



KLIWA-Kurzbericht

2-Grad-Ziel für unsere Bäche Wassertemperatur und Beschattung

im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA
Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft

Impressum

Bearbeitung

Ingo Haag, Katharina Teltscher, Dirk Aigner
HYDRON Ingenieurgesellschaft für Umwelt und Wasserwirtschaft mbH
Ritterstraße 9
76137 Karlsruhe
ingo.haag@hydron-gmbh.de

Redaktion

LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
Griesbachstraße 1
76185 Karlsruhe
Renate Semmler-Elpers
renate.semmler-elpers@lubw-bwl.de

Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz
Kaiser-Friedrich-Str. 7
55116 Mainz
Michael Schäffer
michael.schaeffer@lfu.rlp.de

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG)
Rheingaustraße 186
65203 Wiesbaden
Dr. Mechthild Banning, Katharina Roczen
katharina.roczen@hlnug.hessen.de

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Lukas Ittner
lukas.ittner@lfu.bayern.de
Thomas Riegel
thomas.riegel@lfu.bayern.de

Fischereiforschungsstelle des Landwirtschaftlichen Zentrums Baden-Württemberg (LAZBW)
Argenweg 50/1
88085 Langenargen
Sarah Oexle
sahra.oexle@lazbw.bwl.de

Stand

Dezember 2023

Nachdruck, auch auszugsweise, ist nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	7
1 Einleitung	8
2 Grundlagen und Methoden.....	9
2.1 Energiebilanz des Wasserkörpers.....	9
2.2 Berücksichtigung der Ufervegetation in der Energiebilanz.....	9
2.3 Für die Beschattung maßgebliche Eigenschaften der Vegetation.....	11
3 Theoretische Analyse zur Wirkung von Ufervegetation auf Beschattung und Wassertemperatur.....	12
3.1 Wirkung von Ufervegetation auf die Gleichgewichtstemperatur	12
3.1.1 Definition der Gleichgewichtstemperatur (GGT)	12
3.1.2 Grundlegende Wirkungsweise der Beschattung auf die GGT	13
3.1.3 Einfluss von Meteorologie und Jahreszeit auf Beschattung und GGT	14
3.1.4 Einfluss von Gewässerbreite und Fließrichtung auf Beschattung und GGT	15
3.2 Zeitliche Entwicklung von Abkühlung und Erwärmung	16
3.3 Methodik zur Abschätzung des Kühlpotenzials durch zusätzliche Ufervegetation.	17
3.4 Validierung und Anwendbarkeit der theoretischen Analysen.....	19
4 Großräumige Potenzialanalysen mit landesweiten LARSIM-Modellen.....	19
4.1 LARSIM-WT Modelle	19
4.1.1 Allgemeine Modellgrundlagen.....	19
4.1.2 Modellaufbau und Parametrisierung	20
4.1.3 Anpassung und Validierung der Modelle für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz	22
4.2 Szenarienbedingungen und Kennwerte.....	23
4.2.1 Definition der Szenarien.....	23
4.2.2 Definition der Kennwerte.....	23
4.3 Ergebnisse der Potenzialanalysen	25
4.3.1 Beschattung der Fließgewässer	25
4.3.2 Mittleres jährliches Maximum der Wassertemperatur	30
4.3.3 Mittlere Wassertemperatur der Monate Juli, August und September	33
4.3.4 Überschreitungshäufigkeit der Orientierungswerte für Fischgemeinschaften	34
4.4 Zusammenfassende Diskussion der großräumigen Potenzialanalyse	38
5 Folgerungen und Ausblick	40
6 Literaturverzeichnis.....	41

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Wirkung von Ufervegetation auf die kurzweilige und die langweilige Strahlungsbilanz.....	10
Abbildung 2: Jahresgang des Belaubungsgrads von ufernahen Laubbäumen und damit verbundene Transmissivität (TV) (vereinfacht nach STEIN (2019)).	12
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Wirkung dichter Ufervegetation auf die Tagesmittel von Energiebilanz und Wassertemperatur eines schmalen Bachs (BI = 0,15) unter meteorologischen Bedingungen eines charakteristischen 1. Augusts (siehe 1. Zeile in Tabelle 1).....	13
Abbildung 4: Tagesmittel des minimal erzielbaren Beschattungsindex (BI) und der maximal erzielbaren Kühlwirkung (ΔWT) für unterschiedliche Fließrichtungen in Abhängigkeit von der Gewässerbreite. Bei beidseitiger Ufervegetation (a) und (c) sowie bei Vegetation nur am südlichen Ufer (b) und (d). Berechnungsgrundlagen: 15 m hohe Bäume mit 1,5 m Kronenüberhang, meteorologische Bedingungen eines charakteristischen 1. Augusts (Zeile 1 in Tabelle 1).....	15
Abbildung 5: Längsverlauf der Wassertemperatur (Tagesmittel) nach dem Übergang von einem besonnten (BI = 1,0) zu einem optimal beschatteten (BI = 0,15) Gewässerabschnitt für unterschiedliche Wassertiefen (h_0) und Fließgeschwindigkeiten (v_a).....	17
Abbildung 6: Tagesmittel des zu erwartenden Kühlpotenzials ($WT_{Plan} - WT_{Ist}$ in °C) als Funktion der Veränderung des Beschattungsindex und dem Quotienten aus Fließzeit und Wassertiefe für meteorologische Bedingungen eines charakteristischen 1. Augusts (Zeile 1 in Tabelle 1).....	18
Abbildung 7: Summenhäufigkeiten ausgewählter Kennwerte für die simulierten Gewässerteilstrecken in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz im Ist-Zustand und den Szenarien (Mittelungszeitraum: 2002-2010; n: Anzahl der jeweils ausgewerteten Gewässerteilstrecken).	27
Abbildung 8: Beschattungsindex der Fließgewässer in Baden-Württemberg im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes zusätzliches Beschattungspotenzial (c und e).....	28
Abbildung 9: Beschattungsindex der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes zusätzliches Beschattungspotenzial (c und e).....	29
Abbildung 10: Mittleres jährliches Maximum der Wassertemperatur der Fließgewässer in Baden-Württemberg im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e).	31
Abbildung 11: Mittleres jährliches Maximum der Wassertemperatur der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e).....	32
Abbildung 12: Mittlere Überschreitungshäufigkeit der fischgemeinschaftsspezifischen Orientierungswerte der OGewV in den baden-württembergischen Fließgewässern im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e).....	36

Abbildung 13: Mittlere Überschreitungshäufigkeit der fischgemeinschaftsspezifischen Orientierungswerte der OGewV in den rheinland-pfälzischen Fließgewässern im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e)..... 37

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Tagesmittelwerte der Gleichgewichtstemperatur (GGT) für charakteristische meteorologische Bedingungen (49. Breitengrad) im besonnten Zustand (BI = 1,0) und in optimal beschattetem Zustand (BI = 0,15) sowie resultierende Kühlwirkung (ΔWT). Die Bedingungen des charakteristischen 1. Augusts, die für die Abbildungen 2 bis 5 verwendet wurden, sind fett dargestellt. Änderungen gegenüber diesem Grundzustand sind blau hervorgehoben.	14
--	----

Zusammenfassung

Im Zuge des Klimawandels werden insbesondere die sommerlichen Wassertemperaturen in unseren Fließgewässern weiter zunehmen, womit ökologisch negative Folgen verbunden sind. Im Rahmen des KLIWA-Projekts „2-Grad-Ziel für unsere Bäche“ wurde daher analysiert, wie groß das Potenzial verbesserter Beschattung durch zusätzliche Ufervegetation ist, um sommerliche Wassertemperaturen zu reduzieren.

Theoretische Analysen verdeutlichen, dass die Tagesmittel-Wassertemperatur eines zuvor komplett besonnten schmalen Fließgewässers durch überhängende Laubvegetation während typischer hochsommerlicher Schönwetterperioden um ca. 5,5 °C bis 7 °C reduziert werden kann. Geht man von 15 m hohen, standortgerechten Uferbäumen aus, so ergeben sich auch für ein 10 m breites Gewässer noch maximale Kühleffekte von ca. 4 °C bis 5,5 °C. Um die vollständige Wirkung zu erreichen, ist jedoch eine ausreichend lange Fließstrecke erforderlich. Die erforderliche Strecke ist umso kürzer, je flacher das Gewässer ist und je langsamer es fließt. Auf Basis der physikalischen Zusammenhänge wurden eine Gleichung und ein Nomo-gramm abgeleitet, die es ermöglichen, die lokale Kühlwirkung zusätzlicher Ufervegetation unter Berücksichtigung von Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Fließstrecke quantitativ abzuschätzen. Die Methode kann als Grundlage für lokale Planungen dienen.

Für großräumige modellgestützte Potenzialanalysen wurde das Wassertemperaturmodul des Wasserhaushalts- und Wassertemperaturmodells LARSIM so weiterentwickelt, dass alle für die Beschattung maßgeblichen Faktoren und Prozesse in ihrer raum-zeitlichen Dynamik hinreichend genau abgebildet werden können. Die LARSIM-Modelle für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz wurden unter Berücksichtigung dieser Verbesserungen fortgeschrieben und für landesweite Potenzialanalysen genutzt. Für Hessen wurde ein vereinfachter Ansatz für die dort vorliegenden LARSIM-Modelle verwendet, in dem die Modellverbesserungen nicht berücksichtigt sind. Für Bayern liegt LARSIM flächendeckend bislang nur als Wasserhaushaltsmodell ohne Wassertemperaturmodul vor, weshalb für Bayern keine modellbasierte Potenzialanalyse durchgeführt werden konnte. Die Analysen zeigen ein erhebliches Potenzial zur Verbesserung der Beschattung von Bächen und kleinen Flüssen auf, durch die in vielen Gewässern eine Reduktion sommerlicher Maximaltemperaturen von über 2 °C und in einigen Bereichen sogar von über 5 °C erreicht werden könnte. Dabei liegen die größten Potenziale an den Gewässern vor, die im Ist-Zustand kritisch hohe Wassertemperaturen aufweisen. Es ist davon auszugehen, dass die mögliche zusätzliche Ufervegetation, den in den nächsten 30 Jahren zu erwartenden klimawandelbedingten Anstieg der Wassertemperaturen in vielen Gewässern kompensieren könnte. Die auch als Karten vorliegenden Ergebnisse der Potenzialanalysen für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz können als Grundlage für weitere Planungen und eine Priorisierung von Beschattungsmaßnahmen dienen.

Die Verbesserung der Beschattung durch Ufervegetation ist also offenkundig eine effektive Maßnahme, um dem klimawandelbedingten Anstieg der Wassertemperaturen in unseren Bächen und kleinen Flüssen entgegenzuwirken. Zudem hat Ufervegetation zahlreiche weitere positive Auswirkungen auf den Stoffhaushalt und die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer. Daraus ergibt sich die klare Empfehlung, die ökologische und klimatische Resilienz unserer Fließgewässer durch zusätzliche standortgerechte Ufervegetation zu verbessern.

1 Einleitung

Die Wassertemperatur ist neben anderen abiotischen Einflüssen ein zentraler Faktor für die Ökologie von Fließgewässern. Sie beeinflusst die Gewässer-Biozönose über unterschiedliche Wirkungspfade, sowohl direkt als auch indirekt über physikalische, chemische und biologische Prozesse in komplexer Weise. Ausführliche Darstellungen zur Wirkung der Wassertemperatur auf Fließgewässer-Biozönosen oder unterschiedliche Organismengruppen finden sich in der Fachliteratur (KLIWA 2010, 2016; BLFU 2018; REINARTZ & BOHL 2007; LAWA 2017; CAISSIE 2006; HAAG 2003, 2006; SCHÜLLER & KROP-BENESCH 2022).

Länger anhaltende Phasen überhöhter sommerlicher Wassertemperaturen beeinflussen die Zusammensetzung der aquatischen Biozönose und die potenzielle Verbreitung der Lebewesen besonders negativ (CAISSIE 2006; REINARTZ & BOHL 2007; KLIWA 2010, 2016; HALLE ET AL. 2020, SUNDERMANN ET AL. 2022). Die Stoffwechselraten und damit der Sauerstoffbedarf von Fischen und Makrozoobenthos steigen mit zunehmender Wassertemperatur an. Gleichzeitig nimmt die Zehrung von Sauerstoff durch Respiration und mikrobiellen Abbau mit steigender Wassertemperatur zu, wohingegen die Löslichkeit von Sauerstoff abnimmt (HAAG 2003). Hohe Wassertemperaturen können daher je nach Temperatur- und Sauerstofftoleranz der Fisch- oder Makrozoobenthosart und dem jeweiligen (Lebens-) Stadium zu physiologischem Stress und erhöhter Mortalität führen (CAISSIE 2006). Darüber hinaus verstärken hohe Wassertemperaturen insbesondere im Zusammenspiel mit Niedrigwasser die Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Parasiten und erhöhen die Toxizität von Umweltgiften (REINARTZ & BOHL 2007; KOOP ET AL. 2005; LUBW 2004).

Im Zuge des Klimawandels sind die Fließgewässertemperaturen und insbesondere die sommerlichen Temperaturmaxima bereits spürbar angestiegen. In Folge der andauernden globalen Erwärmung ist zukünftig von einer weiteren deutlichen Zunahme der Wassertemperaturen auszugehen (z. B. HAAG 2009, 2018, BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2021; MICHEL ET AL. 2022). Durch die klimawandelbedingt zunehmenden Wassertemperaturen ist mit extrem negativen Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Fließgewässer zu rechnen (z. B. KLIWA 2010, BLFU 2018). Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, wie dem klimawandelbedingten Anstieg der Fließgewässertemperaturen und den zu erwartenden negativen ökologischen Folgen entgegengewirkt werden kann.

Während Zeiten maximaler Wassertemperaturen wird die Energiebilanz der Gewässer von der kurzwelligen Strahlung dominiert. Hohe sommerliche Wassertemperaturen sind natürlicherweise also in erster Linie durch die auf das Gewässer treffende Sonnenstrahlung bedingt (HAAG ET AL. 2022). Diese kurzwellige Einstrahlung lässt sich durch die Beschattung der Fließgewässer effektiv verringern, sodass maximale sommerliche Wassertemperaturen reduziert werden können. Dementsprechend ist die Verbesserung der Beschattung durch zusätzliche Ufervegetation eine mögliche Anpassungsmaßnahme, um der klimawandelbedingten Zunahme der maximalen Fließgewässertemperaturen entgegenzuwirken. Das Potenzial dieser möglichen Anpassungsmaßnahme zu ermitteln, war Gegenstand des KLIWA-Projekts „2-Grad-Ziel für unsere Bäche“.

Die Arbeiten zu dieser Fragestellung wurden durch die HYDRON GmbH im Auftrag und in Zusammenarbeit mit der KLIWA AG Gewässerökologie durchgeführt. Die Hintergründe, Datengrundlagen, Methoden und Ergebnisse sind in einem ausführlichen Bericht dargestellt (HAAG ET AL. 2022), der bei Bedarf über das KLIWA-Systempostfach der LUBW (kliwa@lubw.bwl.de) angefordert werden kann. Der hier vorliegende KLIWA-Kurzbericht fasst die wesentlichen Ergebnisse der umfassenden Studie zusammen.

2 Grundlagen und Methoden

2.1 Energiebilanz des Wasserkörpers

Bei Fließgewässern, die nicht durch Wärmeeinleitungen betroffen sind, wird die Wassertemperatur außerhalb des unmittelbaren Quellbereichs in erster Linie durch die Energiebilanz des Wasserkörpers bestimmt. Dabei spielt der Wärmeaustausch mit dem Gewässerbett in der Regel eine untergeordnete Rolle und wirkt vor allem puffernd auf Temperaturamplituden. Unter Vernachlässigung lokaler Besonderheiten kann der Energieaustausch mit der Atmosphäre somit als maßgeblich für die Entwicklung der Fließgewässertemperatur angesehen werden (HAAG ET AL. 2022):

$$\frac{dWT}{dt} = \frac{R_k + R_l + H_l + H_f}{c_p * \rho_w * h_0}$$

mit:

WT	[°C]	Wassertemperatur
t	[s]	Zeit
R _k	[W/m ²]	kurzwellige Strahlungsbilanz
R _l	[W/m ²]	langwellige Strahlungsbilanz
H _l	[W/m ²]	turbulenter Austausch latenter Wärme
H _f	[W/m ²]	turbulenter Austausch fühlbarer Wärme
c _p	[J/kg/°C]	spezifische Wärmekapazität des Wassers
ρ _w	[kg/m ³]	Dichte des Wassers
h ₀	[m]	mittlere Wassertiefe des Gewässerabschnitts

Die theoretischen Analysen in Kapitel 3 basieren auf der dargestellten Energiebilanzgleichung. Im Wassertemperaturmodul von LARSIM wird darüber hinaus der Wärmeaustausch mit dem Gewässerbett in vereinfachter Weise mitberücksichtigt. Außerdem wird der Wärmehalt des Wasserkörpers, der aus der lokalen Energiebilanz resultiert, in LARSIM mithilfe der eindimensionalen Advektions-Dispersion-Gleichung durch das Gewässersystem transportiert (HAAG & LUCE 2008).

2.2 Berücksichtigung der Ufervegetation in der Energiebilanz

Ufervegetation beeinflusst die Energiebilanz und damit die Wassertemperatur vor allem über die kurzwellige und die langwellige Strahlungsbilanz. Vegetation kann darüber hinaus auch

die Windgeschwindigkeit über dem Gewässer und die Luftfeuchtigkeit beeinflussen, was wiederum Auswirkungen auf die turbulenten Ströme latenter und fühlbarer Wärme hat. Die indirekte Wirkung der Ufervegetation auf den Austausch latenter und fühlbarer Wärme ist bei sommerlichen Bedingungen in der Regel jedoch viel kleiner als die direkte Wirkung auf die Strahlungsterme. Daher wird die indirekte Wirkung auf die turbulenten Ströme latenter und fühlbarer Wärme in der folgenden Analyse vernachlässigt (HAAG ET AL. 2022).

In den nachfolgenden theoretischen Analysen und im Wassertemperaturmodul von LARSIM wird die Vegetation in Anlehnung an LI ET AL. (2012) als Dreieck approximiert, mit dem die maßgeblichen Vegetationseigenschaften Abstand vom Ufer, Vegetationshöhe sowie Höhe und Breite des maximalen Kronenüberhangs abgebildet werden können. Zudem werden bei Laubvegetation jahreszeitliche Unterschiede in der Belaubung und der damit einhergehenden Transmissivität berücksichtigt (Abbildung 1).

Um den Einfluss auf die kurzweilige Strahlungsbilanz korrekt zu quantifizieren, müssen der direkte und der diffuse Anteil der eingehenden Sonnenstrahlung getrennt betrachtet werden. Die Aufteilung der gesamten kurzweiligen Strahlung in ihren direkten und diffusen Anteil hängt vor allem vom Bewölkungsgrad ab und kann gemäß einer Analyse von MOUSAVI MALEKI ET AL. (2017) mit der einfachen Formel von ORGILL & HOLLANDS (1977) zuverlässig abgeschätzt werden. Diese Formel wurde daher zur Aufteilung der gesamten kurzweiligen Strahlung in den diffusen und den direkten Anteil verwendet (HAAG ET AL. 2022).

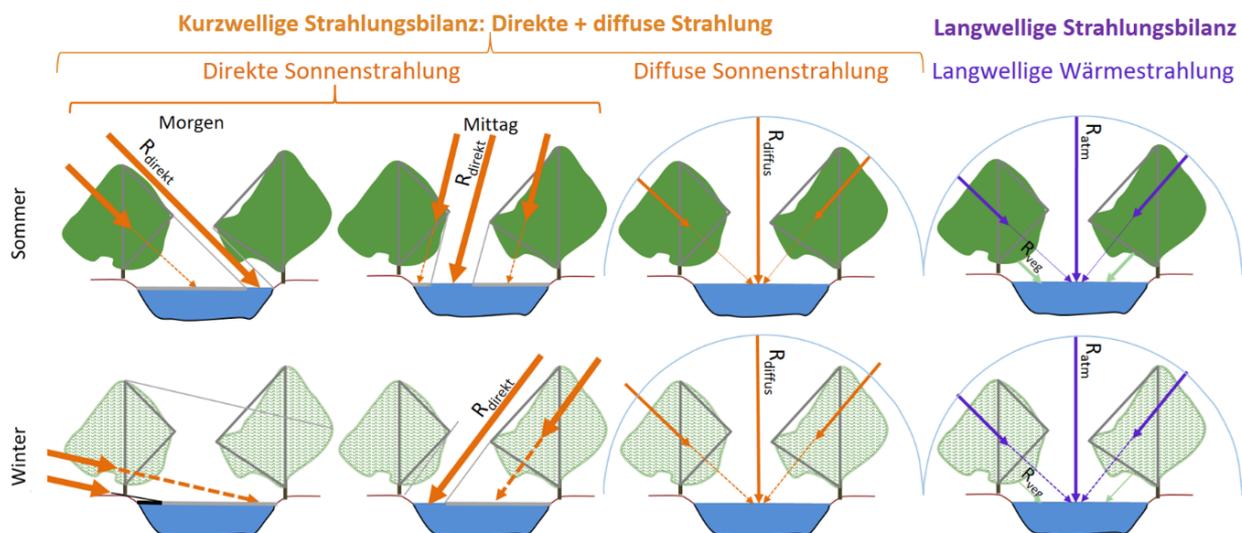


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Wirkung von Ufervegetation auf die kurzweilige und die langwellige Strahlungsbilanz.

Der Schattenwurf der direkten Sonnenstrahlung hängt zum einen vom jahres- und tageszeitlich dynamischen Sonnenstand ab (Azimut und Sonnenwinkel in Abhängigkeit der geographischen Koordinaten). Berücksichtigt man darüber hinaus die oben genannten Eigenschaften der Vegetation (Abstand vom Ufer, Vegetationshöhe, Breite und Höhe des Kronenüberhangs, Transmissivität) differenziert für beide Ufer sowie die Breite des Wasserspiegels und die Fließrichtung des Gewässers, so lässt sich für jeden Zeitpunkt quantifizieren, welcher Anteil der Wasseroberfläche von der direkten Strahlung abgeschattet ist (Abbildung 1; LI ET AL. 2012; HAAG ET AL. 2022).

Der diffuse Anteil der Sonnenstrahlung wird hingegen näherungsweise gleichverteilt aus der gesamten Hemisphäre eingestrahlt. Für die diffuse Strahlung lässt sich die Schattenwirkung der Vegetation mittels der oben genannten Vegetationseigenschaften für einen beliebigen Punkt des Wasserspiegels berechnen. Durch Integration über die Wasserspiegelbreite erhält man die mittlere Schattenwirkung auf die diffuse Strahlung für einen Gewässerabschnitt (Abbildung 1; MOORE ET AL. 2013; HAAG ET AL. 2022).

Hinsichtlich der langwelligen Strahlungsbilanz wird einerseits berücksichtigt, dass die atmosphärische Wärmestrahlung durch Ufervegetation in gleicher Weise abgeblockt wird wie die diffuse Sonnenstrahlung. Andererseits wird berücksichtigt, dass die Vegetation gemäß ihrer eigenen Temperatur Wärmestrahlung in Richtung Wasseroberfläche abgibt (Abbildung 1; HAAG ET AL. 2022).

2.3 Für die Beschattung maßgebliche Eigenschaften der Vegetation

Um die Ufervegetation in der Energiebilanz berücksichtigen zu können, müssen deren Abstand vom Ufer, die Höhe, die Ausdehnung der Krone (Kronenüberhang) und die Transmissivität (Lichtdurchlässigkeit) bekannt sein. In der vorliegenden Studie wird von typischen, standortgerechten uferbegleitenden Bäumen ausgegangen. Hierbei handelt es sich vor allem um die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), die Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*) und verschiedene Weidenarten (*Salix* spp.). Auf der Basis von Literaturangaben für diese Baumarten wurde für die theoretische Analyse in Kapitel 3 und die LARSIM-Szenarien in Kapitel 4 von 15 m hohen Bäumen und einem Kronenradius von 1,5 m ausgegangen (LAWA 2000; HOLZAPFEL & RAUCH 2015; PRETZSCH ET AL. 2015; STEIN 2019). Zudem wurde angenommen, dass die Bäume direkt am Ufer stehen.

Eine Literaturübersicht in HAAG ET AL. (2022) zeigt, dass die Transmissivität von Laubbäumen recht heterogen ist. Für dicht stehende Laubholz-Auenbestände ergeben sich unter sommerlicher Belaubung jedoch häufig Werte zwischen 10 % und 20 %. Für laubfreie Laubgehölze kann auf Basis der Literaturangaben von einer mittleren Transmissivität von ca. 60 % ausgegangen werden (siehe Übersichten in HAAG ET AL. 2022 und STEIN 2019). Für die theoretischen Analysen in Kapitel 3 wurde daher von einer Transmissivität der Uferbäume von 0,15 (15 %) ausgegangen. Für die Langzeitsimulationen in Kapitel 4 wurde für die ufernahen Laubbäume ein mittlerer Jahresgang der Belaubung in Anlehnung an STEIN (2019) angesetzt (Abbildung 2). Für die sommerliche Phase der Vollbelaubung wurde eine Transmissivität von 0,15 und für den laubfreien Winter eine Transmissivität von 0,6 (60 %) verwendet. Während des Zeitraums des Blattaustriebs und des Laubfalls wurde linear interpoliert. Auf Basis der phänologischen Uhr des DWD (KASPAR ET AL. 2014, STEIN 2019, DWD 2021) wurden die in Abbildung 2 definierten Zeitpunkte wie folgt festgelegt (HAAG ET AL. 2022):

- Beginn des Blattaustriebs: 23.03.
- Ende des Blattaustriebs: 23.05.
- Beginn des Laubfalls: 18.10.
- Ende des Laubfalls: 06.11.

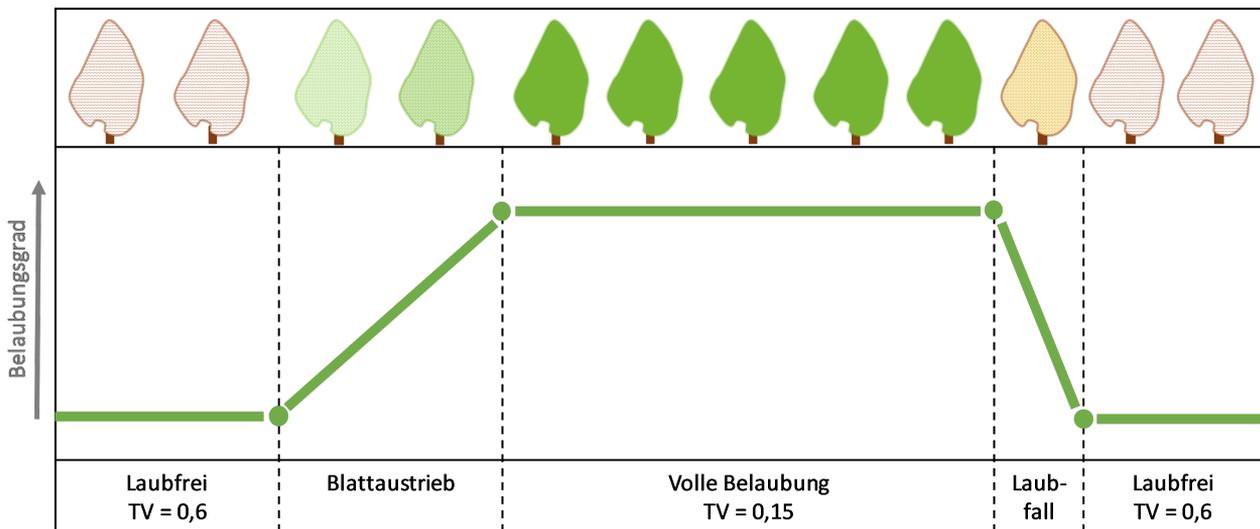


Abbildung 2: Jahresgang des Belaubungsgrads von ufernahen Laubbäumen und damit verbundene Transmissivität (TV) (vereinfacht nach STEIN (2019)).

Hierbei ist natürlich zu beachten, dass es sich um mittlere Zeitpunkte handelt, die je nach Höhenlage und sonstigen Standorteigenschaften sowie nach Witterungsverlauf des aktuellen Jahres variieren können. Diese Unterschiede zwischen den Naturräumen und den Jahren wurden bei den Simulationen in Kapitel 4 vernachlässigt.

3 Theoretische Analyse zur Wirkung von Ufervegetation auf Beschattung und Wassertemperatur

3.1 Wirkung von Ufervegetation auf die Gleichgewichtstemperatur

3.1.1 Definition der Gleichgewichtstemperatur (GGT)

Unter dem Einfluss der Energiebilanz strebt die Temperatur des Gewässers einen Gleichgewichtszustand an, bei dem die Summe aller Energiebilanzkomponenten gleich null ist. Dieser Zustand ist mit der sogenannten Gleichgewichtstemperatur (GGT) erreicht (EDINGER ET AL. 1968; BOGAN ET AL. 2003):

$$R_k + R_l(GGT) + H_l(GGT) + H_f(GGT) = 0$$

Die GGT repräsentiert somit jene Wassertemperatur, die theoretisch nach einer ausreichend langen Zeit unter konstanten Bedingungen erreicht wird. Sie ermöglicht eine vereinfachte Betrachtung der Wirkung der Beschattung, bei der zeitliche Aspekte zunächst außen vor bleiben. Die GGT lässt sich in Abhängigkeit der meteorologischen Bedingungen und des Beschattungsgrads implizit berechnen. Somit kann die grundsätzliche Wirkung von Ufervegetation auf die GGT für unterschiedliche charakteristische meteorologische Bedingungen quantifiziert werden (HAAG ET AL. 2022). Um die tatsächliche Wirkung einer Beschattungsstrecke oder einer besonnten Strecke auf die Wassertemperatur zu quantifizieren, muss jedoch zusätzlich die Aufenthaltszeit des Wassers im beschatteten oder besonnten Bereich berücksichtigt werden. Dieser zeitliche Aspekt wird in Kapitel 3.2 näher beleuchtet.

3.1.2 Grundlegende Wirkungsweise der Beschattung auf die GGT

Die Wirkung der Beschattung auf die Energiebilanz und die GGT wird am Beispiel eines charakteristischen 1. Augusts veranschaulicht (Abbildung 3). Der 1. August repräsentiert einen gewässerökologisch häufig besonders kritischen Zeitraum, in dem hohe Wassertemperaturen oft mit geringen Abflüssen zusammentreffen. Die für den charakteristischen 1. August verwendeten meteorologischen Bedingungen (Zeile 1 in Tabelle 1) wurden aus Messzeitreihen abgeleitet und entsprechen Tagesmittelwerten, die bei hochsommerlichen Schönwetterperioden typischer Weise über mehrere Tage in Folge auftreten können (HAAG ET AL. 2022).

Für den besonnten Zustand ergibt sich unter den meteorologischen Bedingungen des charakteristischen 1. Augusts naturgemäß eine sehr hohe positive kurzwellige Nettostrahlung, die durch eine negative langwellige Strahlungsbilanz und negative Ströme latenter Wärme (Verdunstung) und fühlbarer Wärme ausgeglichen wird. Infolge dieser Energiebilanz ergibt sich im Tagesmittel eine Gleichgewichtstemperatur von 25,7 °C. Für den beschatteten Zustand wird angenommen, dass die Baumkronen über die gesamte Gewässerbreite des schmalen Bachs überhängen, wodurch sich ein Beschattungsindex (BI) von 0,15 ergibt. Die eingehende kurzwellige Strahlung wird durch die Ufervegetation folglich auf 15 % reduziert. Um die Energiebilanz auszugleichen, ergeben sich in der Folge auch andere Gleichgewichtszustände für die drei anderen Energiebilanzkomponenten. Insbesondere die Verdunstung wird stark reduziert. Als Konsequenz ergibt sich im Tagesmittel eine gegenüber dem besonnten Zustand um 6,7 °C geringere GGT (Abbildung 3). Dieser Temperaturunterschied zwischen besonntem und beschattetem Gewässer wird im Folgenden als Kühlwirkung (ΔT) bezeichnet.

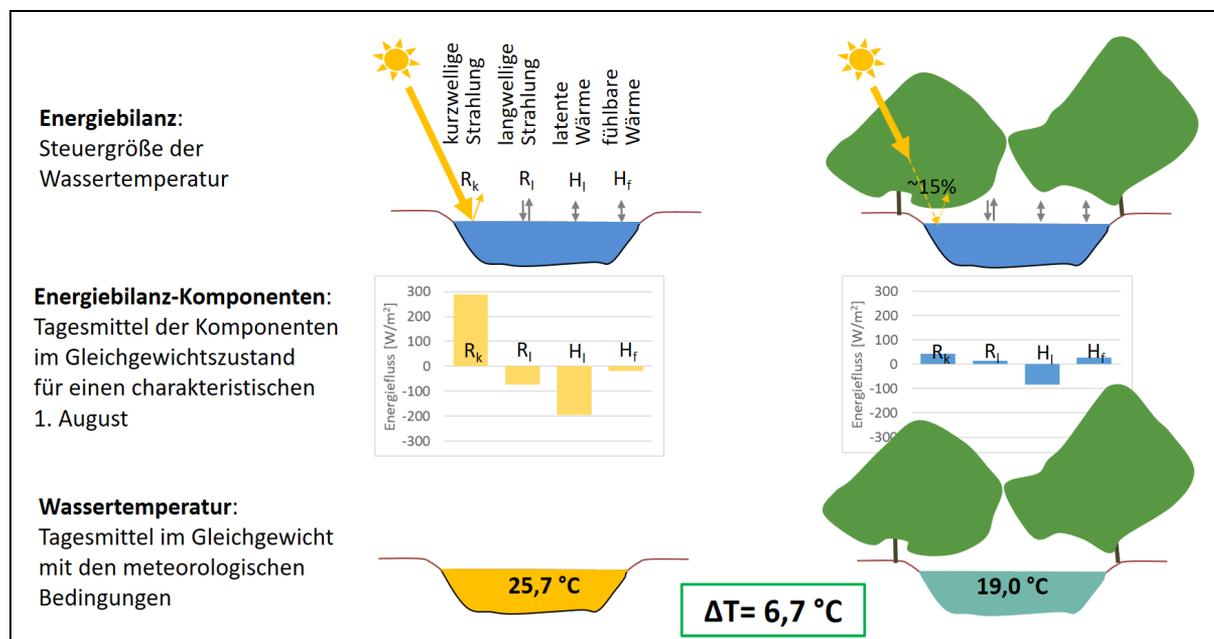


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Wirkung dichter Ufervegetation auf die Tagesmittel von Energiebilanz und Wassertemperatur eines schmalen Bachs (BI = 0,15) unter meteorologischen Bedingungen eines charakteristischen 1. Augusts (siehe 1. Zeile in Tabelle 1).

3.1.3 Einfluss von Meteorologie und Jahreszeit auf Beschattung und GGT

Die Wirkung der Beschattung auf die GGT hängt in hohem Maße von der Jahreszeit und der damit verbundenen maximal möglichen solaren Strahlung sowie anderen meteorologischen Bedingungen ab. Um den Einfluss der meteorologischen Bedingungen und der Jahreszeit zu verdeutlichen, sind in Tabelle 1 die GGT aufgelistet, die sich im besonnten Zustand (BI = 1,0) und im optimal beschatteten Zustand (BI = 0,15) bei unterschiedlichen Bedingungen ergeben. Die fett gedruckte erste Zeile repräsentiert die charakteristischen Bedingungen des 1. Augusts, die auch für Abbildung 3 verwendet wurden. Die Variation der einzelnen meteorologischen Parameter für den 1. August zeigt, wie sensitiv die GGT und ΔWT auf Unterschiede in den Parametern reagieren und in welchem Bereich GGT und ΔWT für spätsommerliche Schönwetterbedingungen variieren können. Erwartungsgemäß reagieren GGT und ΔWT besonders sensitiv auf Unterschiede in der Windgeschwindigkeit, welche wiederum die Verdunstung steuert, die der wichtigste Energieverlust während Zeiten mit hoher Wassertemperatur ist (vgl. Abbildung 3). Bei Windstille und vollständiger Besonnung könnten demnach an einem 1. August GGT von bis zu 30 °C erreicht werden. Die Kühlwirkung durch maximale Beschattung läge unter diesen extremen Bedingungen bei über 9 °C. Wie Tabelle 1 im Einklang mit der Analyse realer meteorologischer Jahrgänge in HAAG ET AL. (2022) zeigt, liegt die Kühlwirkung optimaler Beschattung für spätsommerliche Zeiten mit hohen Wassertemperaturen in der Regel aber zwischen ca. 5,5 °C und 7 °C.

Zum Sonnenhöchststand am 21.06. kann die Kühlwirkung der Beschattung aufgrund des höheren Strahlungsangebots sogar etwas höher sein als am 1. August. Im Juni sind die Wassertemperaturen in der Regel insgesamt aber noch nicht so hoch wie im Spätsommer.

Das Beispiel für einen typischen 21.12. (Sonnentiefststand) in Tabelle 1 zeigt, dass es im Winter durch den Einfluss der Ufervegetation auf die langwellige Strahlung kurzzeitig zur geringfügigen Erhöhung der GGT kommen kann. Da die kurzwellige Strahlung im Winter von geringer Bedeutung ist, liegt das ΔWT infolge optimaler Beschattung im Winter in der Regel jedoch nahe 0 °C. Unter winterlichen Bedingungen hat zusätzliche Ufervegetation also keine signifikante Wirkung auf die Wassertemperatur von Fließgewässern (HAAG ET AL. 2022).

Tabelle 1: Tagesmittelwerte der Gleichgewichtstemperatur (GGT) für charakteristische meteorologische Bedingungen (49. Breitengrad) im besonnten Zustand (BI = 1,0) und in optimal beschattetem Zustand (BI = 0,15) sowie resultierende Kühlwirkung (ΔWT). Die Bedingungen des charakteristischen 1. Augusts, die für die Abbildungen 2 bis 5 verwendet wurden, sind fett dargestellt. Änderungen gegenüber diesem Grundzustand sind blau hervorgehoben.

Datum	Meteorologische Bedingungen				GGT [°C]		ΔWT [°C]
	Bewölkung [%]	Lufttemp. [°C]	Wind [m/s]	Feuchte [%]	besonnt (BI=1,0)	beschattet (BI=0,15)	
01.08.	20	23	1,5	50	25,7	19,0	-6,7
01.08.	0	23	1,5	50	27,0	19,3	-7,7
01.08.	50	23	1,5	50	24,0	18,7	-5,3
01.08.	20	18	1,5	50	22,1	15,0	-7,1
01.08.	20	28	1,5	50	29,3	23,1	-6,2
01.08.	20	23	0,0	50	29,7	20,4	-9,3
01.08.	20	23	3,0	50	23,6	18,4	-5,2
01.08.	20	23	1,5	30	23,0	16,6	-6,4
01.08.	20	23	1,5	70	27,9	21,3	-6,6
21.06.	20	20	1,5	50	24,6	16,8	-7,8
21.12.	20	3	1,5	85	1,7	2,2	+0,5

3.1.4 Einfluss von Gewässerbreite und Fließrichtung auf Beschattung und GGT

Die maximal erzielbare Beschattung und die daraus resultierende Kühlwirkung für einen charakteristischen 1. August (Zeile 1 in Tabelle 1) hängen von der Gewässerbreite und der Fließrichtung ab (Abbildung 4). Bei beidseitiger Ufervegetation ergibt sich infolge des Kronenüberhangs von 1,5 m bis zu Breiten von 3 m der minimale BI von 0,15 und das maximale ΔWT von $-6,7\text{ }^{\circ}\text{C}$. Mit zunehmender Gewässerbreite steigt der BI naturgemäß an und die Kühlwirkung wird geringer. Je nach Fließrichtung werden bei Gewässerbreiten von 10 m aber immer noch BI von ca. 0,35 bis 0,37 und ein ΔWT von etwa $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ erzielt (Abbildung 4a, c).

Bei beidseitiger Ufervegetation spielt die Fließrichtung des Gewässers nur eine untergeordnete Rolle für die maximal erzielbaren BI und ΔWT . Bei einseitiger Vegetation am jeweiligen Südufer ergeben sich hingegen deutliche Abhängigkeiten von der Fließrichtung (Abbildung 4b, d). Bei einem Nord-Süd bzw. Süd-Nord verlaufenden Gewässer kann durch einseitige Ufervegetation erwartungsgemäß nur die Hälfte der Wirkung beidseitiger Ufervegetation erzielt werden. Bei einem Ost-West bzw. West-Ost fließenden Gewässer wird durch einseitige Vegetation am Südufer allerdings 80 % bis 90 % der Kühlwirkung von beidseitiger Vegetation erreicht. Bei schmalen Gewässern liegt der BI in diesem Fall bei ca. 0,3 und die maximal erzielbare Kühlwirkung bei ca. $-6\text{ }^{\circ}\text{C}$. Auch bei einem 10 m breiten Ost-West bzw. West-Ost verlaufenden Gewässer kann durch dichte 15 m hohe Uferbäume am Südufer noch eine Kühlwirkung von ca. $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$ erreicht werden (Abbildung 4d).

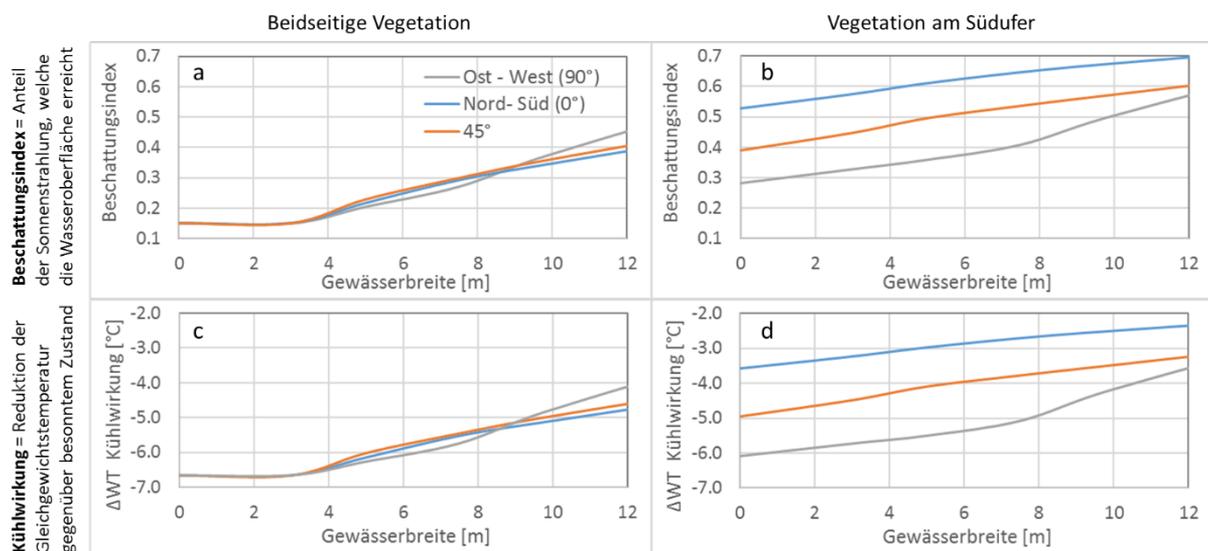


Abbildung 4: Tagesmittel des minimal erzielbaren Beschattungsindex (BI) und der maximal erzielbaren Kühlwirkung (ΔWT) für unterschiedliche Fließrichtungen in Abhängigkeit von der Gewässerbreite. Bei beidseitiger Ufervegetation (a) und (c) sowie bei Vegetation nur am südlichen Ufer (b) und (d). Berechnungsgrundlagen: 15 m hohe Bäume mit 1,5 m Kronenüberhang, meteorologische Bedingungen eines charakteristischen 1. Augusts (Zeile 1 in Tabelle 1).

Insgesamt wird also deutlich, dass auch bei größeren Bächen oder kleinen Flüssen mit Wasserspiegelbreiten von 10 m oder mehr durch 15 m hohe Ufervegetation noch eine deutlich ausgeprägte Beschattung und Kühlwirkung erzielt werden kann. Bei näherungsweise Ost-West bzw. West-Ost fließenden Gewässern kann der Großteil dieser Wirkung auch alleine durch Vegetation am Südufer erreicht werden.

3.2 Zeitliche Entwicklung von Abkühlung und Erwärmung

Im vorangegangenen Abschnitt wurde die theoretische Wirkung von Ufervegetation auf die Gleichgewichtstemperatur (GGT) betrachtet, wobei zeitliche Aspekte der Temperaturentwicklung zunächst außen vor blieben. In der Realität ist die erzielbare Kühlwirkung jedoch häufig durch die Länge der Fließstrecke begrenzt, auf der zusätzliche Ufervegetation gepflanzt werden kann oder sich natürlich entwickeln kann. Der zeitliche Verlauf der Abkühlung ergibt sich aus der in Kapitel 2.1 aufgeführten Differentialgleichung für die Energiebilanz. Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse basieren auf einer von EDINGER ET AL. (1968) abgeleiteten analytischen Lösung einer linearisierten Form dieser Differentialgleichung, die sehr gute Übereinstimmungen mit numerischen Ergebnissen erzielt (HAAG ET AL. 2022). Aus der analytischen Lösung der Differentialgleichung wird deutlich, dass die Kühlwirkung durch Beschattung bei gegebenen meteorologischen Bedingungen eine Funktion von drei Größen ist:

- 1) der Abweichung der aktuellen Wassertemperatur von der GGT
- 2) der Fließzeit bzw. Aufenthaltszeit in der Gewässerstrecke
- 3) der Wassertiefe in der Gewässerstrecke

Abbildung 5 veranschaulicht die Wirkung dieser Einflussfaktoren auf den Längsverlauf der Abkühlung unter den meteorologischen Bedingungen des charakteristischen 1. Augusts (Zeile 1 in Tabelle 1). Bei den dargestellten Berechnungen wird davon ausgegangen, dass das Wasser mit der GGT für komplette Besonnung ($25,7\text{ °C}$) in die optimal beschattete Strecke ($BI = 0,15$; $GGT = 19,0\text{ °C}$) eintritt. Die rascheste Abkühlung ergibt sich am oberen Rand der beschatteten Gewässerstrecke, da die aktuelle Wassertemperatur dort am stärksten über der GGT der Beschattungsstrecke liegt. Durch Beschattung kann die stärkste Kühlwirkung also auf den Strecken erreicht werden, in die das Wasser mit stark überhöhten Temperaturen eintritt (z. B. infolge von voller Besonnung oder Wärmeeinleitungen oberhalb).

Aufgrund der Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit zeigen die Simulationsergebnisse in Abbildung 5 erwartungsgemäß, dass der Längsverlauf der Abkühlung von der Fließgeschwindigkeit gesteuert wird. Je größer die Fließgeschwindigkeit ist, umso kürzer ist die Aufenthaltszeit in einem Gewässerabschnitt definierter Länge. Entsprechend wird bei doppelter Fließgeschwindigkeit eine doppelt so lange Fließstrecke benötigt, um bei ansonsten gleichen Bedingungen denselben Kühleffekt zu erreichen.

Die Wassertiefe wirkt umgekehrt proportional zur Zeit und damit gleich wie die Fließgeschwindigkeit auf die Abkühlung. Hinsichtlich der Fließstrecke, die für eine bestimmte Abkühlung benötigt wird, hat die Verdopplung der Wassertiefe also dieselbe Wirkung wie die Verdopplung der Fließgeschwindigkeit: Bei doppelter Wassertiefe und ansonsten gleichen Bedingungen verdoppelt sich auch die Fließstrecke, die für denselben Kühleffekt benötigt wird.

Grundsätzlich können bei niedrigeren Fließgeschwindigkeiten und geringen Wassertiefen also maximale Effekte durch beschattete Fließstrecken erreicht werden, wohingegen bei höheren Fließgeschwindigkeiten und größeren Wassertiefen gleich große Effekte erst nach entsprechend längeren Fließstrecken eintreten.

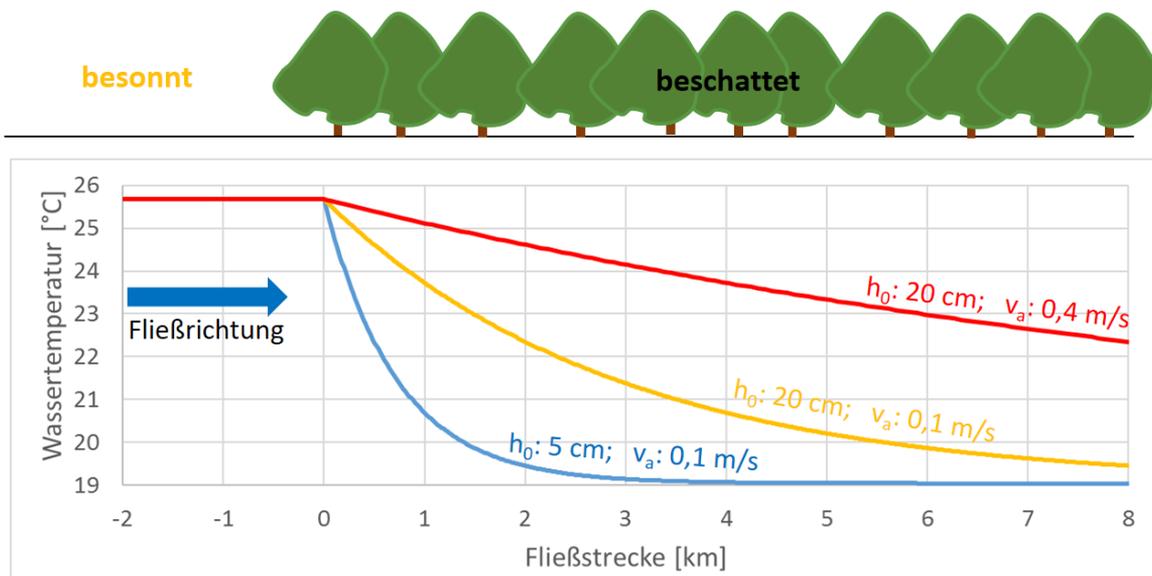


Abbildung 5: Längsverlauf der Wassertemperatur (Tagesmittel) nach dem Übergang von einem besonnten ($BI = 1,0$) zu einem optimal beschatteten ($BI = 0,15$) Gewässerabschnitt für unterschiedliche Wassertiefen (h_0) und Fließgeschwindigkeiten (v_a).

3.3 Methodik zur Abschätzung des Kühlpotenzials durch zusätzliche Ufervegetation

Wenn eine Beschattungsmaßnahme auf einer Fließstrecke geplant wird, ist es von vordringlichem Interesse, wie sich die Wassertemperatur am Ende dieser Strecke im Vergleich zum derzeitigen Zustand verändert. Die Differenz der Wassertemperatur zwischen dem derzeitigen Zustand (Ist) und dem angestrebten Zustand (Plan) kann als Kühlpotenzial der Beschattungsmaßnahme bezeichnet werden ($\text{Kühlpotenzial} = WT_{\text{Plan}}(t) - WT_{\text{Ist}}(t)$). HAAG ET AL. (2022) zeigen, wie sich dieses Kühlpotenzial für gegebene meteorologische Bedingungen als Funktion der Aufenthaltszeit (t), der mittleren Wassertiefe (h_0) und der Veränderung des Beschattungsindex ($\Delta BI = BI_{\text{Plan}} - BI_{\text{Ist}}$) berechnen lässt. Fasst man die Aufenthaltszeit und die mittlere Wassertiefe zu einer Variablen in Form des Quotienten t/h_0 zusammen, so kann das Kühlpotenzial als Funktion von ΔBI und dem Quotienten t/h_0 ausgedrückt werden. Dieser allgemeine Zusammenhang ist in Abbildung 6 für die meteorologischen Bedingungen des charakteristischen 1. Augusts als Nomogramm dargestellt. Bei der Interpretation von Abbildung 6 ist zu beachten, dass die Abszisse logarithmisch skaliert ist und die Einheit für den Quotienten t/h_0 Stunden je cm ist.

Das Nomogramm (oder die in HAAG ET AL. (2022) abgeleitete Gleichung, die dem Nomogramm zugrunde liegt) kann genutzt werden, um die zu erwartende Wirkung einer geplanten Beschattungsmaßnahme für die meteorologischen Bedingungen des charakteristischen 1. August im Vorfeld auf unterschiedliche Weise abzuschätzen:

- 1) Sind die Größen ΔBI , Wassertiefe und Aufenthaltszeit (Fließstrecke/Fließgeschwindigkeit) der betrachteten Strecke für sommerliche Niedrigwasserbedingungen bekannt, so kann das zu erwartende Kühlpotenzial ermittelt werden.

- 2) Sind Wassertiefe und Aufenthaltszeit bekannt und es wird eine vorgegebene Abkühlung angestrebt, so kann das hierfür erforderliche ΔBI abgeschätzt werden. (Aus ΔBI ergibt sich wiederum die erforderliche Vegetationsdichte (Details siehe HAAG ET AL. 2022).)
- 3) Sind die Wassertiefe, das erzielbare ΔBI und die angestrebte Abkühlung bekannt, so lässt sich die hierfür erforderliche Aufenthaltszeit (und somit die erforderliche Strecke) ermitteln.

Die Anwendung des Nomogramms wird nachfolgend beispielhaft veranschaulicht:

Ausgangspunkt ist ein 3 m breiter Bach mit der Fließrichtung Ost-West, der zurzeit vollständig besonnt ist ($BI = 1$). Nur das Südufer des Bachs soll mit standorttypischen Bäumen bepflanzt werden (15 m hohe dicht stehende Erlen), woraus sich ein BI von 0,33 ergibt (Abbildung 4c). Es kann also von einem $\Delta BI = -0,67$ ausgegangen werden. Für die Maßnahme steht eine Fließstrecke von 1 km zur Verfügung. Bei Niedrigwasser beträgt die mittlere Wassertiefe 10 cm (0,1 m) und die mittlere Fließgeschwindigkeit 10 cm/s (0,1 m/s). Hieraus ergibt sich eine Aufenthaltszeit von 10.000 s (ca. 2,8 h) und der Quotient von Aufenthaltszeit und Wassertiefe zu ca. 0,28 Stunden/cm. Aus dem Nomogramm lässt sich für die geplante Maßnahme ein zu erwartendes lokales Kühlpotenzial von ca. $-2,7\text{ °C}$ ablesen.

Hätte man für die Beschattungsmaßnahme am Südufer nur eine Strecke von 500 m zur Verfügung ($t/h_0 \approx 0,14$ Stunden/cm), läge das zu erwartende Kühlpotenzial noch bei ca. $-1,6\text{ °C}$. Wäre die Beschattungstrecke am Südufer 3 km lang ($t/h_0 \approx 0,84$ Stunden/cm), könnte man von ca. $-4,6\text{ °C}$ Kühlpotenzial ausgehen.

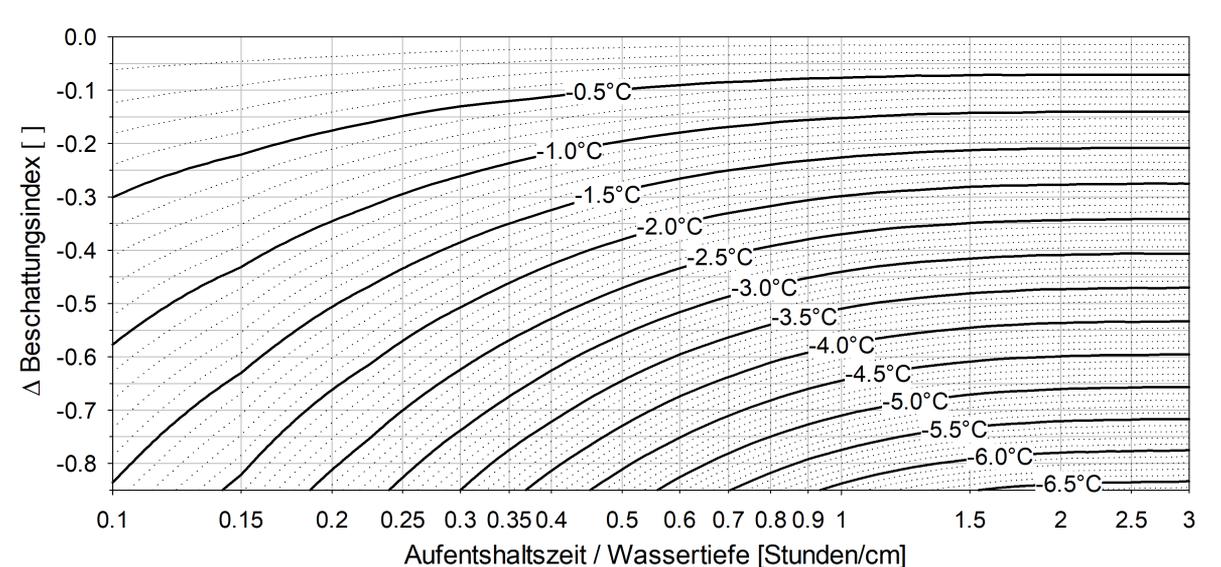


Abbildung 6: Tagesmittel des zu erwartenden Kühlpotenzials ($WT_{\text{plan}} - WT_{\text{Ist}}$ in $^{\circ}\text{C}$) als Funktion der Veränderung des Beschattungsindex und dem Quotienten aus Fließzeit und Wassertiefe für meteorologische Bedingungen eines charakteristischen 1. Augusts (Zeile 1 in Tabelle 1).

Das Nomogramm verdeutlicht, dass für Quotienten t/h_0 größer ca. 1 h/cm das erzielbare Kühlpotenzial fast ausschließlich eine Funktion der zusätzlichen Beschattung ΔBI ist. Bei ausreichend langen Fließzeiten oder geringen Wassertiefen lässt sich das Kühlpotenzial also alleine durch die Unterschiede in der Beschattung ausdrücken. Eine zeitliche Abhängigkeit des Kühlpotenzials besteht dann nicht mehr. Mit kleiner werdenden Quotienten t/h_0 , also kürzeren Fließzeiten und/oder größeren Wassertiefen, hängt das Kühlpotenzial zunehmend auch vom Quotienten selbst und somit von der verfügbaren Fließzeit bzw. Fließstrecke ab.

3.4 Validierung und Anwendbarkeit der theoretischen Analysen

Die Aussagen der theoretischen Analysen stehen in gutem Einklang mit den Ergebnissen zur Wassertemperaturentwicklung bei zahlreichen Kahlschlagstudien in den USA und Kanada, die in Literaturübersichten von BESCHTA ET AL. (1987) und MOORE ET AL. (2005) zusammengestellt sind. Zudem konnten die Ergebnisse der theoretischen Analysen anhand von Messungen für die ca. 0,75 m breite und ca. 6 cm tiefe Diets in Hessen (FREIBERGER 2018) und den ca. 4 m breiten und 30 cm tiefen Rotbach in Nordrhein-Westfalen (KAIL ET AL. 2021) im Detail überprüft werden. Die oben beschriebenen Abschätzungen für einen charakteristischen 1. August stimmen gut mit den Wassertemperaturentwicklungen in den beiden Gewässern überein, welche nach veränderter Beschattung während spätsommerlichen Schönwetterphasen gemessen wurden (HAAG ET AL. 2022).

Zusammengefasst zeigt die in HAAG ET AL. (2022) genauer erläuterte Validierung, dass die in Kapitel 3.3 beschriebene Methodik geeignet ist, um die zu erwartende Wirkung einer geplanten Beschattungsmaßnahme auf hohe spätsommerliche Wassertemperaturen rechnerisch bzw. mithilfe des Nomogramms abzuschätzen. Das Verfahren kann daher für eine grobe Abschätzung in der Planungspraxis oder die Priorisierung von Beschattungsmaßnahmen empfohlen werden. Bei der Anwendung ist aber selbstverständlich zu beachten, dass es sich lediglich um eine pauschalierte rechnerische Abschätzung für die zu erwartende Wirkung bei charakteristischen spätsommerlichen Schönwetterphasen handelt, bei der lokale Besonderheiten nicht berücksichtigt sind.

4 Großräumige Potenzialanalysen mit landesweiten LARSIM-Modellen

4.1 LARSIM-WT Modelle

4.1.1 Allgemeine Modellgrundlagen

Das hydrologische Modell LARSIM wird als ereignisbasiertes Niederschlags-Abfluss-Modell (NA) und vor allem als kontinuierliches Wasserhaushaltsmodell (WHM) für zahlreiche wasserwirtschaftliche Fragestellungen genutzt (z. B. BREMICKER ET AL. 2013; LEG 2022). Zudem wurde LARSIM bereits 2004 zu einem integrierten Wasserhaushalts- und Wassertemperaturmodell erweitert (LARSIM-WT) (HAAG ET AL. 2005). Mit LARSIM-WT wird in einem Rechenlauf sowohl der Wasserhaushalt und der resultierende Abfluss als auch die Wassertemperatur der Fließgewässer kontinuierlich simuliert. Das physikalisch basierte Wassertemperaturmodul von LARSIM-WT ist in HAAG & LUCE (2008) detailliert beschrieben. Zur Quantifizierung der Energiebilanz wird der in Kapitel 2 erläuterte Energieaustausch mit der Atmosphäre sowie zusätzlich der Wärmeaustausch mit dem Gewässerbett betrachtet. Darüber hinaus können lokale Wärmequellen oder -senken (Einleitungen, Wärmepumpen) berücksichtigt werden. Der Transport des Wärmeinhalts wird mit einem 1D Advektions-Dispersions-Ansatz simuliert, sodass für jeden im Modell abgebildeten Gewässerabschnitt eine kontinuierliche Wassertemperaturangabelinie simuliert wird (HAAG & LUCE 2008).

Das LARSIM-Wassertemperaturmodul wurde zunächst zur Vorhersage der Wassertemperatur (vor allem in von Einleitungen beeinflussten Flüssen) entwickelt und wird seit über 15 Jahren erfolgreich zur kombinierten operationellen Vorhersage von Abfluss und Wassertemperatur eingesetzt (z. B. HAAG ET AL. 2005; KREMER & BRAHMER 2013). Darüber hinaus wird LARSIM-WT auch für Bemessungs- und Genehmigungsaufgaben im Zusammenhang mit Wärme-einleitungen und -entnahmen, zur Klimafolgenforschung und in anderen Bereichen der angewandten Forschung eingesetzt (z. B. BADDE ET AL. 2014; HAAG 2018; ISHIKAWA ET AL. 2021).

Bislang wurde die Wirkung der Beschattung mit einem relativ einfachen, pauschalen Ansatz im LARSIM-Wassertemperaturmodul berücksichtigt (SINOKROT & STEFAN 1993; HAAG & LUCE 2008). Um die komplexe, räumlich und zeitlich dynamische Wirkung der Beschattung durch Ufervegetation wirklichkeitsnah abzubilden, wurde das Modul im Rahmen des KLIWA-Projekts „2-Grad-Ziel für unsere Bäche“ umfassend erweitert. Hierdurch ist es nun möglich, die Einflüsse von Ufervegetation (und Uferböschung) auf die kurzweilige und langweilige Strahlungsbilanz mit den in Kapitel 2 kurz beschriebenen Ansätzen zeitlich und räumlich detailliert abzubilden. Die physikalischen und mathematischen Grundlagen, die im Wesentlichen eine Kombination und Erweiterung der Ansätze von LI ET AL. (2012) und MOORE ET AL. (2013) darstellen, sind in HAAG ET AL. (2022) ausführlich beschrieben.

Für die Bundesländer Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen liegen flächendeckende LARSIM-WT Modelle vor. Für die Landesflächen von **Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz** erfolgte eine Fortschreibung der tageswertbasierten LARSIM-WT Modelle mit dem weiterentwickelten Beschattungsmodul gemäß Kapitel 2. Auf dieser Basis wurden für die beiden Bundesländer großräumige Analysen der Wirkung zusätzlicher Ufervegetation auf die Fließgewässertemperatur durchgeführt. Auf die belastbaren Potenzialanalysen für die beiden Bundesländer Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg wird im Folgenden ausführlicher eingegangen.

Für **Hessen** erfolgte eine stark vereinfachte, modellbasierte Analyse mit den bestehenden, nicht fortgeführten LARSIM-WT-Modellen, deren Aussagekraft im Vergleich zu Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz deutlich eingeschränkt ist. Daher werden die Ergebnisse für Hessen im vorliegenden Kurzbericht jeweils im Zusammenhang mit den Ergebnissen für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz nur kurz beschrieben. (Detailliertere Beschreibungen und Erläuterungen zu den Einschränkungen siehe HAAG ET AL. (2022)).

Für **Bayern** liegt LARSIM flächendeckend bislang nur als Wasserhaushaltsmodell vor, lediglich für den Main gibt es ein entsprechendes LARSIM-WT Modell. Für Bayern wurden im Rahmen des KLIWA-Projekts „2-Grad-Ziel für unsere Bäche“ daher keine großräumigen, modellbasierten Potenzialanalysen zur Wirkung zusätzlicher Ufervegetation auf die Wassertemperatur der Fließgewässer durchgeführt.

4.1.2 Modellaufbau und Parametrisierung

Im vorliegenden Fall wurden die Berechnungen mit den LARSIM-WT-Modellen für Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen in einer zeitlichen Auflösung von einem Tag durchgeführt, da die Analysen auf Tagesmittelwerte der Wassertemperatur abzielen.

Für **Hessen** wurden die unveränderten LARSIM-WT-Modelle verwendet. Für die Modelle in Hessen erfolgte im Rahmen des KLIWA-Projekts „2-Grad-Ziel für unsere Bäche“ also keine Fortschreibung hinsichtlich der detaillierten Abbildung der Beschattung und der Berücksichtigung der Ablauftemperaturen von Kläranlagen.

In den Modellen für Hessen basiert die Beschattung auf einem sehr stark vereinfachten alten Ansatz, bei dem ein zeitlich konstanter Reduktionsfaktor F_{schatt} für die kurzwellige Strahlung angesetzt wird, der keine zeitliche Variabilität von Sonnenstand und Belaubung, keine bewölkungsabhängige Differenzierung in diffuse und direkte Strahlung, keine Unterschiede zwischen linkem und rechtem Ufer und keine Unterschiede in der Fließrichtung berücksichtigt. Der Einfluss auf die langwellige Strahlungsbilanz wird nicht berücksichtigt. Zur räumlichen Differenzierung von F_{schatt} erfolgt zunächst eine nicht physikalisch begründete Grundparametrisierung, die auf dem Waldanteil im jeweiligen LARSIM-Teilgebiet und der Sohlbreite des Gewässerabschnitts beruht. Diese Grundparametrisierung wird dann nochmal durch einen Kalibrierfaktor überprägt, der zur Anpassung an Wassertemperaturmessungen verwendet wird und für das gesamte Zwischeneinzugsgebiet einer Wassertemperturmessstelle gültig ist. Die in den hessischen Modellen verwendete Beschattung ist daher nicht physikalisch basiert, berücksichtigt nicht die reale Ufervegetation (sondern nur den Waldanteil je Teilgebiet) und beruht in hohem Maße auf einer großräumigen Kalibrierung. Folglich sind die Ergebnisse für Hessen bei weitem nicht so belastbar wie für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz (HAAG ET AL. 2022).

Im Gegensatz zu den hessischen Modellen wurden die Wassertemperaturmodule der LARSIM-WT-Modelle für **Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz** im Rahmen des KLIWA-Projekts „2-Grad-Ziel für unsere Bäche“ fortgeschrieben. Hierzu wurden für beide Länder Kläranlageneinleitungen mit ihrer Wirkung auf Abfluss und Wassertemperatur in vereinfachter Weise berücksichtigt (HAAG ET AL. 2022). Andere punktuelle Wärmeeinleiter wie Papierfabriken oder Kraftwerke werden in den hier vorliegenden Simulationen aber nicht berücksichtigt. Die Modellergebnisse repräsentieren somit einen quasi-natürlichen Zustand mit Berücksichtigung der zahlreichen Kläranlagen aber ohne den Einfluss direkter Wärmeeinleiter.

Zudem wurde vor allem die Abbildung der Ufervegetation und die daraus resultierende Beschattungswirkung mit den in Kapitel 2 skizzierten Ansätzen verbessert und räumlich detailliert berücksichtigt. Um die Ufervegetation entlang der rheinland-pfälzischen und baden-württembergischen Fließgewässer abzubilden, wurde auf die landesweit vorliegende Gewässerstrukturkartierung zurückgegriffen. Die Auswertung von Fernerkundungsdaten und insbesondere von Laserscan-Befliegungen böte eine alternative und vermutlich genauere Methodik zur Ableitung der Vegetationsparameter. So wurden solche Ansätze mit LARSIM-WT erfolgreich für die Rems in Baden-Württemberg getestet (MOSER 2022). Allerdings liegen derzeit noch keine belastbaren landesweiten aus Laserscan-Daten abgeleiteten Datensätze zur Ufervegetation vor. Deshalb wurden im vorliegenden Projekt die etablierten und landesweit verfügbaren Daten aus der Gewässerstrukturkartierung genutzt.

In einem iterativen Prozess wurden Schlüssel entwickelt, mit denen die Angaben zu Uferbewuchs und Gewässerrandstreifen aus der Gewässerstrukturkartierung in quantitative Angaben zur Art der Vegetation (Laubbäume, Nadelbäume, Röhricht, ...), deren Abstand vom Ufer

und deren Dichte übersetzt wurden. Für die einzelnen Vegetationsgruppen wurden auf der Basis von Literaturangaben realistische Annahmen zu charakteristischen Eigenschaften und jahreszeitlichen Entwicklungen getroffen (für Laubbäume siehe Kapitel 2.3). Das Vorgehen wurde durch stichprobenhafte Vergleiche mit Luftbildern und testweise Simulationen überprüft und iterativ verbessert. Letztlich wurde ein nach linkem und rechtem Ufer differenzierter Datensatz erzeugt, der die für die Beschattung wesentlichen Merkmale der Ufervegetation enthält. Dieser Datensatz wurde in der vorhandenen räumlichen Auflösung der Gewässerstrukturkartierung (in der Regel 100 m Abschnitte) in die LARSIM-Modelldaten integriert (HAAG ET AL. 2022).

Hierbei ist selbstverständlich zu beachten, dass das Vorgehen Unsicherheiten enthält, die vor allem bei kleinräumigen Detailvergleichen deutlich werden. Auf der Skala einer landesweiten Betrachtung erscheint die Genauigkeit und Aussagekraft der aus der Gewässerstrukturkartierung abgeleiteten Daten aber ausreichend. Nichtsdestotrotz ist es wünschenswert, die Abbildung der Ufervegetation (und der Böschungen) zukünftig z. B. durch die Auswertung von Fernerkundungsdaten weiter zu verbessern (MOSER 2022).

Mit den für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz in LARSIM implementierten Vegetationsdaten wird innerhalb der Modelle unter Berücksichtigung von Gewässerbreite, Fließrichtung und geographischer Breite für den jeweils aktuellen Sonnenstand und die tatsächliche Meteorologie die Beschattung zeitlich dynamisch berechnet. Diese physikalisch basierte, dynamisch berechnete Beschattung wird in der kurzwelligen und langwelligen Strahlungsbilanz und somit in der Simulation der Wassertemperatur berücksichtigt (siehe Kapitel 2.2).

4.1.3 Anpassung und Validierung der Modelle für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz

Für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz wurden die fortgeschriebenen Modelle anhand räumlich verteilter Wassertemperaturmessstellen angepasst und validiert. Dabei ist zu beachten, dass die Modelle (im vorliegenden Anwendungsfall) keine punktuellen Wärmeleiter wie Kraftwerke oder Papierfabriken berücksichtigen. Messstellen im Einflussbereich solcher Direkteinleiter wurden daher von der Anpassung und Validierung ausgenommen. Nach Ausschluss dieser unmittelbar beeinflussten Messstellen konnten noch insgesamt 236 Wassertemperaturmessstellen in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz für die Validierung und Anpassung genutzt werden. Der Zeitraum für Anpassung und Validierung variierte je nach Datenverfügbarkeit der einzugsgebietsbezogenen Modelle zwischen 11 und 14 Jahren.

Die Anpassung des physikalisch basierten Wassertemperaturmoduls erfolgt dabei mit nur einem Parameter, der modelltechnisch bedingte Unsicherheiten in der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit ausgleicht. Die aus der Gewässerstrukturkartierung abgeleitete Parametrisierung der Ufervegetation wird durch diese Modellanpassung nicht beeinflusst. Die Beschattung der Gewässer beruht im Gegensatz zu Hessen also auf kartierten und physikalischen Grundlagen und nicht auf einer Kalibrierung.

Für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz liegt die mittlere Abweichung zwischen Messwerten und Simulationen bei ca. 1 °C und der mittlere Bias bei ca. -0,1 °C. Auch bei Betrachtung der einzelnen Messstellen wurden in den allermeisten Fällen gute Ergebnisse erzielt.

Größere systematische Abweichungen (Unterschätzungen) konnten in der Regel auf (nicht berücksichtigte) Wärmeeinleiter zurückgeführt werden. Diese sind vermutlich auch für den leichten Bias von $-0,1\text{ °C}$ im Mittel über alle Messstellen verantwortlich (HAAG ET AL. 2022).

4.2 Szenarienbedingungen und Kennwerte

4.2.1 Definition der Szenarien

Die Szenarienbetrachtungen erfolgten auf Basis der realen meteorologischen Bedingungen der Jahre 2002 bis 2010. Dieser Zeitraum wurde gewählt, da für alle Modelle Eingangsdaten vorlagen und der Extremsommer 2003 beinhaltet ist. Für die großräumige Potenzialanalyse der Beschattung der Fließgewässer durch zusätzliche Ufervegetation wurden zunächst mit der KLIWA-AG Gewässerökologie zwei Berechnungsszenarien definiert und anschließend in die Modelle überführt. Als Referenz wurden die Ergebnisse der Szenarien jeweils dem Ist-Zustand gegenübergestellt. Somit wurden drei Varianten berechnet und ausgewertet, die im Folgenden beschrieben sind.

Im **Ist-Zustand** wird die Parametrisierung der Ufervegetation unverändert beibehalten. Die Ufervegetation repräsentiert also den derzeitigen Zustand, der aus der Gewässerstrukturkartierung abgeleitet wurde (siehe Kapitel 4.1.3).

Im **Ziel-Szenario** für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz wird angenommen, dass die Gewässerstrecken außerhalb geschlossener Siedlungen beidseitig zu 75 % mit 15 m hohen Laubbäumen (Kronenüberhang 1,5 m) bestanden sind. Innerhalb von Siedlungen wird keine zusätzliche Ufervegetation angesetzt. Zudem werden die Gewässerstrecken unverändert belassen, die im Ist-Zustand bereits stärker beschattet sind, als dies durch einen 75 %-igen Laubbaumbestand an beiden Ufern der Fall wäre.

Im **Maximal-Szenario** für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz wird angenommen, dass alle Gewässerstrecken beidseitig zu 100 % mit 15 m hohen Laubbäumen (Kronenüberhang 1,5 m) bestanden sind. Lediglich Gewässerstrecken, die im Ist-Zustand bereits stärker beschattet sind (z. B. Verdolung), werden unverändert belassen. Dabei ist anzumerken, dass das Maximal-Szenario nicht dem gewässerökologischen Idealzustand entspricht. Es veranschaulicht aber das maximale Potenzial zur Reduktion der Wassertemperatur durch zusätzliche Ufervegetation.

Im stark vereinfachten Modellansatz für Hessen wurden für das Ziel- und das Maximal-Szenario ersatzweise teilgebietspezifische Waldanteile von 75 % bzw. 100 % angenommen.

4.2.2 Definition der Kennwerte

Im Rahmen des KLIWA-Projekts „2 -Grad-Ziel für unsere Bäche“ wurden die Berechnungsvarianten mit insgesamt 16 verschiedenen Kennwerten ausgewertet (HAAG ET AL. 2022). Im vorliegenden Kurzbericht beschränkt sich die Auswertung auf 4 besonders aussagekräftige Kennwerte, die im Folgenden definiert sind.

Der **Beschattungsindex (BI)**¹ entspricht dem Anteil kurzweiliger Strahlung, der an einem bewölkungsarmen 1. August die Wasseroberfläche erreicht. Ein BI von 1,0 entspricht somit vollständiger Besonnung. Bei einem komplett durch Vegetation überdeckten Gewässer kann ein minimaler BI von 0,15 erreicht werden. Bei einer beidseitigen Bestandsdichte von 75 % und Komplettabdeckung der Wasserspiegelbreite durch überhängende Kronen liegt der BI bei ca. 0,35. Der 1. August wurde als Referenzdatum gewählt, da in diesem Zeitraum häufig die höchsten Wassertemperaturen auftreten und oft zeitgleich Niedrigwasser herrscht.

Das **mittlere jährliche Maximum der Wassertemperatur (WT_{max})** ist das arithmetische Mittel aus den jeweiligen Maximalwerten der 9 Szenarienjahre. Der Kennwert repräsentiert somit die durchschnittlichen (kurzzeitigen) Maximaltemperaturen, die möglicherweise zu physiologischem Stress und erhöhter Mortalität der aquatischen Lebewesen führen können. Zu beachten ist allerdings, dass in einzelnen Extremjahren wesentlich höhere Maxima auftreten können als im Mittel über mehrere Jahre. Zudem werden in der vorliegenden Studie Tagesmittelwerte der Wassertemperatur betrachtet. Gerade in stark besonnten Gewässern treten im Sommer starke Tagesgänge der Wassertemperatur auf, sodass die Tagesmaxima wesentlich höher liegen können als die hier betrachteten Tagesmittelwerte (HAAG ET AL. 2022).

Der **Mittelwert der Wassertemperaturen in den Monaten Juli, August und September (MW(WT_{JAS}))** repräsentiert die mittleren Wassertemperaturen im Hoch- und Spätsommer. Diese mittlere Sommerwassertemperatur ist von entscheidender Bedeutung für das Vorkommen von Makrozoobenthosarten und daher auch der zentrale Parameter für den im Rahmen von KLIWA entwickelten Makrozoobenthos-Index (KLIWA 2016; HALLE ET AL. 2020; SUNDERMANN ET AL. 2022).

Die **Überschreitungshäufigkeit der Sommer-Orientierungswerte (SumD_{so})** repräsentiert die mittlere Anzahl der Tage je Jahr mit Wassertemperaturen über dem Sommer-Orientierungswert (April-November) für die jeweilige Fischgemeinschaft gemäß den Vorgaben zum guten ökologischen Zustand in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Zur Ermittlung des Kennwerts werden die Gewässerstrecken zunächst der zugehörigen Fischgemeinschaft zugeordnet, um den jeweils anzuwendenden Orientierungswert zu ermitteln. Die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand liegen zwischen 20 °C für salmonidengeprägte Gewässer des Epi- und Metarhithrals und 25 °C für die Gewässer des Epipotamals. Gewässer des Meta- und Hypopotamals liegen in der hier durchgeführten Auswertung nicht vor. Werte größer null deuten auf eine Beeinträchtigung der Fischgemeinschaft durch erhöhte Sommerwassertemperaturen hin.

Die Potenziale der beiden Szenarien zur Verbesserung der Beschattung sowie zur resultierenden Reduktion der Wassertemperatur und Überschreitungshäufigkeit der Sommer-Orientierungswerte der OGewV werden anhand der Differenzen zwischen Szenario und Ist-Zustand ermittelt.

¹ Im Gesamtbericht (HAAG ET AL. 2022) wird das Akronym F_{Schatt} anstelle von BI für den Beschattungsindex verwendet

4.3 Ergebnisse der Potenzialanalysen

4.3.1 Beschattung der Fließgewässer

In **Baden-Württemberg** haben nur etwa 20 % der untersuchten Gewässerstrecken im Ist-Zustand einen BI von 0,35 oder weniger und können somit als gut beschattet bezeichnet werden. Umgekehrt weisen ca. 35 % der Gewässerstrecken einen BI von 0,7 oder mehr auf und sind somit nur wenig oder nicht beschattet (Abbildung 7a). Die gut beschatteten Gewässerstrecken in Baden-Württemberg liegen zumeist in den Quellregionen des Schwarzwalds und einigen anderen überwiegend bewaldeten Regionen wie z. B. im Schönbuch. Nahezu unbeschattet ist hingegen der schiffbare, staugeregelte mittlere und untere Neckar, für den aufgrund seiner Breite auch bei beidseitigem Baumbestand sehr hohe BI-Werte resultieren. Darüber hinaus weisen aber auch viele kleinere und damit theoretisch gut zu beschattende Gewässer einen hohen BI-Wert und somit eine geringe Beschattung auf. Viele dieser Gewässerstrecken liegen in der Oberrheinebene, dem Kraichgau und südlich der Donau (Abbildung 8a).

Unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios könnte in Baden-Württemberg der Anteil von Gewässerstrecken mit guter Beschattung ($BI \leq 0,35$) von ca. 20 % auf gut 80 % erhöht werden. Theoretisch wären also 80 % der hier untersuchten Gewässerstrecken in Baden-Württemberg gut zu beschatten. Für weitere 15 % der betrachteten Strecken kann ein BI zwischen 0,35 und 0,7 erreicht werden. Nur bei ca. 5 % der Gewässerstrecken liegt der BI im Maximal-Szenario über 0,7 (Abbildung 7a). Aufgrund der Szenarien-Annahmen wird die räumliche Verteilung der möglichen Beschattung im Maximal-Szenario vor allem durch die Breite der Fließgewässer vorgegeben. BI-Werte über 0,7 ergeben sich demnach für den Neckar sowie für die anderen größeren und relativ breiten Fließgewässer im Land. Die allermeisten Gewässer können im Maximal-Szenario jedoch gut beschattet werden (Abbildung 8d). Nur wenige Gewässer, wie der sehr breite Neckar und bereits im Ist-Zustand gut beschattete Gewässer in bewaldeten Regionen, zeigen kein oder ein sehr geringes Potenzial zur Verbesserung der Beschattung. Die größten Potenziale für zusätzliche Beschattung (Verringerung des BI um mehr als 0,6) ergeben sich für die im Ist-Zustand schlecht beschatteten kleinen und mittleren Gewässer z. B. in der Oberrheinebene oder im Kraichgau (Abbildung 8e).

Im sogenannten Ziel-Szenario nimmt die Beschattung erwartungsgemäß nicht so stark zu wie im Maximal-Szenario. Für Baden-Württemberg werden mit dem Ziel-Szenario aber für 45 % der untersuchten Strecken BI-Werte von 0,35 oder weniger erreicht. Nur etwa 10 % der Gewässerstrecken weisen im Ziel-Szenario BI-Werte über 0,7 auf (Abbildung 7a). In der Kartendarstellung zeigen sich im Ziel-Szenario erwartungsgemäß größere Bereiche, in denen sich keine zusätzliche Beschattung gegenüber dem Ist-Zustand ergibt. Dennoch ergeben sich auch im Ziel-Szenario für zahlreiche derzeit schlecht beschattete Gewässerstrecken, z. B. in der Oberrheinebene und im Kraichgau, erhebliche Potenziale zur Verbesserung der Beschattung (Abbildung 8b, c).

In **Rheinland-Pfalz** sind im Ist-Zustand ca. 30 % der untersuchten Gewässerstrecken mit einem BI von 0,35 oder kleiner gut beschattet. Andererseits sind knapp 20 % der untersuchten Gewässerstrecken mit BI-Werten von 0,7 oder größer kaum oder gar nicht beschattet (Abbildung 7b). Auch in Rheinland-Pfalz liegen die gut beschatteten Gewässerstrecken vor allem in den waldreichen Mittelgebirgen, wie z. B. im Pfälzer Wald, während die großen, breiten Flüsse Mosel, Saar und Lahn alleine aufgrund ihrer Breite nicht oder nur wenig beschattet sind. Darüber hinaus gibt es aber auch in Rheinland-Pfalz viele kleinere Gewässer mit hohen BI-Werten. Diese schlecht beschatteten, kleinen und mittleren Gewässer häufen sich vor allem in der Oberrheinebene und im Nahegebiet (Abbildung 9a).

In Rheinland-Pfalz kann im Maximal-Szenario für gut 90 % der betrachteten Gewässerstrecken eine gute Beschattung mit BI-Werten von 0,35 oder weniger erreicht werden. In diesem Szenario hätten nur sehr wenige Gewässerabschnitte BI-Werte größer 0,7 (Abbildung 7b). Die Kartendarstellung des Maximal-Szenarios unterstreicht, dass theoretisch fast alle Gewässer in Rheinland-Pfalz gut beschattet werden können. Lediglich an der Mosel sowie an einigen anderen größeren Flüssen kann aufgrund der Gewässerbreite keine gute Beschattung erzielt werden, so dass sich dort sowie bei einigen bereits im Ist-Zustand gut beschatteten Gewässern in den waldreichen Mittelgebirgsregionen keine Verbesserungspotenziale im Vergleich zum Ist-Zustand ergeben. Die größten Verbesserungspotenziale (Verringerung des BI um mehr als 0,6) zeigen sich für die derzeit schlecht beschatteten kleinen und mittleren Gewässer z. B. in der Oberrheinebene (Abbildung 9d, e).

Auch im Ziel-Szenario kann der Anteil gut beschatteter Gewässerstrecken ($BI \leq 0,35$) von ca. 30 % im Ist-Zustand auf ca. 70 % deutlich erhöht werden. Der Anteil von Gewässerstrecken mit BI-Werten größer 0,7 liegt im Ziel-Szenario für Rheinland-Pfalz bei nur ca. 5 % (Abbildung 7b). Dies wird durch die großräumig guten Beschattungswerte in der Kartendarstellung des Ziel-Szenarios untermauert (Abbildung 9b). Die größten Verbesserungspotenziale gegenüber dem Ist-Zustand bestehen in der Oberrheinebene sowie an zahlreichen über das Land verteilten Gewässerstrecken, die derzeit schlecht beschattet sind (Abbildung 9c).

Für **Hessen** ergibt sich aufgrund des stark vereinfachten, nicht physikalisch basierten Modellsatzes sowohl im Ist-Zustand wie auch in den Szenarien eine systematische Überschätzung des Beschattungsindex (Unterschätzung der Beschattung). Dennoch können zumindest die aus den Differenzen zwischen Ist-Zustand und Szenarien ermittelten mittleren Potenziale als näherungsweise realistisch angesehen werden. Im Mittel zeigen sich dabei ähnlich hohe Potenziale wie für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz, wobei sie naturgemäß für jene kleineren und mittleren Gewässer am größten sind, die im Ist-Zustand schlecht beschattet sind. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die hier nicht gezeigten Kartendarstellungen der Differenzen aufgrund des Vorgehens für Hessen nicht sehr belastbar sind und im besten Fall als grobe Hinweise für die räumliche Verteilung der Potenziale zusätzlicher Beschattung gesehen werden können (HAAG ET AL. 2022).

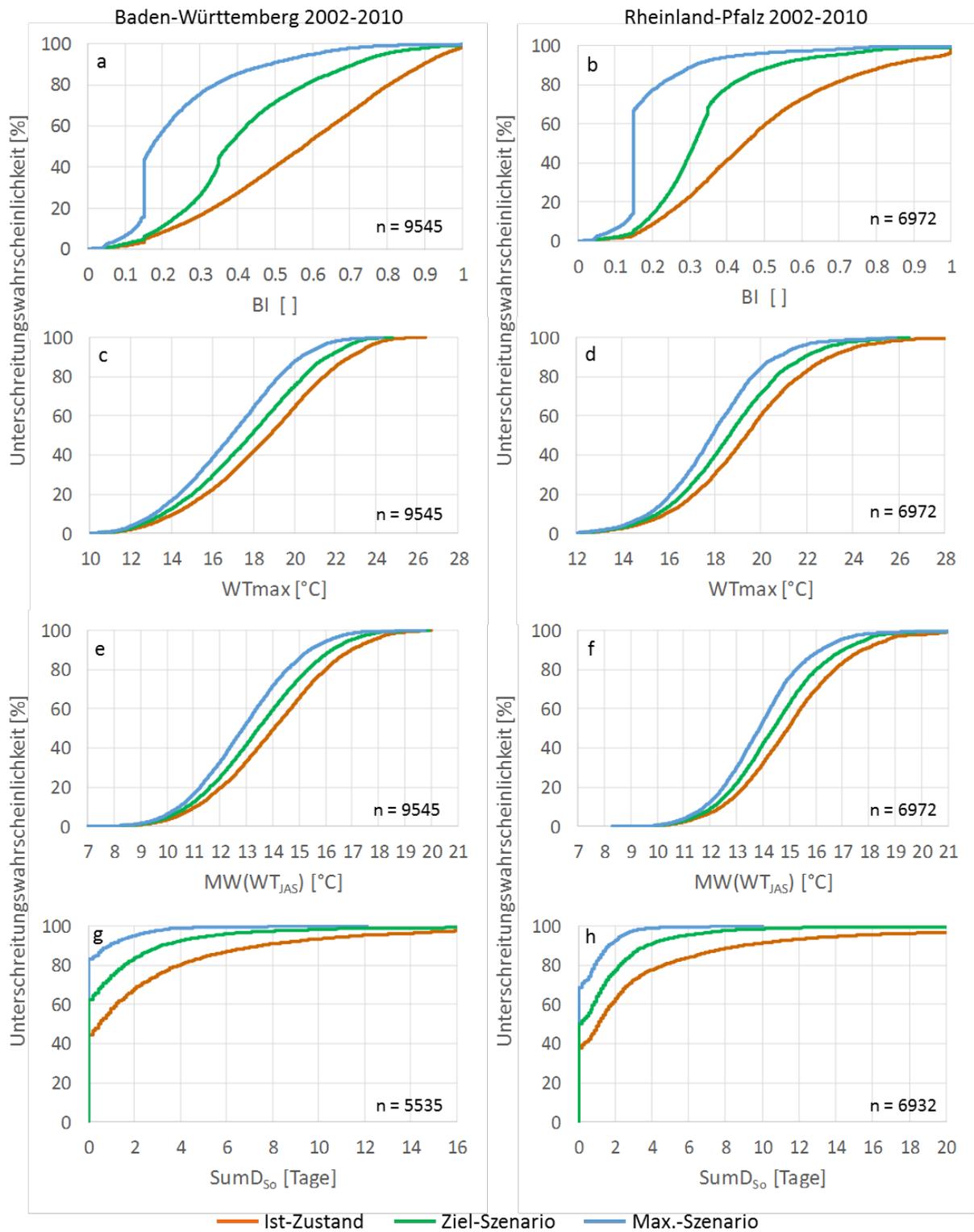


Abbildung 7: Summenhäufigkeiten ausgewählter Kennwerte für die simulierte Gewässerteilstrecken in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz im Ist-Zustand und den Szenarien (Mittelungszeitraum: 2002-2010; n: Anzahl der jeweils ausgewerteten Gewässerteilstrecken).

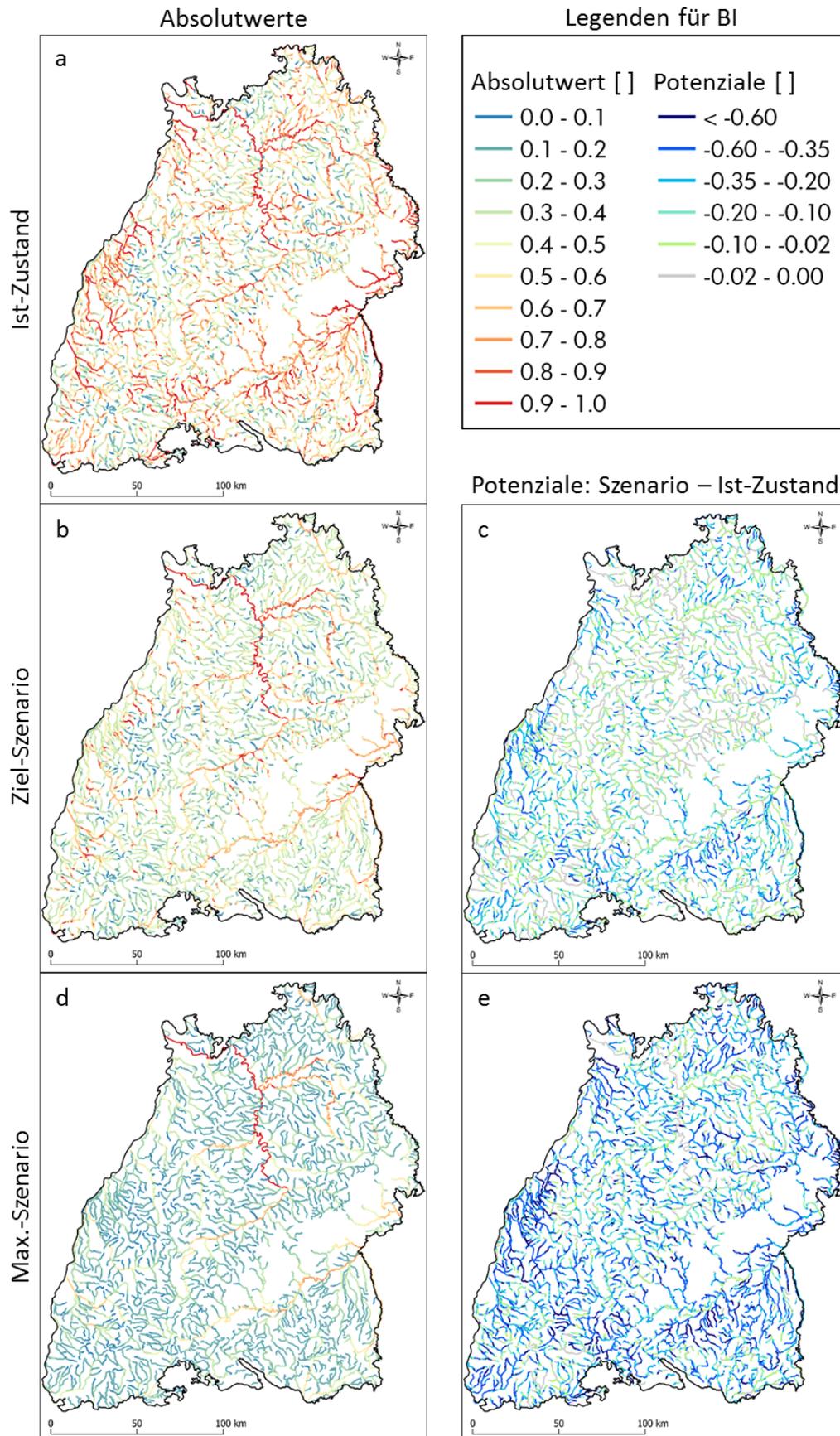


Abbildung 8: Beschattungsindex der Fließgewässer in Baden-Württemberg im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes zusätzliches Beschattungspotenzial (c und e).

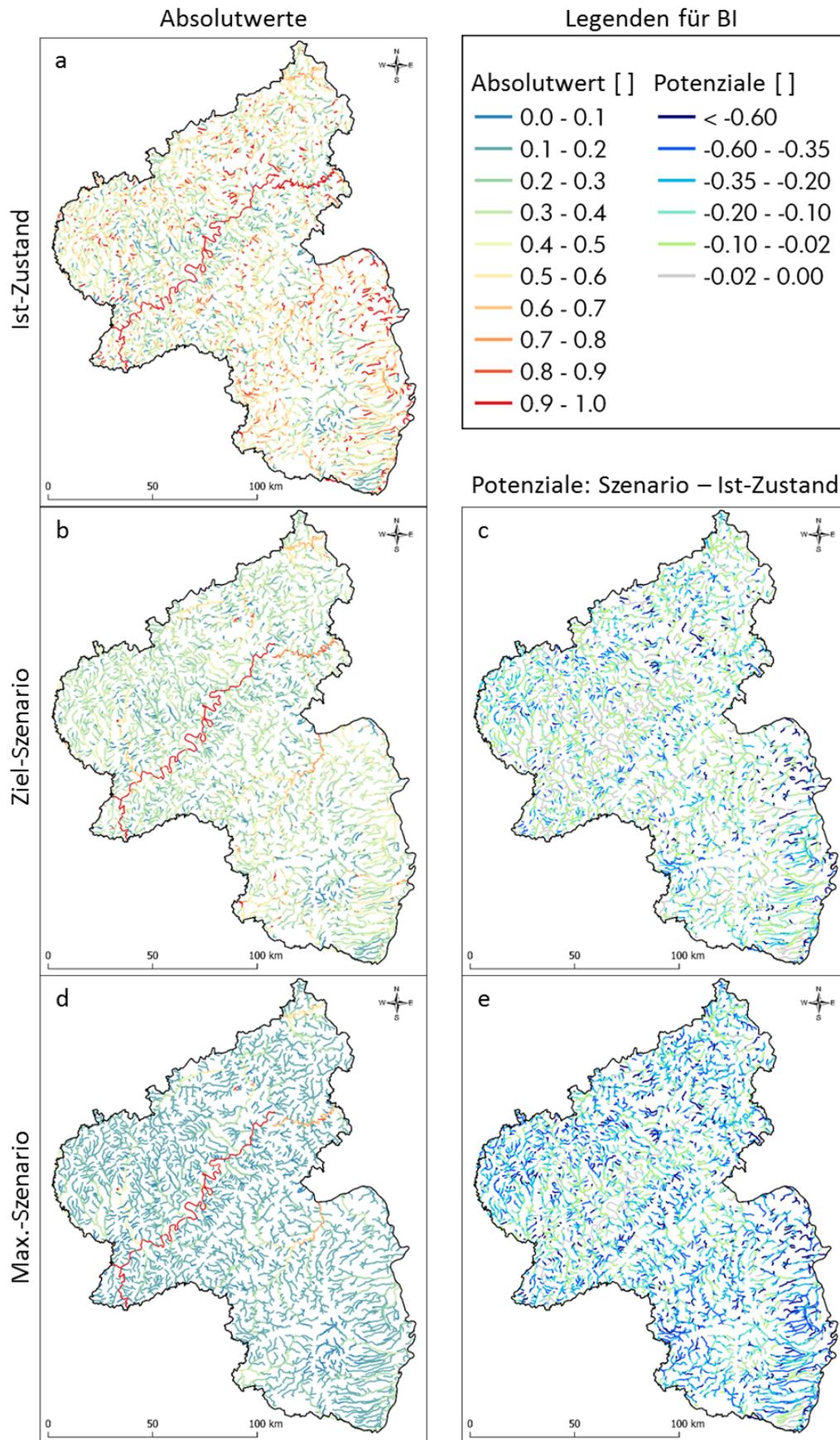


Abbildung 9: Beschattungsindex der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes zusätzliches Beschattungspotenzial (c und e).

4.3.2 Mittleres jährliches Maximum der Wassertemperatur

In **Baden-Württemberg** liegen die mittleren Jahresmaxima der Tagesmitteltemperaturen im Ist-Zustand in 40 % der untersuchten Gewässerstrecken unter 18 °C. Weitere knapp 40 % der Gewässerstrecken weisen mittlere Jahresmaxima von über 20 °C und knapp 20 % der Strecken von über 22 °C auf (Abbildung 7c). Dabei ähnelt die räumliche Verteilung der mittleren Jahresmaxima dem Muster der Beschattung. Die geringsten Jahresmaxima treten in den gut beschatteten Gewässern in den bewaldeten Hochlagen des Schwarzwalds auf. Hohe mittlere Jahresmaxima mit teilweise deutlich über 20 °C treten im Neckar aber auch in kleineren, schlecht beschatteten Gewässern z. B. in der Oberrheinebene auf (Abbildung 10a).

Im Maximal-Szenario liegen die mittleren Jahresmaxima für Baden-Württemberg in 65 % der Gewässerstrecken unter 18 °C. Jahresmaxima über 20 °C treten in ca. 10 % der Strecken und über 22 °C sogar nur in ca. 3 % der Strecken auf. Folglich könnte die Anzahl der Gewässerstrecken mit hohen oder sehr hohen mittleren Jahresmaxima unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios drastisch reduziert werden (Abbildung 7c; Abbildung 10b).

Im Ziel-Szenario liegt der Anteil der Gewässerstrecken mit Jahresmaxima unter 18 °C in Baden-Württemberg bei ca. 50 %. Mittlere Jahresmaxima über 20 °C werden in ca. 25 % der untersuchten Strecken erreicht; in ca. 10 % der Strecken liegen die Jahresmaxima über 22 °C. Somit könnte die Anzahl der Gewässerstrecken mit sehr hohen mittleren Jahresmaxima über 22 °C durch die Bedingungen des Ziel-Szenarios gegenüber dem Ist-Zustand also auf etwa die Hälfte reduziert werden (Abbildung 7c; Abbildung 10d).

Die größten Potenziale zur Reduktion der mittleren Jahresmaxima der Wassertemperatur ergeben sich in beiden Szenarien offenkundig für jene kleinen und mittleren Gewässer, die im Ist-Zustand schlecht beschattet sind. Viele der Gewässerstrecken mit den höchsten Potenzialen liegen in der Oberrheinebene und im Kraichgau, finden sich aber auch in anderen Bereichen des Landes. Im Maximal-Szenario liegen die Reduktionspotenziale gegenüber dem Ist-Zustand in diesen Bereichen häufig bei über 4 °C. Im Ziel-Szenario sind Reduktionspotenziale in der Größenordnung von etwa 2 °C weit verbreitet. Für den staugeregelten Neckar ergibt sich durch die zusätzliche Beschattung der Zuflüsse kaum ein Reduktionspotenzial für die Jahresmaxima der Wassertemperatur. Die Zuflüsse münden hier zwar häufig mit geringeren Wassertemperaturen, durch die langen Aufenthaltszeiten im stauregulierten Neckar wird dieser Effekt aber auf kurzer Strecke weitgehend ausgeglichen. (Abbildung 10c, e).

In **Rheinland-Pfalz** liegen die mittleren Jahresmaxima der Tagesmittelwerte der Wassertemperaturen im Ist-Zustand in ca. 30 % der untersuchten Gewässerstrecken unter 18 °C. Gleichzeitig erreichen ca. 40 % der untersuchten Strecken mittlere Jahresmaxima von über 20 °C und knapp 20 % der Strecken Werte von über 22 °C (Abbildung 7d). Auch in Rheinland-Pfalz zeigt die räumliche Verteilung der durchschnittlichen Jahresmaxima erwartungsgemäß ein ähnliches Muster wie die Beschattung. Die geringsten Jahresmaxima werden entsprechend in den höher gelegenen und überwiegend gut beschatteten Mittelgebirgsbächen erreicht (z. B. Pfälzer Wald). Sehr hohe mittlere Jahresmaxima, die zum Teil deutlich über 20 °C liegen, finden sich in den großen Flüssen aber auch in den schlecht beschatteten kleineren Gewässern z. B. in der Oberrheinebene und im Nahegebiet (Abbildung 11a).

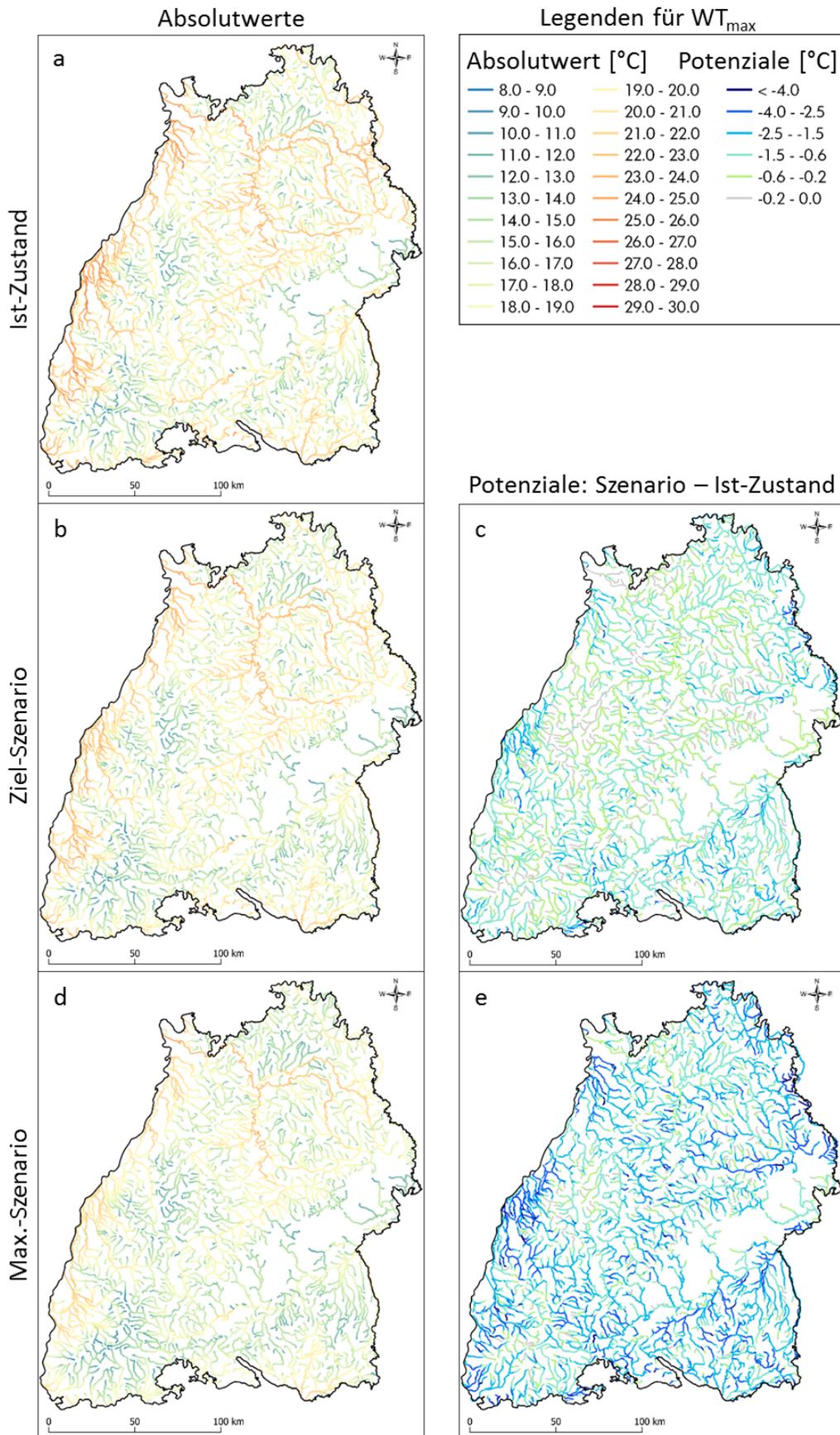


Abbildung 10: Mittleres jährliches Maximum der Wassertemperatur der Fließgewässer in Baden-Württemberg im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e).

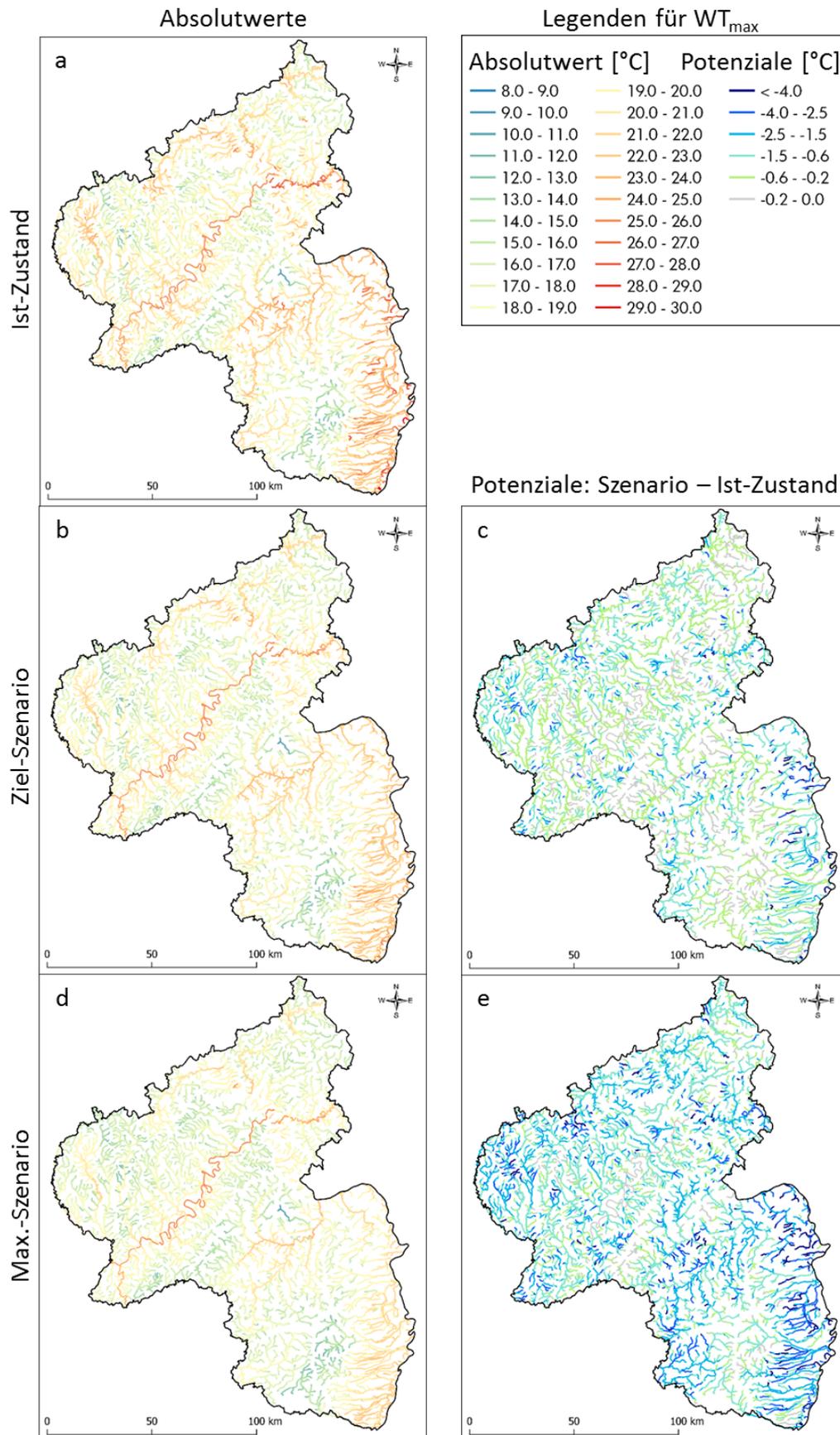


Abbildung 11: Mittleres jährliches Maximum der Wassertemperatur der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e).

Unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios liegen die durchschnittlichen Jahresmaxima der Wassertemperatur in Rheinland-Pfalz in ca. 55 % der analysierten Gewässerstrecken unter 18 °C. Der Anteil dieser relativ kühlen Strecken könnte gegenüber dem Ist-Zustand also fast verdoppelt werden. Der Anteil von Gewässerstrecken mit Jahresmaxima über 20 °C ließe sich von 40 % im Ist-Zustand auf ca. 15 % und der von Strecken mit Jahresmaxima über 22 °C von 20 % auf ca. 5 % reduzieren (Abbildung 7d). Das räumliche Muster der Potenziale zur Reduktion der mittleren Jahresmaxima ähnelt wiederum dem des zusätzlichen Beschattungspotenzials. Die maximalen Reduktionspotenziale von über 4 °C werden gehäuft für die Gewässer in der Oberrheinebene aber auch in anderen Teilen des Landes erreicht. Kaum Reduktionspotenziale ergeben sich hingegen erwartungsgemäß für Mosel und Saar (Abbildung 11b, c).

Im Ziel-Szenario kann der Anteil von Gewässerstrecken mit durchschnittlichen Jahresmaxima unter 18 °C auf 40 % erhöht werden, während die Strecken mit Jahresmaxima über 20 °C auf ca. 20 % und jene mit Jahresmaxima über 22 °C auf ca. 10 % verringert werden könnten (Abbildung 7d). Im Ziel-Szenario gibt es nur wenige Gewässerstrecken, bei denen das Reduktionspotenzial gegenüber dem Ist-Zustand bei über 4 °C liegt. Für zahlreiche Gewässer wird aber auch im Ziel-Szenario noch ein Reduktionspotenzial in der Größenordnung von etwa 2 °C erreicht. Auch hier weisen erwartungsgemäß die im Ist-Zustand schlecht beschatteten kleinen und mittleren Gewässer das größte Potenzial auf (Abbildung 11d, e).

Wie bereits für die Beschattung erläutert, können für **Hessen** wegen des stark vereinfachten Modellansatzes nur sehr beschränkte Aussagen getroffen werden, die sich im Wesentlichen auf das landesweite Mittel des Potenzials beziehen. Dieses räumliche Mittel des Potenzials zur Reduktion der Jahresmaxima liegt für Hessen bei beiden Szenarien vermutlich etwa auf demselben Niveau wie für Rheinland-Pfalz. Auch hier liegen die höchsten Potenziale naturgemäß für jene kleinen und mittleren Gewässer vor, die im Ist-Zustand kaum beschattet sind (HAAG ET AL. 2022).

4.3.3 Mittlere Wassertemperatur der Monate Juli, August und September

Im Ist-Zustand liegt die mittlere Wassertemperatur in den Monaten Juli bis September bei ca. 20 % der für **Baden-Württemberg** analysierten Gewässerstrecken unter 12 °C. Gleichzeitig liegt die MW(WT_{JAS}) bei ebenfalls ca. 20 % der untersuchten Strecken über 16 °C (Abbildung 7e). Erwartungsgemäß zeigt MW(WT_{JAS}) dabei ein sehr ähnliches räumliches Muster wie die mittleren Jahresmaxima. Sehr hohe Werte von teilweise deutlich über 16 °C finden sich im Neckar aber z. B. auch in vielen (kleineren) Gewässern der Oberrheinebene und des Kraichgau (nicht dargestellt, siehe HAAG ET AL. 2022).

Im Maximal-Szenario liegen die MW(WT_{JAS})-Werte für ca. 30 % der untersuchten Gewässerstrecken unter 12 °C, während nur ca. 5 % der Strecken Werte über 16 °C aufweisen (Abbildung 7e). Das Reduktionspotenzial gegenüber dem Ist-Zustand erreicht dabei in einigen Gewässern Werte von über 3 °C. Ähnlich wie bei den mittleren Jahresmaxima werden diese maximalen Reduktionspotenziale für MW(WT_{JAS}) vor allem für Gewässer in der Oberrheinebene und im Kraichgau aber auch an vielen anderen Gewässerstrecken im Land erreicht (nicht dargestellt, siehe HAAG ET AL. 2022).

Im Ziel-Szenario für Baden-Württemberg liegt die mittlere Wassertemperatur der Monate Juli bis September in ca. 25 % der untersuchten Gewässerstrecken unter 12 °C; MW(WT_{JAS}) über 16 °C werden für ca. 10 % der Strecken erreicht. Die Anzahl der Strecken mit hohen mittleren Wassertemperaturen über 16 °C kann im Vergleich zum Ist-Zustand also etwa halbiert werden (Abbildung 7e). Das räumliche Muster des Reduktionspotenzials ist ähnlich wie im Maximal-Szenario, wobei das maximale Reduktionspotenzial im Ziel-Szenario bei ca. 2 °C liegt (nicht dargestellt, siehe HAAG ET AL. 2022).

In **Rheinland-Pfalz** weisen im Ist-Zustand ca. 10 % der untersuchten Gewässerstrecken MW(WT_{JAS})-Werte unter 12 °C auf, während ca. 30 % der Strecken Werte von 16 °C oder mehr aufweisen (Abbildung 7f). Auch in Rheinland-Pfalz ähnelt das räumliche Muster der MW(WT_{JAS})-Werte im Ist-Zustand erwartungsgemäß dem der mittleren Jahresmaxima. Entsprechend treten die höchsten MW(WT_{JAS})-Werte in den großen Flüssen sowie in schlecht beschatteten kleineren Gewässern auf, die häufig in der Oberrheinebene und im Nahegebiet zu finden sind (nicht dargestellt, siehe HAAG ET AL. 2022).

Im Maximal-Szenario liegt MW(WT_{JAS}) bei ca. 15 % der untersuchten Gewässerstrecken unter 12 °C; Werte über 16 °C ergeben sich für ca. 10 % der Strecken. Der relative Anteil der Gewässerstrecken mit MW(WT_{JAS})-Werten größer 16 °C kann durch die Bedingungen des Maximal-Szenarios im Vergleich zum Ist-Zustand somit auf ca. ein Drittel reduziert werden. Unter den Bedingungen des Ziel-Szenarios kann der Anteil der Gewässerstrecken mit MW(WT_{JAS})-Werten über 16 °C auf ca. 20 % reduziert werden (Abbildung 7f).

Auch für Rheinland-Pfalz ähnelt das räumliche Muster der aus den Szenarien abgeleiteten Reduktionspotenziale für MW(WT_{JAS}) dem für die mittleren Jahresmaxima. Wie in Baden-Württemberg erreichen die Reduktionspotenziale unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios Werte von über 3 °C. Im Ziel-Szenario liegen die maximalen Reduktionspotenziale für MW(WT_{JAS}) häufig im Bereich von ca. 2 °C. Diese maximalen Reduktionspotenziale werden vor allem für die derzeit noch schlecht beschatteten kleinen und mittleren Gewässer z. B. in der Oberrheinebene und im Nahegebiet erreicht (nicht dargestellt, siehe HAAG ET AL. 2022).

Die Ergebnisse für **Hessen** deuten darauf hin, dass die Potenziale zur Reduktion von MW(WT_{JAS}) im Mittel über die Landesfläche ähnlich hoch sind wie für Rheinland-Pfalz. Wie in den beiden anderen Bundesländern liegen die maximalen Reduktionspotenziale für das Maximal-Szenario im Bereich von 3 °C und für Ziel-Szenario bei ca. 2 °C. Diese maximalen Reduktionspotenziale werden für derzeit noch schlecht beschattete kleine und mittlere Gewässer erreicht.

4.3.4 Überschreitungshäufigkeit der Orientierungswerte für Fischgemeinschaften

Für **Baden-Württemberg** ist zu beachten, dass nur für 5.535 der 9.545 untersuchten Gewässerstrecken eine Zuordnung zu Fischgemeinschaften vorlag. Entsprechend konnte SumD₅₀ nur für diese Teilmenge der Strecken ausgewertet werden. Im Ist-Zustand wurde in den Jahren 2002 bis 2010 in ca. 45 % der ausgewerteten Strecken der Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand gemäß OGeV durch die simulierten Tagesmittelwerte nie überschritten. Folglich ergaben die Simulationen für 55 % der ausgewerteten Strecken, dass der Orientierungswert innerhalb der neun Jahre mindestens einmal überschritten wurde. Für

ca. 35 % der analysierten Strecken wird der Orientierungswert durchschnittlich an zwei oder mehr Tagen im Jahr überschritten (Abbildung 7g). Gewässer mit häufigen Überschreitungen der Orientierungswerte finden sich im Ist-Zustand vor allem in der Oberrheinebene, der Breisgauer Bucht und im Kraichgau, vereinzelt aber auch in anderen Bereichen des Landes (Abbildung 12a).

Im Maximal-Szenario kann der Anteil der Gewässerstrecken ohne Überschreitung der Orientierungswerte im Vergleich zum Ist-Zustand von 45 % auf 85 % fast verdoppelt werden. Unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios wäre im Zeitraum 2002-2010 also nur in ca. 15 % der ausgewerteten Gewässerstrecken mindestens ein Tag mit Überschreitung des Orientierungswerts aufgetreten. Der relative Anteil von Strecken mit durchschnittlichen Überschreitungen an zwei oder mehr Tagen im Jahr könnte unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios von 35 % auf ca. 5 % reduziert werden (Abbildung 7g). Diese wenigen Gewässerstrecken, die auch im Maximal-Szenario SumD_{So} von zwei Tagen oder mehr aufweisen, liegen überwiegend in der Breisgauer Bucht (Abbildung 12d).

Im Ziel-Szenario für Baden-Württemberg liegt der Anteil von Gewässerstrecken ohne jegliche Überschreitung der Orientierungswerte bei ca. 60 %. Für ca. 15 % der Gewässerstrecken wird der Orientierungswert im Ziel-Szenario an durchschnittlich mindestens zwei Tagen im Jahr überschritten. Im Vergleich zum Ist-Zustand könnte der Anteil dieser Strecken mit regelmäßigen Überschreitungen des Orientierungswerts also mehr als halbiert werden (Abbildung 7g). Die Strecken, bei denen SumD_{So} im Ziel-Szenario noch über zwei liegt, sind über das gesamte Land verteilt, häufen sich aber im Bereich der Breisgauer Bucht (Abbildung 12b).

Das größte Potenzial zur Reduktion von SumD_{So} ergibt sich in beiden Szenarien naturgemäß für die Gewässer, bei denen der Orientierungswert im Ist-Zustand häufig überschritten wird. Viele dieser Gewässerstrecken mit hohem Reduktionspotenzial liegen in der Oberrheinebene und im Kraichgau (Abbildung 12c, e).

In **Rheinland-Pfalz** werden die Orientierungswerte im Ist-Zustand in ca. 40 % der untersuchten Gewässerstrecken im neunjährigen Auswertungszeitraum nicht überschritten. Umgekehrt ergaben die Simulationen also in ca. 60 % der Strecken für den Zeitraum 2002 bis 2010 mindestens eine Überschreitung des Orientierungswerts. In 40 % der Gewässerstrecken wird der Orientierungswert im Jahresdurchschnitt an zwei oder mehr Tagen überschritten (Abbildung 7h). Die Orientierungswerte werden dabei vor allem in den Gewässern der Oberrheinebene und des Nahegebiets häufig überschritten. Darüber hinaus treten offenbar aber auch in einigen anderen Bereichen des Landes solche Überschreitungen der Orientierungswerte regelmäßig auf (Abbildung 13a).

Im Maximal-Szenario treten im Zeitraum 2002 bis 2010 in 70 % der betrachteten Gewässerstrecken keine Überschreitungen der fischgemeinschaftsspezifischen Orientierungswerte der OGewV auf. Der relative Anteil von Strecken mit durchschnittlichen Überschreitungen an zwei oder mehr Tagen im Jahr kann unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios von 40 % auf ca. 5 % reduziert werden (Abbildung 7h).

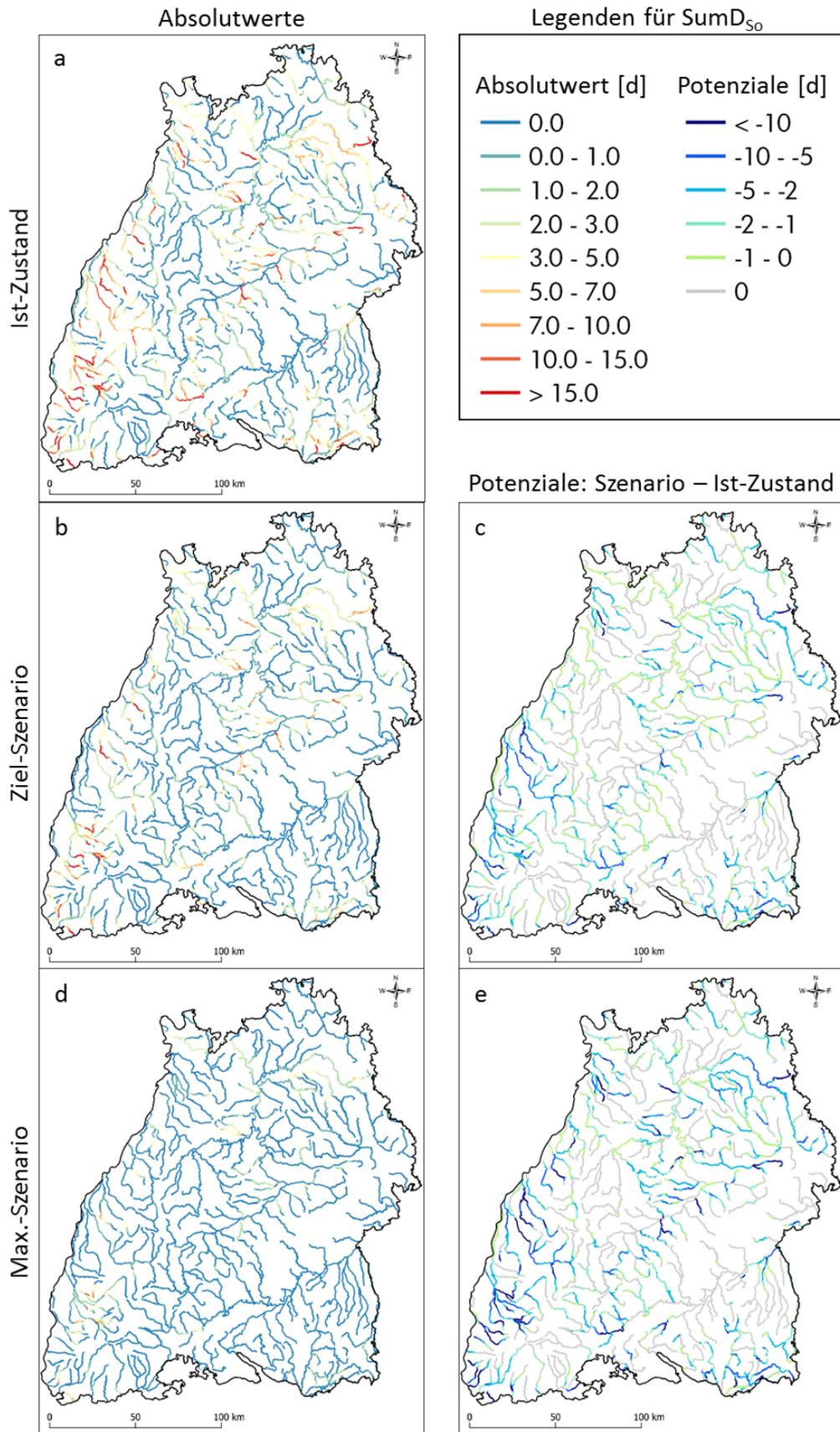


Abbildung 12: Mittlere Überschreitungshäufigkeit der fischgemeinschaftsspezifischen Orientierungswerte der OGewV in den baden-württembergischen Fließgewässern im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e).

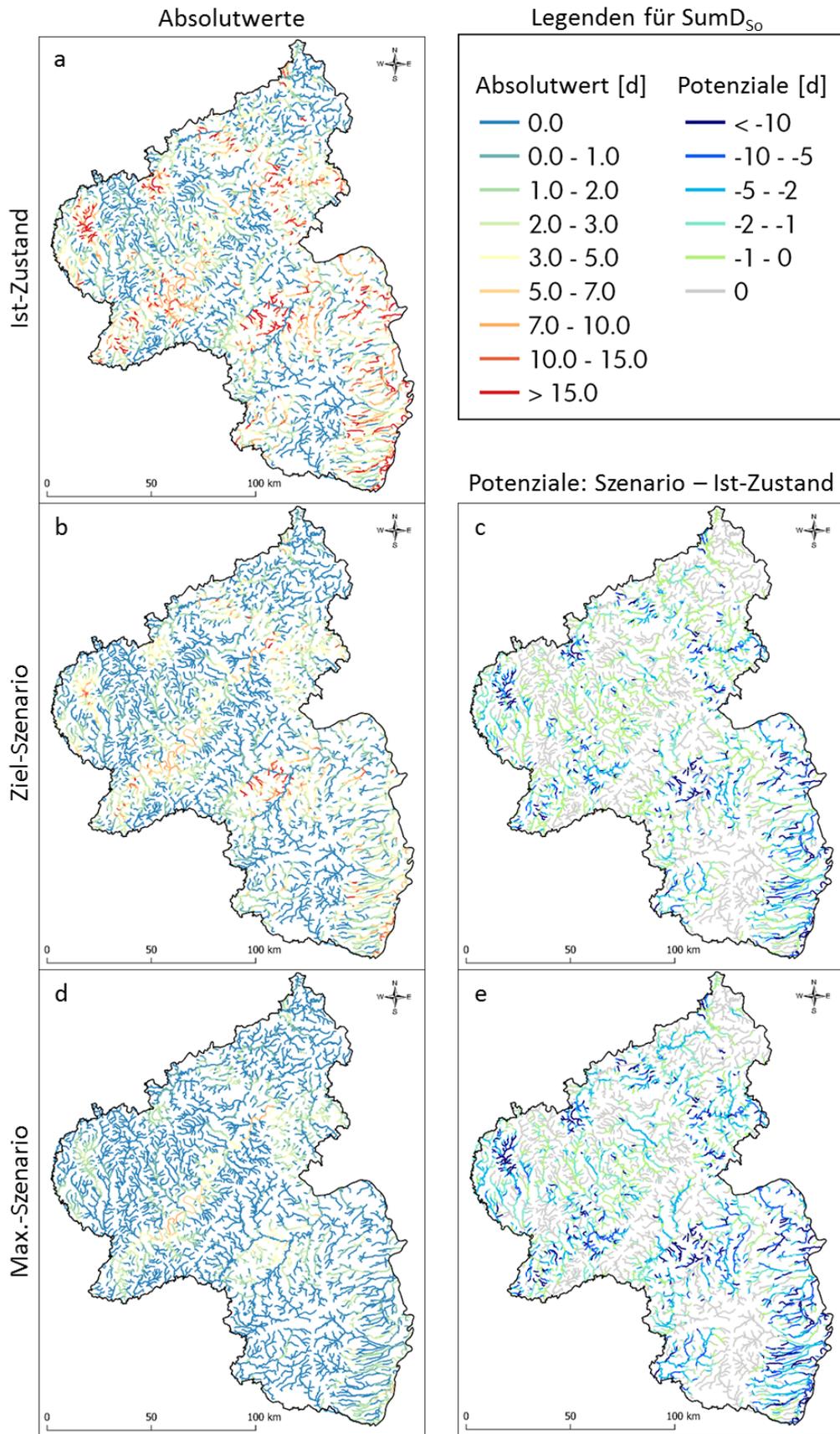


Abbildung 13: Mittlere Überschreitungshäufigkeit der fischgemeinschaftsspezifischen Orientierungswerte der OGewV in den rheinland-pfälzischen Fließgewässern im Ist-Zustand (a) und den Szenarien (b und d) sowie resultierendes Reduktionspotenzial (c und e).

Auch die kartografische Auswertung der SumD_{So}-Werte des Maximal-Szenarios für Rheinland-Pfalz zeigt die deutliche Wirkung der Ufervegetation auf diesen Kennwert. In den allermeisten Gewässern, auch in den Zuflüssen zum Oberrhein, ergibt sich im Maximal-Szenario ein SumD_{So} von null oder wenigen Tagen pro Jahr (Abbildung 13d). Das größte Reduktionspotenzial zeigt sich naturgemäß in den Gewässerstrecken, in denen der Orientierungswert im Ist-Zustand häufig überschritten wird (Abbildung 13e). In der Regel sind das auch die Gewässer, die im Ist-Zustand schlecht beschattet sind.

Im Ziel-Szenario werden die Orientierungswerte in 50 % der betrachteten Gewässerstrecken nicht überschritten. Der Anteil von Strecken, in dem die Orientierungswerte durchschnittlich an zwei oder mehr Tagen im Jahr überschritten wird, kann im Ziel-Szenario von 40 % auf 20 % halbiert werden (Abbildung 7h). Unter den Bedingungen des Ziel-Szenarios gäbe es weiterhin verbreitet Gewässerabschnitte, in denen die Orientierungswerte regelmäßig überschritten werden (Abbildung 13b). Insbesondere in der Oberrheinebene, aber auch in vielen anderen Bereichen des Landes, könnte die Überschreitungshäufigkeit der Orientierungswerte gegenüber dem Ist-Zustand aber deutlich reduziert werden (Abbildung 13c).

Bei dem für **Hessen** vorgegebenen Modellansatz sind räumlich differenzierte Aussagen zur Wirkung der Beschattung auf die Wassertemperatur nicht zulässig. Da der Kennwert SumD_{So} auf der räumlichen Zuordnung der Gewässerabschnitte zu Fischgemeinschaften beruht, ist folglich auch keine belastbare Aussage hinsichtlich SumD_{So} für Hessen möglich. Die allgemeinen Ergebnisse für die Wassertemperatur legen aber nahe, dass auch für Hessen in zahlreichen, derzeit schlecht beschatteten Abschnitten kleiner und mittlerer Gewässer durch zusätzliche Ufervegetation eine deutliche Reduktion der Überschreitungshäufigkeiten der OGW-Orientierungswerte erreicht werden kann (HAAG ET AL. 2022).

4.4 Zusammenfassende Diskussion der großräumigen Potenzialanalyse

Die Szenarien verdeutlichen, dass durch 100 % mit Laubbäumen bestandene Ufer (Maximal-Szenario) aber auch bereits durch 75 % Baumbestand außerhalb der Siedlungsflächen (Ziel-Szenario) eine erhebliche Verbesserung der derzeitigen Beschattung der Fließgewässer möglich wäre. Das größte Potenzial zur zusätzlichen Beschattung liegt dabei für derzeit kaum mit Vegetation bestandene Bäche und kleine Flüsse vor, die häufig in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten liegen.

Das zusätzliche Beschattungspotenzial führt auch zu entsprechenden Potenzialen für die Reduktion der Wassertemperatur. Dabei ergeben sich erwartungsgemäß kaum Auswirkungen auf die Wintertemperaturen (HAAG ET AL. 2022), während die sommerlichen Maximalwerte am stärksten reduziert werden können. Die kühlende Wirkung der Beschattung erstreckt sich auch auf Bereiche, die unterhalb der Abschnitte mit zusätzlicher Beschattung liegen. Insgesamt korreliert die potenzielle Reduktion der sommerlichen Wassertemperatur aber stark mit dem Beschattungspotenzial, sodass das größte Potenzial für die im Ist-Zustand häufig schlecht beschatteten Bäche und Flüsse in intensiv genutzten Gebieten besteht. Durch die zusätzliche Beschattung im Ziel-Szenario kann gerade in den wärmsten Gewässerstrecken häufig eine Reduktion der sommerlichen Maximaltemperatur von ca. 2 °C erreicht werden. Im Maximal-

Szenario liegt das Reduktionspotenzial der Maximaltemperatur in diesen kritischen Gewässerstrecken häufig sogar im Bereich von 4 °C. Dabei ist zu beachten, dass sich die durchgeführten Analysen auf Tagesmittelwerte der Wassertemperatur beziehen und hinsichtlich der Tagesmaxima nochmals deutlich höhere, bis zu doppelt so hohe Effekte zu erwarten sind (HAAG ET AL. 2022).

Die Reduktion der sommerlichen Wassertemperatur zeigt auch positive Auswirkungen auf die Häufigkeit (und Dauer), mit der die fischgemeinschaftsspezifischen Orientierungswerte der OGeWV überschritten werden. Dort wo im Ist-Zustand Überschreitungen der Sommer-Orientierungswerte auftreten, kann die Überschreitungshäufigkeit durch die zusätzliche Beschattung des Ziel-Szenarios deutlich reduziert werden. Unter den Bedingungen des Maximal-Szenarios gelingt es sogar, für die meisten Gewässerabschnitte eine Überschreitung der Sommer-Orientierungswerte im untersuchten Zeitraum (2002 bis 2010) ganz zu unterbinden.

Die großräumige Potenzialanalyse zeigt, dass mit Ausnahme der großen Flüsse die stärkste Reduktion sommerlicher Wassertemperaturen in der Regel dort erreicht werden kann, wo im Ist-Zustand besonders hohe und ökologisch kritische Wassertemperaturen auftreten. Zudem wird in HAAG ET AL. (2022) gezeigt, dass die Wirkung unter den Bedingungen des extremen Jahres 2003 stärker ausgeprägt ist als im Mittel über den Zeitraum 2002-2010. Die zusätzliche Beschattung wirkt sich also dort und dann am stärksten aus, wenn sie am nötigsten ist.

Unter der vereinfachenden aber zulässigen Annahme, dass das extreme Jahr 2003 in etwa den infolge des Klimawandels bis 2050 zu erwartenden mittleren meteorologischen Zustand repräsentiert (vgl. HAAG 2018), kann abgeschätzt werden, inwieweit zusätzliche Beschattung die klimawandelbedingte Zunahme sommerlicher Wassertemperaturen kompensieren kann. Auf Basis von Analysen für 2003 im Vergleich mit dem Mittel der Jahre 2002 bis 2010 kann demnach davon ausgegangen werden, dass die in den nächsten 30 Jahren zu erwartende Zunahme der sommerlichen Wassertemperaturen durch die zusätzliche Beschattung des Maximal-Szenarios fast überall kompensiert und teilweise sogar überkompensiert werden könnte. Durch die zusätzliche Beschattung des Ziel-Szenarios könnte die klimawandelbedingt zu erwartende Zunahme sommerlicher Wassertemperaturen demnach nicht vollständig ausgeglichen werden (HAAG ET AL. 2022). Um belastbarere Aussagen hierzu zu erhalten, müssten allerdings Klimaszenarien mit dem Ist-Zustand und Szenarien der Beschattung berechnet und verglichen werden.

Die vereinfachte Analyse für Hessen, die in HAAG ET AL. (2022) ausführlicher erläutert ist, bestätigt die hier für Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg abgeleiteten Erkenntnisse im Grundsatz. Wenngleich die Ergebnisse für Hessen aufgrund der unzureichenden physikalischen Grundlage für die Abbildung der Beschattung nicht sehr belastbar sind, zeichnet sich auch dort ein hohes Potenzial zur verbesserten Beschattung und Reduktion sommerlicher Wassertemperaturen durch zusätzliche Ufervegetation ab. Für belastbare Aussagen vor allem hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Kennwerte und Potenziale sind die für Hessen verwendeten Ansätze aber nicht geeignet. Hierfür müssten die LARSIM-WT-Modelle erforderlichenfalls auf denselben Stand wie in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz gebracht werden (HAAG ET AL. 2022).

Selbstverständlich sind die hier aufgezeigten Potenziale der Beschattung durch Ufervegetation von zahlreichen Faktoren wie dem Klima, den Eigenschaften der Fließgewässer (z. B. Breite, Tiefe, Fließgeschwindigkeit) usw. abhängig und daher räumlich stark differenziert. Im Mittel über alle untersuchten Gewässerstrecken ergeben sich aber ähnliche Ergebnisse für die Bundesländer Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. Daher ist davon auszugehen, dass die Potenziale und deren Häufigkeitsverteilungen in anderen Bundesländern im Mittel ähnlich ausfallen. Zudem ist davon auszugehen, dass auch in anderen Bundesländern der größte Bedarf und das größte Potenzial vor allem für Bäche und kleine Flüsse in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten vorliegt. Zur Ermittlung der räumlichen Differenzierung innerhalb eines Landes wären aber weitere Untersuchungen erforderlich. Eine Analyse der Beschattung und des Potenzials zur Verbesserung der Beschattung könnte dabei unabhängig von einem Simulationsmodell erfolgen. Um die Auswirkungen auf die Wassertemperatur abzubilden, wären aber Simulationen mit LARSIM-WT oder einem vergleichbaren Modellansatz notwendig.

5 Folgerungen und Ausblick

Die theoretische Untersuchung des Wärmehaushalts von Fließgewässern verdeutlicht, dass die Beschattung durch Ufervegetation nicht nur an kleinen Bächen sondern auch an Gewässern mit einer Breite von 10 m und mehr, zu einer starken Reduktion sommerlicher Wassertemperaturen beitragen kann. Insbesondere in stark überhitzten, flachen und langsam fließenden Gewässern können demnach bereits durch kurze Beschattungsstrecken spürbare Effekte erzielt werden. Großräumige Analysen für Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz zeigen, dass gerade in intensiv genutzten Gebieten ein erhebliches Potenzial zur verbesserten Beschattung von Bächen und kleinen Flüssen durch Ufervegetation besteht. Dadurch könnte vielerorts eine Reduktion sommerlicher Wassertemperaturen um mehrere Grad erreicht werden. Die stärksten Effekte sind dabei für jene Bäche und kleinen Flüsse zu erwarten, in denen im aktuellen Zustand infolge fehlender Beschattung kritisch hohe Wassertemperaturen auftreten. Die großräumigen Simulationen deuten auch darauf hin, dass der in den nächsten 30 Jahren klimawandelbedingt zu erwartende Anstieg sommerlicher Wassertemperaturen an vielen Gewässern durch zusätzliche Ufervegetation kompensiert werden könnte.

Die Verbesserung der Beschattung durch zusätzliche Ufervegetation ist also eine effektive Anpassungsmaßnahme, um dem klimawandelbedingten Anstieg der Wassertemperaturmaxima und den damit einhergehenden negativen ökologischen Folgen in unseren Bächen und kleinen Flüssen entgegenzuwirken. Darüber hinaus hat Ufervegetation viele weitere, ökologisch positive Auswirkungen. Durch ausreichend breite gehölzbestandene Gewässerrandstreifen bzw. Entwicklungskorridore können z. B. Stoffeinträge aus dem Umland vermindert, die Strukturvielfalt erhöht, die Vernetzung von Ufer und Wasser verstärkt sowie der Wasserrückhalt in der Landschaft intensiviert werden. Ufervegetation hat somit über die Beschattung hinaus eine herausragende Bedeutung für die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer (SCHÜLLER & KROP-BENESCH 2022). Im Sinne der Klimaresilienz unserer Fließgewässer erscheint es daher dringend geboten, die Beschattung durch standortgerechte Ufervegetation zu verbessern.

Die im Rahmen des KLIWA-Projekts „2-Grad-Ziel für unsere Bäche“ entwickelten Methoden zur theoretischen Analyse können zur Abschätzung der lokalen Wirkung von Beschattungsmaßnahmen verwendet werden und bilden somit eine Grundlage für konkrete Praxisleitfäden zur Umsetzung solcher Maßnahmen. Neben spezifischen Beschattungsmaßnahmen an Gewässern sollte eine ausreichende Beschattung grundsätzlich bei allen Renaturierungs-, Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen an kleineren und mittleren Gewässern mitberücksichtigt werden. Dabei ist im Einzelfall abzuwägen, wie viel Beschattung im Sinne einer integralen ökologischen Betrachtung maximal vertretbar erscheint.

Die mit LARSIM-WT durchgeführten großräumigen Analysen zeigen grundsätzlich auf, wo der Bedarf für die Reduktion sommerlicher Wassertemperaturen am größten ist und wo das entsprechende Potenzial vorhanden ist. Sie können die Grundlage für weitere Planungen und eine Priorisierung von Beschattungsmaßnahmen sein. Dabei ist selbstverständlich zu beachten, dass die landesweiten Analysen mit lokalen Unsicherheiten behaftet sind. Für konkrete lokale oder regionale Maßnahmenplanungen empfiehlt es sich daher, detailliertere Analysen bzw. Modellierungen durchzuführen sowie das Vorhaben einzelfallbasiert unter Berücksichtigung der Gegebenheiten vor Ort anzugehen.

Zukünftig erscheint eine noch genauere Nachbildung der Ufervegetation und LARSIM-WT-Parametrisierung mithilfe von hoch aufgelösten Laserscan-Daten möglich und wünschenswert. Neben der besseren Erfassung der Vegetation könnte mit diesen Verfahren auch die Uferböschung erfasst werden, deren Wirkung in der vorliegenden Studie weitgehend vernachlässigt wurde.

6 Literaturverzeichnis

Badde, U., Bergfeld-Wiedemann, T., Boderie, P., Brahmer, G., Demuth, N., Haag, I. & Krahe, P. (2014): Estimation of the effects of climate change scenarios on future Rhine water temperature development. International Commission for the Protection of the Rhine (ICPR), Koblenz.

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (2021): Klima-Report Bayern 2021.

Beschta, R., Bilby, R., Brown, G., Holtby, V. und Hofstra, T. (1987): Stream temperatures and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. Chapter 6. In: Salo, E. O., T. W. Cundy (Hrsg.): Stream-side Management: Forestry and Fishery Interactions, Seattle, Washington, S. 191–232

BLfU - Bayerisches Landesamt für Umwelt (2018): Klimawandel - Auswirkungen auf die Gewässerökologie.

Bogan, T., Mohseni, O. und Stefan, H. G. (2003): Stream temperature-equilibrium temperature relationship. Water Resources Research 39, 9/2003, S. 1109.

Bremicker, M., Brahmer, G., Demuth, N., Holle, F.-K. & Haag, I. (2013): Räumlich hoch aufgelöste LARSIM Wasserhaushaltsmodelle für die Hochwasservorhersage und weitere Anwendungen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2013/6(9)/2013, S. 509–514.

- Caissie, D. (2006): The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51, 8/2006, S. 1389–1406.
- DWD - Deutscher Wetterdienst (2021): Phänologische Uhr. Zuletzt abgerufen am: 16.12.2021. Abrufbar unter: www.dwd.de/DE/leistungen/phaeno_uhr/phaenouhr.html.
- Edinger, J. E., Duttweiler, D. W. & Geyer, J. C. (1968): The Response of Water Temperatures to Meteorological Conditions. *Water Resources Research* 4, 5/1968, S. 1137–1143.
- Freiberger, L. (2018): Auswirkungen der beschattenden Wirkung von Ufergehölzen auf das Temperaturregime in Fließgewässern am Beispiel der Diete in der Gemeinde Breidenbach, Kreis Marburg-Biedenkopf. Bachelorarbeit, Gießen.
- Haag, I. (2003): Der Sauerstoffhaushalt staugeregelter Flüsse am Beispiel des Neckars - Analysen Experimente, Simulationen. *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart*, 122/2003.
- Haag, I. (2006): A Basic Water Quality Model for the River Neckar: Part 2 Model-based Analysis of the Oxygen Budget and Scenarios. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34(6), S. 549-559.
- Haag, I. (2009): The potential Impact of Climate Change on stream water temperatures, WWF-Bericht, Frankfurt.
- Haag, I., Luce, A. & Badde, U. (2005): Ein operationelles Vorhersagemodell für die Wassertemperatur im Neckar. *Wasserwirtschaft* 7/8, 2005, S. 45–50.
- Haag, I. & Luce, A. (2008): The integrated water balance and water temperature model LAR-SIM-WT. *Hydrological Processes* 22, 7/2008, S. 1046–1056.
- Haag, I. (2018): Regionalisierung und Simulation der Wassertemperatur – Ergebnisse und Bewertungen. In: *Fachvorträge Risiko Klima - Herausforderungen managen*. 6. KLIWA-Symposium am 22. und 23. Mai 2017 in Baden-Baden, S. 120–132.
- Haag, I., Teltscher, K., Regenauer, J. & Aigner, D. (2022): Zwei-Grad-Ziel für unsere Bäche – Wassertemperatur und Beschattung. Abschlussbericht der HYDRON GmbH im Auftrag der KLIWA AG Gewässerökologie.
- Halle, M., Müller, A. & Sundermann, A. (2020): Der KLIWA-Index_{MZB} – Ein biologischer Impact-Indikator des Klimawandels für Fließgewässer. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 9/2020, S. 477-489.
- Holzappel, G. und Rauch, H.-P. (2015): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur der Lafnitz und Pinka. Zuletzt abgerufen am: 16.12.2019. Abrufbar unter: issuu.com/ingenieurbiologie/docs/ingenieurbiologie_2015_1.
- Ishikawa, M., Haag, I., Krumm, J., Teltscher, K. & Lorke, A. (2021): The effect of stream shading on the inflow characteristics in a downstream reservoir. *River Research and Applications* 37, 7/2021, S. 943–954.

- Kail, J., Palt, M., Lorenz, A. und Hering, D. (2021): Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes* 35, 1/2021, S. 532.
- Kaspar, F., Zimmermann, K. und Polte-Rudolf, C. (2014): An overview of the phenological observation network and the phenological database of Germany's national meteorological service (Deutscher Wetterdienst). *Advances in Science and Research* 11, 1/2014, S. 93–99.
- Koop, J., Bergfeld, T. und Keller, M. (2005): Einfluss von extremen Niedrigwasser-Ereignissen auf die Ökologie von Bundeswasserstraßen.
- KLIWA - Arbeitskreis KLIWA (2016): Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. *KLIWA-Berichte*, 20/2016.
- KLIWA - Arbeitskreis KLIWA (2010): Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung.
- Kremer, M. & Brahmaer, G. (2013): Simulation und Vorhersage von Wassertemperaturen an hessischen Fließgewässern. *Jahresbericht 2012 des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie*, Wiesbaden, S. 31 - 38.
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2017): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft. Bestandaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder.
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer.
- LEG - LARSIM-Entwicklergemeinschaft (2022): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM. Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Abrufbar unter <https://larsim.info/>.
- Li, G., Jackson, C. R. & Kraseski, K. A. (2012): Modeled riparian stream shading: Agreement with field measurements and sensitivity to riparian conditions. *Journal of Hydrology* 428-429, 4/2012, S. 142–151.
- LUBW - Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2004): Das Niedrigwasserjahr 2003.
- Michel, A., Schaeffli, B., Wever, N., Zekollari, H., Lehning, M & Huwald, H. (2022) Future water temperature of rivers in Switzerland under climate change investigated with physics-based models. *Hydrology and Earth System Sciences*, 26(4), S. 1063 - 1087
- Moore, D., Spittlehouse, D. L. und Story, A. (2005): Riparian Microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, 2005, S. 813–834
- Moore, R. D., Leach, J. A. & Knudson, J. M. (2013): Geometric calculation of view factors for stream surface radiation modelling in the presence of riparian forest. *Hydrological Processes* 26, 3/2013
- Moser, M. (2022): Untersuchungen zur Gewässertemperatur am Beispiel der Rems: Temperaturmessungen, Modellvergleich mit LARSIM und Beschattungsindex – ein Zwischenfazit.

Vortrag bei der Fachtagung Vitale Gewässer – heute umsetzen, morgen profitieren. 5./6. Oktober 2022 in Ettlingen.

Mousavi Maleki, S. A., Hizam, H. & Gomes, C. (2017): Estimation of hourly, daily and monthly global radiation on inclined surfaces: Models revisited. *Energies* 10, 2017, S. 134.

Orgill, J. F. und Hollands, K. G. T. (1977): Correlation equation for hourly diffuse radiation on a horizontal surface. *Sol. Energy*, 19/1977, S. 357–359

Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., Du Toit, B., Farnden, C. und Pauleit, S. (2015): Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening* 14, 3/2015, S. 466–479.

Reinartz, R. und Bohl, E. (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns, Büro für Fischereifragen und Gewässerökologie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt

Schüller, R. und Krop-Benesch, A. (2022): Beschattung an Fließgewässern. Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung (GFG)mbH der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft und Abfall e. V.

Sinokrot, B. A. & Stefan, H. G. (1993): Stream temperatures: dynamics and modeling. *Water Resources Research* 29, 1993, S. 2299–2312

Stein, K. (2019): Langzeitsimulation der Wassertemperatur von Langzeitsimulation der Wassertemperatur von Fließgewässern mit Berücksichtigung der Beschattungsdynamik durch Ufergehölze. Dissertation.

Sundermann, A., Müller, A. & Halle, M. (2022): A new index of a water temperature equivalent for summer respiration conditions of benthic invertebrates in rivers as a bio-indicator of global climate change. *Limnologica*, 95.