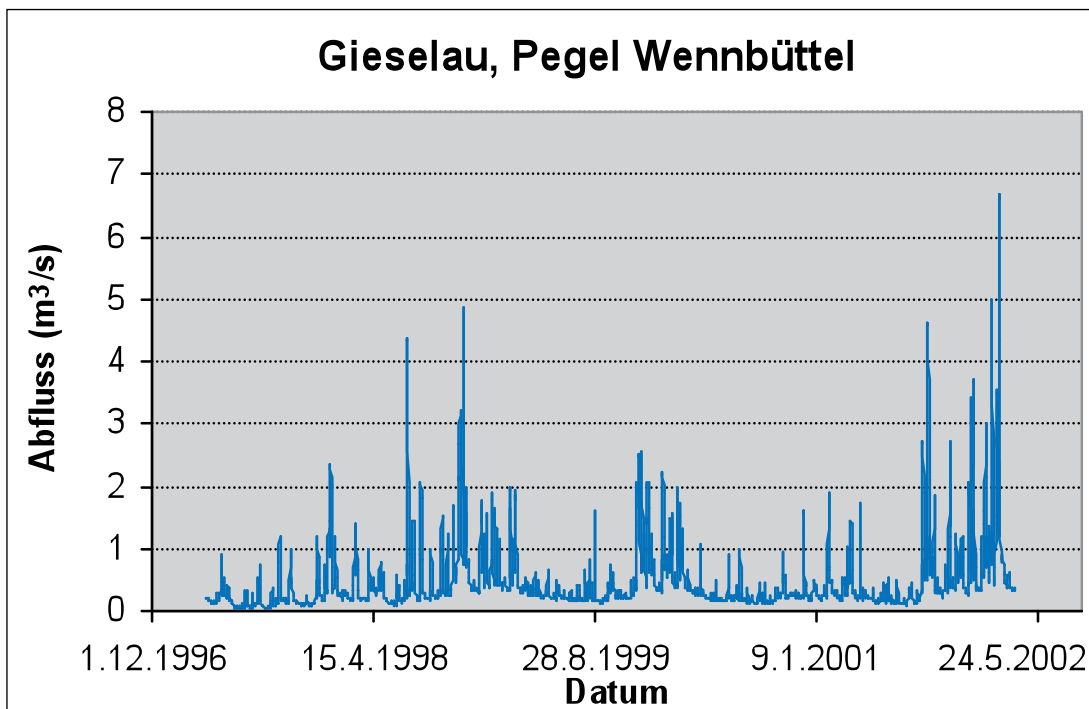


Abbildung 2: Abflussganglinie der Gieselau mit einem geringen Grundwasserabfluss (Pegel Wennbüttel) und einer großen Bedeutung häufiger Hochwasserpulse.

Mittels einer Regionalisierung wurde für Schleswig-Holstein eine Karte der Grundwasserbürtigkeitstypen erstellt. Grundlage für die Berechnung war der **Basisabflussindex** (Baseflow-Index, BFI), der das Verhältnis von mittlerem Basisabfluss zu mittlerem Gesamtabfluss bezeichnet (WILLEMS et al. 2004). Gebiete

mit einer geringen Grundwasserbürtigkeit befinden sich im Naturraum des östlichen Hügellands in Angeln, Bungsberggebiet und im Süd-Osten des Landes sowie im Naturraum der Hohen Geest in den Einzugsgebieten von Krückau, Pinnau, Papenau und Gieselau (Abbildung 3).

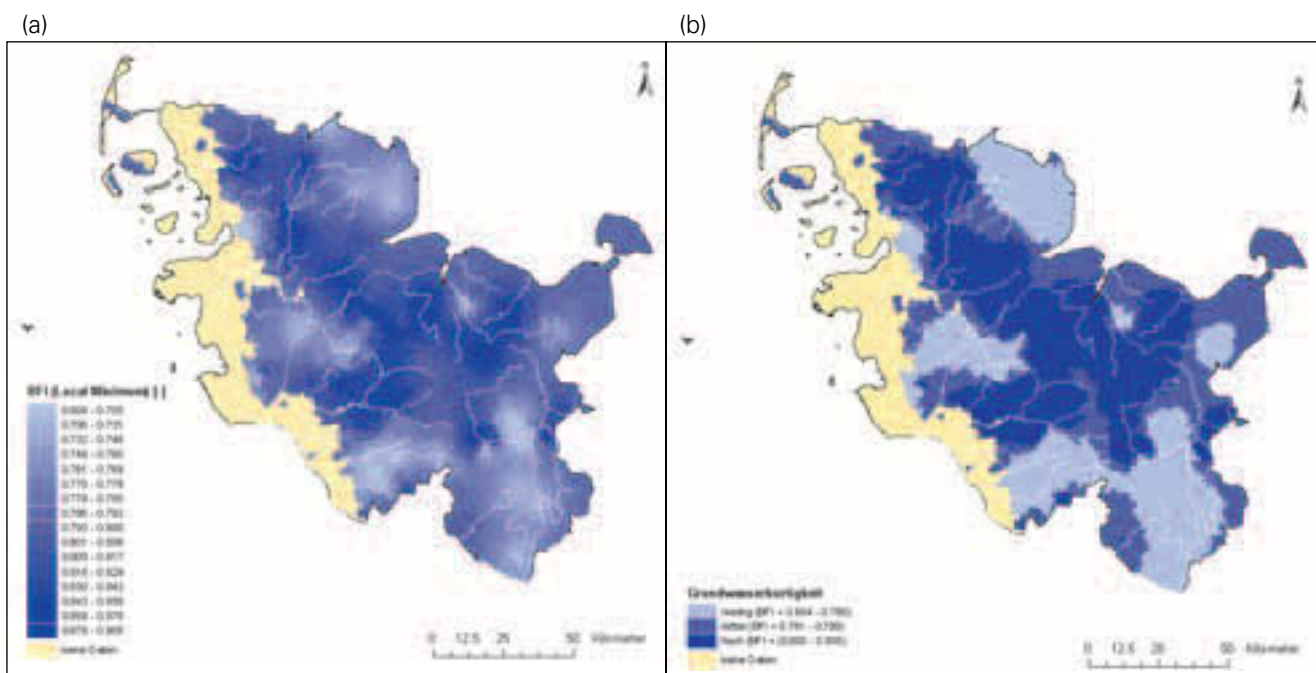


Abbildung 3: Räumliche Verteilung des regionalisierten Basisabflussindex BFI (a) und der daraus folgenden Grundwasserbürtigkeit eingeteilt in die Kategorien niedrig, mittel und hoch (b) in Schleswig-Holstein. Die drei Grundwasserbürtigkeitskategorien wurden anhand des BFI unterschieden: BFI < 0,781: oberflächenabflussgeprägt, d.h. geringe Grundwasserbürtigkeit; BFI zwischen 0,781 und 0,799: Mischtyp, d.h. mittlere Grundwasserbürtigkeit; BFI > 0,799: grundwasserabflussgeprägt, d.h. starke Grundwasserbürtigkeit.

Foto 4: Die Larven der Köcherfliege *Beraea maura* bauen ihre Köcher aus Sandkörnern; sie lebt in Quellen und kann so von einer zunehmenden Austrocknung und Erwärmung betroffen sein  
(Foto: K. Grabow)



Die hydrologische Differenzierung der Einzugsgebiete aufgrund der Grundwasserbürtigkeit wurde durch die Entwicklung von Abflussregimetypen verfeinert, die genauere Hinweise liefern, welche Gewässersysteme stärker von Trockenwetterphasen betroffen sein könnten. Die Abflussregimetypen liefern Informationen über die Herkunftswege des Abflusses. Neben der Betrachtung des mittleren Basis- und Gesamtabflusses für die Berechnung des BFI wurden für die Entwicklung von Abflussregimetypen noch folgende Informationen berücksichtigt: der Grundwasserflurabstand, die Rückgangskonstante der Abflussganglinie zur Kennzeichnung der Geschwindigkeit der Entleerung des Grundwasserspeichers in Trockenzeiten und der topographische Index (TopoindeX) zur Kennzeichnung, inwieweit der Direktabfluss als Sättigungsabfluss gebildet

wird und nicht aufgrund der Überschreitung der Infiltrationskapazität des Bodens (WILLEMS et al. 2004).

Insgesamt wurden anhand statistischer Verfahren bei der Regionalisierung sieben Regimetypen beschrieben (Tabelle 1). Ausgehend von den drei Typen der Grundwasserbürtigkeit unterscheiden sich die sieben Regimetypen noch durch die Höhen des Sättigungsabflussanteils und Grundwasserflurabstands sowie durch die Geschwindigkeit der Speicherentleerung.

Die kartografische Darstellung der sieben Abflussregimetypen liefert bei der räumlichen Betrachtung der Verteilung der Regimetypen G1, G2 und M1 ein genaueres Bild der austrocknungsgefährdeten Gewässer (Abbildung 4).

Tabelle 1: Sieben Abflussregimetypen in Schleswig-Holstein aufgrund der Grundwasserbürtigkeit, des Sättigungsabflussanteils, des Grundwasserflurabstandes und der Speicherentleerung.

Grundwasserbürtigkeit	Untertyp	Typenname
Hoch	Sättigungsabflussanteil hoch Grundwasserflurabstand gering Speicherentleerung langsam	H 2
Hoch	Sättigungsabflussanteil gering Grundwasserflurabstand mittel Speicherentleerung langsam	H 1
Mittel	Sättigungsabflussanteil sehr hoch Grundwasserflurabstand sehr gering Speicherentleerung mittelschnell	M 3
Mittel	Sättigungsabflussanteil mittel Grundwasserflurabstand mittel Speicherentleerung mittelschnell	M 2
Mittel	Sättigungsabflussanteil sehr gering Grundwasserflurabstand sehr hoch Speicherentleerung mittelschnell	M 1
Gering	Sättigungsabflussanteil hoch Grundwasserflurabstand mittel Speicherentleerung schnell	G 2
Gering	Sättigungsabflussanteil mittel Grundwasserflurabstand mittel Speicherentleerung sehr schnell	G 1

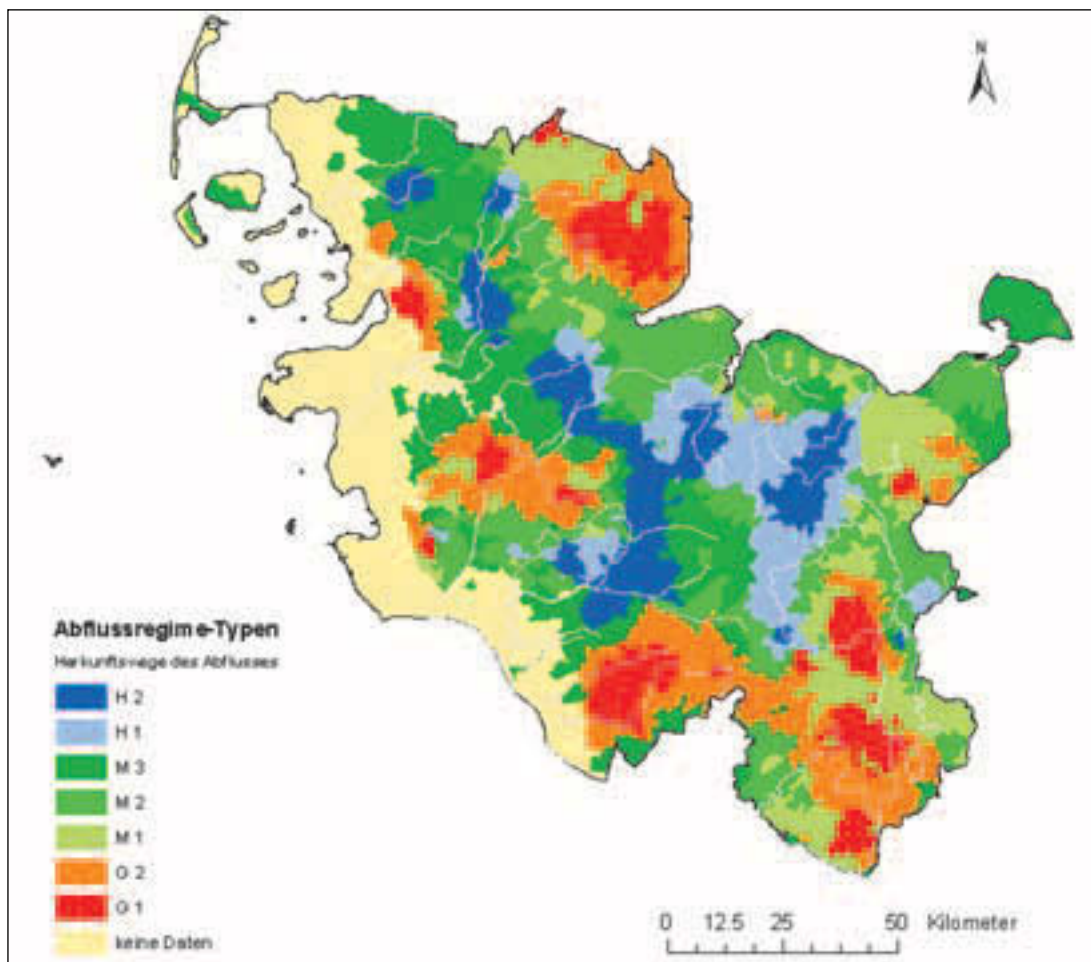


Abbildung 4: Räumliche Verteilung der sieben Abflussregimetypen in Schleswig-Holstein. Von den Typen H2 bis G1 nimmt das Risiko der Austrocknung während der sommerlichen Trockenwetterphase zu.

#### 4.2. Erwärmung

In den letzten 20 Jahren betrug die Erwärmung in Deutschland im Sommer- und Winterhalbjahr etwa 0,5 bzw. 1,5 °C. Auf Grundlage des regionalen Klimamodells REMO vom Max-Planck-Institut für Meteorologie in Hamburg wird für Schleswig-Holstein eine Erhöhung der Jahresmitteltemperatur bis zum Ende 2100 um 2-3 °C angenommen. Diese Entwicklung zeigt sich bereits rückwirkend auch in der Wassertemperatur der Fließgewässer in Schleswig-Holstein am Beispiel der Treene (Abbildung 5). Seit 1970 wurde an der Treene am Pegel Treia neben dem Abfluss auch die Temperatur aufgezeichnet. Anlagebedingt wurde der Temperaturlogger im Jahre 2001 gewechselt; verglichen mit der Temperatur des Vorjahres sinkt die Temperatur in diesem Jahr, steigt jedoch in den Folgejahren wieder in den Schwankungsbereich der vorhergehenden

Werte, die je nach Monat über- oder unterschritten werden. Es erscheint daher plausibel, die gesamte Zeitreihe beider Temperaturlogger auszuwerten.

Bei einer Betrachtung der gesamten Zeitreihe hat sich innerhalb von 40 Jahren die mittlere Jahrestemperatur des Wassers um etwa 2,2°C erhöht. Die Erwärmung war im Frühjahr am größten und im Winter am geringsten (Tabelle 2).

Im Trend zeigt sich an der Treene eine mittlere Erwärmung um 0,5°C pro Dekade. Die bisherige Entwicklung deutet daher an, dass die Prognose des Klimamodells REMO deutlich übertroffen werden könnte. Die Datenreihe legt nahe, dass die Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf das Ökosystem bereits schleichend stattfinden.

Tabelle 2: Erwärmung des Wassers an der Treene (Pegel Treia) zwischen 1970 und 2010 (Berechnung mittels linearer Regression der mittleren monatlichen Wassertemperaturen zwischen 1970 bzw. 1971 und 2007 bzw. 2008, je nach Monat).

Monat	Erwärmung °C	Monat	Erwärmung °C
Januar	1,91	Juli	2,15
Februar	1,69	August	2,42
März	2,26	September	2,30
April	3,95	Oktober	1,95
Mai	3,14	November	1,28
Juni	2,12	Dezember	0,92

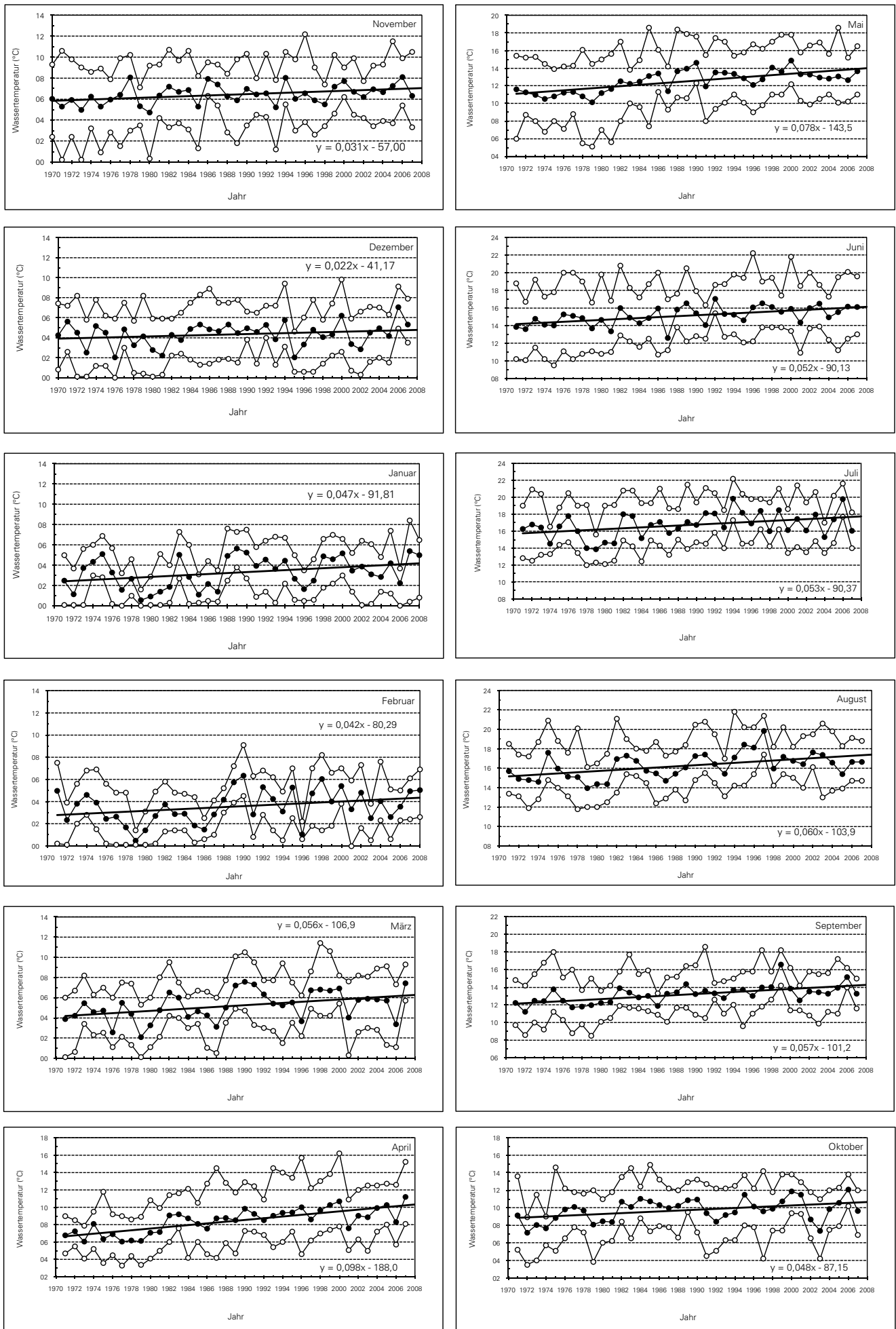


Abbildung 5. Mittelwerte, Minima und Maxima der mittleren Tagestemperaturen der Treene am Pegel Treia (Periode 1970 bis 2008). Anmerkung: Anlagebedingter Wechsel des Temperaturloggers im Jahre 2001.

#### 4.3. Einfluss der Nordatlantischen Oszillation (NAO)

Die Temperatur- und teilweise auch die Abflussdaten der Treene korrelieren insbesondere im Winter mit der NAO (Abbildung 6). Die Bedeutung der NAO ist zudem auch in abge-

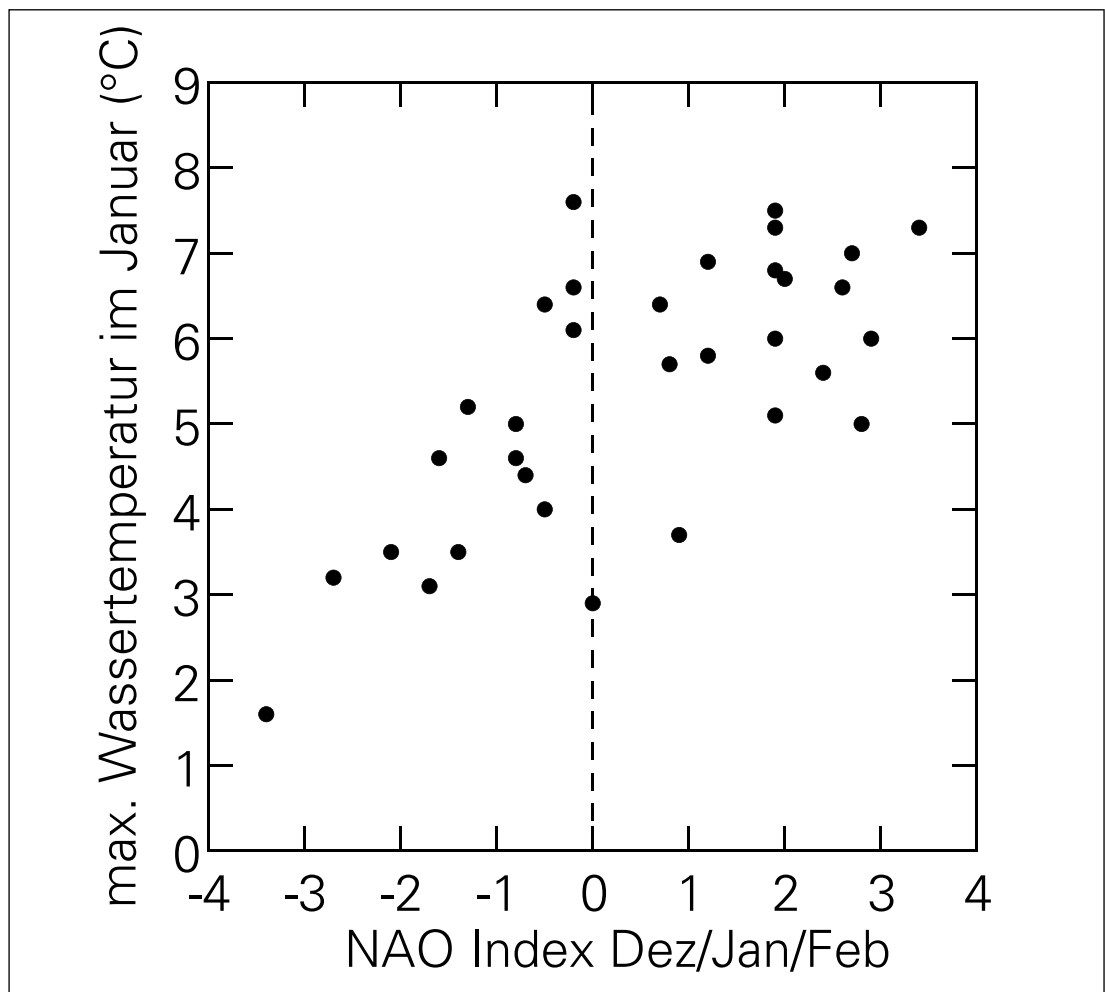
schwächerer Form bei der Jahresmitteltemperatur zu erkennen. Biologisch bestimmt die NAO den Schlüpfzeitpunkt der Larven der Meerforelle (ELLIOTT et al. 2000b) und kann die Reife und Größe anadromer lachsartiger Fische beeinflussen.

Box 1: Hintergrundinformationen zur wetterbestimmenden Nordatlantischen Oszillation NAO

Die Nordatlantische Oszillation (NAO) bezieht sich auf die Schwankung der Druckverhältnisse zwischen dem Islandtief im Norden und dem Azorenhoch im Süden des Nordatlantiks (HURRELL et al. 2003). Sie ist ein Maß für die Stärke der Westwinddrift auf dem Nordatlantik, die für das Klima in Europa, besonders im Winter, entscheidend ist. Der hieraus berechnete NAO-Index bezieht sich zumeist auf die Differenz der standardisierten Luftdruck-Anomalien zwischen den Azoren und Island. Bei einem positiven NAO-Index sind sowohl Azorenhoch als auch Islandtief gut ausgebildet. Dies führt zumeist zu einer starken Westdrift, die milde und feuchte Luft, z.T. auch Winterstürme nach Europa führt (HURRELL et al. 2003).

Bei einem negativen NAO-Index sind die Aktionszentren nur schwach ausgeprägt, so dass auch die Westwinddrift schwach ist. Dies führt in Mitteleuropa zu Kaltlufteinbrüchen aus Nordosten und so zu kalten Wintern. Dagegen führt die abgeschwächte Westwinddrift im Mittelmeerraum zu feuchterem Wetter. Bei einem stark negativen NAO befinden sich das Hoch bei Island und das Tief bei den Azoren. Dann kann kalte, kontinentale Luft ausgehend vom asiatischen Hoch bis weit nach Mitteleuropa vordringen (sibirische Kälte).

Abbildung 6: Korrelation der mittleren Wassertemperatur der Treene (Pegel Treia, Periode 1970 bis 2003) im Januar und dem Index der Nordatlantischen Oszillation (NAO) im Winter ( $r = 0,7$ ).



## 5. Resiliente Systeme sind weniger anfällig gegen klimatische Veränderungen

Bis 2050 wird erwartet, dass signifikante Veränderungen in der Biodiversität und in den ökosystemaren Dienstleistungen, von denen die Menschheit profitiert, eingetreten sind (JENKINS 2003). Aquatische Ökosysteme verfügen nur über begrenzte Möglichkeiten, sich an den Klimawandel anzupassen. Die bisherigen Reaktionen auf Belastungen, wie die Veränderung der Landnutzung, saurer Regen, Habitatdegradation sowie verschiedene Verschmutzungen führten zu einer Abnahme der Biodiversität (ALLAN et al. 2005).

Strategisch ist es wichtig, bereits bekannte Belastungen zu reduzieren und die resilienten Eigenschaften von Fließgewässern zu stärken, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die aquatische Biodiversität zu lindern (UNESCO/UNEP 2007). Hierzu gehören der Erhalt und die Förderung von Uferwäldern, Verringerung der Nährstoffeinträge, morphologische Restaurationsmaßnahmen zur Förderung der Entwicklungsfähigkeit und der quantitative und qualitative Schutz des Grundwassers (POFF et al. 2002).

## 6. Summary

Climate change will induce significant changes in the hydrology, morphology and temperature regime of running waters. Heavy rainfalls lead to more frequent flood events and extended dry weather phases lead to minimum discharges and drying of streams. Higher water temperatures affect the synchrony of life cycles and endangers species that are adapted to cold temperatures.

Hydrological changes in particular affect streams in Schleswig-Holstein, which are characterized by a small groundwater component. Those streams have its source in the landscapes "Hohe Geest" and "Östliches Hügelland". Sensitive areas were identified by a typology of discharge regimes into seven distinguished types.

The predicted warming appears at the latest since the seventies of the last century in streams and rivers of Schleswig-Holstein. The average annual water temperature of the Treene river has increased by 2°C since 1970. The increase in temperature is particularly prominent in spring; the rise averages about 4°C, which means about 1 °C per decade.

For a mitigation of climate change impacts on aquatic biodiversity it is important to reduce known stressors and to strengthen resilient properties of running waters. The protection and promotion of riparian forests, reduction of nutrient imports, morphological restoration measures to sustain natural processes and the quantitative and qualitative protection of ground waters.

## 7. Zitierte Literatur

- ALLAN JD, PALMER MA, POFF NL (2005) Climate change and freshwater ecosystems. In: T E LOVEJOY, L HANNAH (eds.) *Climate Change and Biodiversity*. Yale University Press, New Haven CT:274-290pp
- BOHLE HW, DIETERICH M, HECHT M, PLOSS E, SOMMERHÄUSER M (2002) Temporäre Fließgewässer in Mitteleuropa. Arbeitskreis "Temporäre Gewässer" der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e. V., Herausgeber: Naturschutz-Zentrum Hessen. Merkblätter zum Naturschutz Nr. 16.
- BRUNKE M. 1999. Colmation and depth filtration within streambeds: Retention of particles in hyporheic interstices. *International Review of Hydrobiology* 84: 99-117.
- DUDGEON D et al. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163-182
- ELLIOTT JM (2000a) Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *Journal of Fish Biology* 59:938-948
- ELLIOTT JM (2006) Periodic habitat loss alters the competitive coexistence between brown trout and bullheads in a small stream over 34 years. *Journal of Animal Ecology* 75:54-63
- ELLIOTT JM, HURLEY MA, MABERLY SC (2000b) The emergence period of sea trout fry in a Lake District stream correlates with the North Atlantic Oscillation. *Journal of Fish Biology* 56:208-210
- FICKE AD, MYRICK CA, HANSEN LJ (2007) Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17:581-613

- FISCHNETZ (2004) Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projektes "Netzwerk Fischrückgang Schweiz". EAWAG, Dübendorf, Schweiz:178p
- HURRELL JW, KUSHNIR Y, VISBECK M, OTTERSEN G (2003) An Overview of the North Atlantic Oscillation. The North Atlantic Oscillation: Climate Significance and Environmental Impact, J.W. HURRELL, Y. KUSHNIR, G. OTTERSEN, and M. VISBECK, Eds. Geophysical Monograph Series 134:1-35
- JACKSON RB, CARPENTER CR, DAHM C, MCKNIGHT D M, NAIMAN RJ, POSTEL SL, RUNNING SW (2001) Water in a changing world. Ecological Applications 11:1027-1045
- JENKINS, M 2003. Prospects for biodiversity. Science 302: 1175-1177.
- JOKELA J, TASKINEN J, MUTIKAINEN P, KOPP K (2005) Virulence of parasites in hosts under environmental stress: experiments with anoxia and starvation. Oikos 108:156-164
- KÜTTEL S, PETER A, WÜEST A (2002) Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Rhône Revitalisierung, Publikation No 1. EAWAG, Kastanienbaum:41p
- LISS M, SCHULZ R (1996) Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. Hydrobiologie 324: 99-106
- MALMQVIST B, RUNDLE SD (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. Environmental Conservation 29:134-153
- POFF NL et al. (1997) The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration. BioScience 47:769-784
- POFF NL, BRINSON MM, DAY JW (2002) Potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States. Aquatic Ecosystems and Global Climate Change. 44p.
- STENSETH NC, MYSTERUD A, OTTER G, HURRELL JW, CHAN K-S, LIMA M (2002) Ecological effects of climate fluctuations. Science 29:1292-1296
- UNESCO/UNEP (2007) Biodiversity and climate change. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.:48p
- WILLEMS W, DICK T, STRICKER K (2004) Statistische Regionalisierung von Hochwasserabflüssen, Abflussregimen und ökologischen Indizes in Schleswig-Holstein. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 97p
- XENOPOULOS MA, LODGE DM, ALCAMO J, MARKER M, SCHULZE K, VAN VUUREN DP (2005) Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. Global Change Biology 11:1-8

➤ **Dr. Matthias Brunke**

Dezernat 41 - Fließgewässerökologie

Tel.: 0 43 47 / 704-473

[mbrunke@lanu.landsh.de](mailto:mbrunke@lanu.landsh.de)