

Sachbericht zum Verwendungsnachweis

Verbundprojekt



KliMaWerk – Nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes
zur Erhöhung der Klimaresilienz: Management und Werkzeuge

in der Fördermaßnahme
WaX – Wasser-Extremereignisse

Autoren

Lippeverband | Dr. Mario Sommerhäuser, Dr. Nadine Gerner, Hannah Behrens, Dr. Nicolai Bätz
Universität Duisburg-Essen | Dr. Jochen Kail, Hannah-Marie Stappert, Prof. Dr. Daniel Hering
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel | Sven Grantz, Prof. Dr. Paul Wagner, Prof. Dr. Nicola Fohrer
Planungsbüro Koenzen | Tim Wiese, Sarah Lange, Dr. Uwe Koenzen
delta h Ingenieurgesellschaft mbH | Dr. Katrin Brömme, Timo M. König, Prof. Dr. Christoph M. König
Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH | Dr. Alexandra Amann, Dr. Oliver Buchholz
Ecologic Institut gGmbH | Jenny Tröltzscher, Ida Meyenberg, Benedict Bueb, Dr. Ulf Stein

Projektlaufzeit: 01.02.2022-30.04.2025

Erstellungsdatum: 28.11.2025

Projektpartner

Institution	Kürzel	Förderkennzeichen
Lippeverband	LV	02WEE1626A
Universität Duisburg-Essen	UDE	02WEE1626B
Christian-Albrechts-Universität Kiel	UKI	02WEE1626C
Planungsbüro Koenzen	PBK	02WEE1626D
delta H Ingenieurgesellschaft mbH	DEH	02WEE1626E
Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH	HYD	02WEE1626F
Ecologic Institut gGmbH	ECO	02WEE1626G

Dieses Forschungs- und Entwicklungsprojekt wurde durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert und vom Projektträger Karlsruhe (PTKA) betreut. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
Verantwortlichkeiten der Projektpartner	III
Abkürzungsverzeichnis.....	IV
I. Teil I Kurzfassung.....	1
I.1 Hintergrund	1
I.2 Zielsetzung.....	1
I.3 Ablauf und Methoden	2
I.4 Ergebnisse	2
I.5 Fazit	2
II. Teil II Eingehende Darstellung.....	3
II.1 Hintergrund	3
II.1.1 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Beginn des Vorhabens	4
II.2 Zielsetzung.....	5
II.3 Planung und Ablauf des Vorhabens	6
II.4 Ergebnisse	8
II.4.1 Untersuchungsgebiet	8
II.4.2 Freilanduntersuchungen	12
II.4.3 Stakeholderprozess	24
II.4.4 Maßnahmenkatalog	26
II.4.5 Klima- und Maßnahmenszenarien	29
II.4.6 Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der hydrologischen Modelle	46
II.4.7 Hydrologische Wirkungen von landnutzungsbasierten Einzelmaßnahmen	60
II.4.8 Hydrologische Wirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien	62
II.4.9 Stoffhaushalt	93
II.4.10 Modellkopplung	94
II.4.11 Hydraulische Modellierung	97
II.4.12 Abschätzung der ökologischen Auswirkungen hydrologischer Extreme	106
II.4.13 Ökologische Auswirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien	112
II.5 Produkte	126
II.5.1 Modellkopplung	126
II.5.2 Maßnahmenkatalog	126
II.5.3 Werkzeugkasten.....	138
II.5.4 Empfehlungen für einen gestärkten Landschaftswasserhaushalt und klimaresilientere Fließgewässer.....	148

II.6 Nutzen und Verwertbarkeit	159
II.6.1 Verwertbarkeit der Maßnahmenszenarien.....	159
II.6.2 Nutzen der Maßnahmenwirkungsmodellierung.....	159
II.6.3 Verwertbarkeit des gekoppelten Modells.....	160
II.6.4 Verwertbarkeit des Werkzeugkastens und der Handlungsempfehlungen	160
II.6.5 Gesellschaftlicher Nutzen.....	160
II.6.6 Nutzen für die Wasserwirtschaft und Wassernutzer	161
II.7 Fazit	162
II.8 Zusammenarbeit mit anderen Stellen außerhalb des Verbundprojektes.....	163
II.8.1 WaX-Querschnittsthema Kommunikation und Partizipation.....	163
II.8.2 Praxispartner, Stakeholderprozess und Vermittlung der Projektergebnisse an Stellen außerhalb des Projektverbundes	163
II.9 Veröffentlichungen, Vorträge und Poster.....	164
II.9.1 Veröffentlichungen	164
II.9.2 Vorträge.....	165
II.9.3 Poster	167
II.10 Literaturverzeichnis.....	169
II.10.1 Literatur.....	169
II.10.2 Software	173

Verantwortlichkeiten der Projektpartner

Institution	Haupttätigkeit	Kapitel
DEH	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Modellierungen im FTEZG Hammbach-Wienbach mit dem Grundwassерmodell SPRING zur Ermittlung der hydrologischen Wirkungen von Anpassungsmaßnahmen ▪ Modellierung des Stoffhaushalts ▪ Entwicklung der Modellkopplung ▪ Bearbeitung der Klimaszenarien 	II.4.5, 0, II.4.8, II.4.9, II.4.10, II.5.1
ECO	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stakeholderprozess ▪ Entwicklung der Maßnahmenszenarien ▪ Erstellung des Maßnahmenkatalogs ▪ Mitwirkung am Werkzeugkasten sowie an den Handlungsempfehlungen 	II.4.3, II.4.4, II.4.5, II.5.2, II.5.3, II.5.4
HYD	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Modellierungen im FTEZG Hammbach-Wienbach und Körne (Oberlauf) mit dem Niederschlags-Abfluss-Modell NASIM zur Ermittlung der hydrologischen Wirkungen von Anpassungsmaßnahmen ▪ Entwicklung der Modellkopplung ▪ Übertragung der Maßnahmenszenarien ▪ Bearbeitung der Klimaszenarien ▪ Hydraulische Modellierung innerhalb des FTEZG 	II.4.5, 0, II.4.8, II.4.10, II.4.11, II.5.1
LV	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Leitung und Koordination des Projekts ▪ Organisation und Durchführung von Stakeholderworkshops ▪ Datenbereitstellung ▪ Errichtung von GW-Messstellen und Wasserstandssensoren ▪ Ermittlung von Boden- und Grundwasserdaten ▪ Hydraulische Modellierung außerhalb des FTEZG ▪ Erstellung der Handlungsempfehlungen 	II.4.2, II.4.3, II.4.11, II.5.4
PBK	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Beschattungsanalyse ▪ Übertragung der Maßnahmenszenarien ▪ Erstellung des Maßnahmenkatalogs ▪ Erstellung des Werkzeugkastens ▪ Mitwirkung an den Handlungsempfehlungen 	II.4.2, II.4.4, II.4.5, II.5.2, II.5.3, II.5.4
UDE	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Durchführung von Freilanduntersuchungen ▪ Ermittlung von Daten für die hydraulische Modellierung ▪ Ermittlung und Modellierung der ökologischen Auswirkungen von Klimaextremen und Anpassungsmaßnahmen 	II.4.2, II.4.11, II.4.12, II.4.13
UKI	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Modellierungen im Lippeeinzugsgebiet mit dem ökohydrologischen Modell SWAT+ zur Ermittlung der hydrologischen Wirkungen von Anpassungsmaßnahmen ▪ Bearbeitung der Klimaszenarien ▪ Mitwirkung an den Handlungsempfehlungen 	II.4.5, 0, II.4.7, II.4.8, II.5.4

Abkürzungsverzeichnis

BBN	Bayesian Belief Networks
CIB	Cross Impact Balances-Analyse
DGM	Digitales Geländemodell
DOM	Digitales Oberflächenmodell
EZG	Einzugsgebiet
FTEZG	Fokusteileinzugsgebiet
GW-Modell	Grundwasser-Modell
HRU	Hydrological Response Units
N-A-Modell	Niederschlags-Abfluss-Modell
ÖSF	Ökosystemfunktion
ÖSL	Ökosystemleistung
RCP	Representative Concentration Pathways
SPEI	Standardized Precipitation-Evaporation Index
SPI	Standardized Precipitation Index

I. Teil I Kurzfassung

I.1 Hintergrund

Deutschlandweit führt der Klimawandel vermehrt zu extremen Wetterereignissen. Sowohl gehäufte, intensive Starkregen als auch anhaltende Trockenheit haben gravierende Auswirkungen auf Landschaftswasserhaushalt und Fließgewässer. Das oft alternierende Auftreten beider Extreme birgt negative Folgen für Mensch und Natur und stellt hohe Anforderungen an die Resilienz von Fließgewässerökosystemen und Wasserhaushalt.

Während die Wasserwirtschaft sich mit Starkregen- und Hochwassersituationen schon seit langem beschäftigt und hierzu vorwiegend technische Lösungen umsetzt, sind Niedrigwasser und Trockenfallen in der Gewässerökologie und Wasserwirtschaft bislang nur wenig betrachtet worden. Sie erfordern angepasste Bewirtschaftungskonzepte, weiterentwickelte Leitbilder und Bewertungssysteme. Da langanhaltende Dürren darüber hinaus die verfügbaren Wassermengen verringern, entstehen Konkurrenz und Nutzungskonflikte zwischen Wasserwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft, Energiewirtschaft, Stadtplanung und Naturschutz (IWW, 2019) sowie innerhalb der Wasserwirtschaft zwischen Wassermengensicherung für die Trinkwassergewinnung (BMU, 2020) und der Aufrechterhaltung eines Mindestabflusses der Fließgewässer (Mehl, 2020).

„KliMaWerk – Nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes zur Erhöhung der Klimaresilienz: Management und Werkzeuge“ widmet sich beiden Wasser-Extremen mit dem Ziel, Lösungen aufzuzeigen wie Landschaftswasserhaushalt und Gewässer gegenüber diesen Herausforderungen resilenter gemacht werden können, um einerseits die Funktion von Gewässern für Ökologie und Biodiversität zu erhalten bzw. wiederherzustellen und gleichzeitig eine nachhaltige Nutzung für alle wassernutzenden Interessensgruppen zu ermöglichen.

I.2 Zielsetzung

Das Vorhaben zielt auf die Bereitstellung von Handlungsempfehlungen, Maßnahmenkonzepten und Werkzeugen zum Umgang mit klimawandelbedingten Wasser-Extremen und zur Etablierung eines resilienten Landschaftswasserhaushalts.

Ein Teilziel ist es, die hydrologischen und ökologischen Wirkungen von Anpassungsmaßnahmen im Landschaftswasserhaushalt und auf Zustand und Leistungen der Gewässer mit entsprechenden Untersuchungen und Modellen zu ermitteln.

Des Weiteren werden ein Maßnahmenkatalog mit einer umfassenden Auswahl an urbanen und ruralen Anpassungsmaßnahmen, insbesondere zur Stärkung der Grundwasserneubildung und des Niedrigwasser- sowie kontrollierten Hochwasserabflusses, zusammengestellt, ein modularer Werkzeugkasten als frei verfügbares und übertragbares Planungsinstrument für die gezielte Auswahl von Maßnahmen entwickelt und eine anwendbare Kopplung von Niederschlags-Abfluss- und Grundwassерmodell erstellt. Handlungsempfehlungen geben auf Grundlage der Ergebnisse die Zielrichtung vor, wie ein an langanhaltende Trockenheit und Starkregen angepasster Landschaftswasserhaushalt und resiliente Gewässer erreicht werden können.

Durch die Anwendung der entwickelten Werkzeuge wird ein gesellschaftlicher Mehrwert durch die Sicherstellung eines nachhaltigen Landschaftswassermanagements (Wasserspeicherung in feuchten Perioden und kontrollierte Nutzung in Trockenperioden) generiert.

I.3 Ablauf und Methoden

Als Untersuchungsraum diente das gesamte Lippeeinzugsgebiet in Nordrhein-Westfalen. Zunächst wurde unter Beteiligung von relevanten Stakeholdern ein Maßnahmenkatalog mit gewässer- und landnutzungsbezogenen sowie urbanen Anpassungsmaßnahmen erstellt und darauf aufbauend Maßnahmenszenarien mit zwei Umsetzungsniveaus entwickelt: „Geringes Ambitionsniveau“ (eher wenige, technische Lösungsansätze bei weitgehender Beibehaltung der heutigen Nutzung) und „nachhaltiges Ambitionsniveau“ (weitreichende Umsetzung von technischen und naturbasierten Lösungen, deutliche Veränderung bei der Landnutzung). Die Maßnahmenwirkungen im Gewässer und Landschaftswasserhaushalt wurden für die Maßnahmenszenarien und ausgewählte Klimaszenarien mittels Grundwassermodellierung und hydrologischer Modellierung, teilweise mit einem gekoppelten Modell, simuliert. Umfangreiche Daten aus Freilanduntersuchungen an Gewässerabschnitten mit unterschiedlicher Charakteristik (Morphologie, Verlauf, Beschattung usw.) dienten der Modellvalidierung und zusammen mit den hydrologischen Modellergebnissen der Ermittlung von ökologischen Auswirkungen hydrologischer Extreme und der Klima- und Maßnahmenszenarien in Gewässern. Auf Grundlage der Ergebnisse wurde der modulare Werkzeugkasten zur praktischen Anwendung entwickelt und Handlungsempfehlungen abgeleitet.

I.4 Ergebnisse

Eine Vielzahl von Anpassungsmaßnahmen im ländlichen und urbanen Raum mit einer größtmöglichen realistischen Umsetzung ist nötig, um sichtbare hydrologische und ökologische Wirkungen im Landschaftswasserhaushalt und den Gewässern abbilden zu können. Die Maßnahmen umfassen beispielsweise vielfältige hydromorphologische Maßnahmen zu Gewässer und Aue, aber auch die Umwandlung von Landnutzung – soweit sich diese bezogen auf Topografie und Böden umsetzen lässt – in Richtung eines Anbaus klimaresilienterer Feldfrüchte und eines höheren Laubwaldanteils. Durch ökologisches Gewässermanagement, nachhaltige Flächenbewirtschaftung im Einzugsgebiet und Entsiegelung im urbanen Raum können eine Reduzierung der Abflussextreme von Hoch- und Niedrigwasser sowie des Direktabflusses und damit ein vermehrter Rückhalt in der Landschaft und eine deutliche Erhöhung der Grundwasserneubildung erzielt werden. Zusätzlich wird die Resilienz von aquatischen Ökosystemen gegenüber sich ändernden Bedingungen im Zuge des Klimawandels unterstützt.

I.5 Fazit

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass nur eine intensive Umsetzung weitreichender Maßnahmen an den Gewässern, bei der Landnutzung und im urbanen Raum zu einer deutlichen Stärkung der Resilienz des Landschaftswasserhaushalts und der Gewässer im Klimawandel führen kann.

II. Teil II Eingehende Darstellung

II.1 Hintergrund

Der Klimawandel wirkt auf Gewässer und den Landschaftswasserhaushalt (LWH) und stellt die Wasserwirtschaft und Wassernutzer vor große Herausforderungen. Steigende Temperaturen und Änderungen der innerjährlichen Niederschlagsverhältnisse sowie eine Häufung extremer Wetterlagen mit steigenden Intensitäten werden bereits beobachtet und weiter prognostiziert (IPCC, 2023; UBA, 2023).

Der LWH wird durch einen hohen Versiegelungsgrad im urbanen und einer intensiven Landnutzung, Bodenbearbeitung und Entwässerung im ländlichen Raum anthropogen beeinflusst. Der Großteil der Gewässer ist in unterschiedlicher Ausprägung verändert. Dazu zählen u. a. begradigte Flussläufe, technisch ausgebauten Profile, fehlende Auenstrukturen und Gewässerrandstreifen. Insgesamt wird das Niederschlagswasser sehr schnell abgeleitet – sei es über das Kanalnetz in der Stadt oder über Drainagen und Entwässerungsgräben auf dem Land – und steht damit in Trockenperioden nicht mehr zur Verfügung. Plötzlich auftretende lokale Starkregenereignisse im Wechsel mit langanhaltenden Trockenperioden sowie intensive Dauerniederschläge führen in diesem überformten und intensiv genutzten ruralen und urbanen LWH ohne ausreichende Versickerungsmöglichkeiten und Retentionsräume zu vermehrten Niedrig- und Hochwassersituationen mit trockenfallenden Gewässern sowie hohen Abflussspitzen und schnellen Fließgeschwindigkeiten (UBA, 2025a).

Aquatische Lebensgemeinschaften sind hierdurch multiplen Stressoren, wie hydraulischem und temperaturbedingtem Stress sowie stofflichen Belastungen und dem Mangel an natürlichen Habitaten, ausgesetzt. In technisch ausgebauten Fließgewässern mit einem hohen Risiko des Trockenfallens in langen Dürreperioden fehlen die zum Überleben benötigten Rückzugsräume. Hohe Wassertemperaturen, verursacht durch u.a. fehlende Beschattung und niedrige Wasserstände, wirken sich negativ auf die Überlebenschancen von aquatischen Organismen aus. In Hochwassersituationen gibt es ohne natürliche Strukturen und einer Verlangsamung der Fließgeschwindigkeiten, z. B. durch Laufverlängerungen, keine Möglichkeit für Organismen sich vor einem Abdriften zu schützen. Der häufig auftretende Wechsel der klimawandelbedingten Extreme stellt zusätzlich hohe Anforderungen an die Resilienz der Fließgewässerökosysteme und ihrer Besiedler.

Neben den ökologischen Herausforderungen sind die Wasserwirtschaft und alle weiteren Wassernutzer und Stakeholder sowohl im urbanen als auch im ländlichen Raum direkt von den klimawandelbedingten Wasserextremen betroffen. Da langanhaltende Dürren die verfügbaren Wassermengen verringern, entstehen Konkurrenz und Nutzungskonflikte zwischen Wasserwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft, Energiewirtschaft, Stadtplanung und Naturschutz (IWW 2019) sowie innerhalb der Wasserwirtschaft zwischen Wassermengensicherung für die Trinkwassergewinnung (BMU 2020) und der Aufrechterhaltung eines Mindestabflusses der Fließgewässer (Mehl 2020). Die kommunale Infrastruktur der Stadtentwässerung wird aufgrund intensiver – teils plötzlich auftretender – Niederschläge zunehmend gefordert oder überlastet.

Ein Verlust an Biodiversität und Ökosystemleistungen (ÖSL) sowie Nutzungskonflikte und wirtschaftliche Schäden sind somit Folgen eines an die klimatischen Veränderungen unzureichend angepassten LWH. Die gemeinsame Wirkung der Extremsituationen Starkregen und intensive Dauerniederschläge auf der einen Seite sowie langanhaltende Trockenheit auf der anderen Seite wurde in der Gewässerökologie und Wasserwirtschaft bislang nur wenig betrachtet und erfordert

zwingend weiterentwickelte Leitbilder, Bewertungssysteme und Bewirtschaftungskonzepte. Die Anpassung an die Folgen des Klimawandels ist laut der Nationalen Wasserstrategie durch den Erhalt und die Wiederherstellung eines naturnahen, klimawandelresilienten Wasserhaushaltes, einer gewässerverträglichen und klimaangepassten Flächennutzung sowie einer nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung zu erreichen (BMUV, 2023).

II.1.1 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Beginn des Vorhabens

Eine nachhaltige Wasserwirtschaft muss die Wassernutzung der Verfügbarkeit anpassen und bei Engpässen ggf. Reduzierungen und Priorisierungen vornehmen. Erforderlich ist dafür die modellbasierte aufskalierbare Kopplung des Oberflächen- und Grundwasserhaushaltes und die direkt darauf fußende Ableitung von systemübergreifenden Bewirtschaftungsmaßnahmen. Gewässerrenaturierungen und naturbasierte Klimaanpassungsmaßnahmen können die negativen Folgen des Klimawandels und die absehbaren Konflikte reduzieren, indem sie die Wasserspeicherung bzw. -anreicherung im Boden, Grundwasser, Gewässer sowie in der Gewässeraue stärken. Der Wasserrückhalt bei Starkregenereignissen sowie die Wasserverfügbarkeit in Trockenperioden können synergistisch erhöht werden, indem der Landschaftswasserhaushalt an die sich wandelnden klimatischen Verhältnisse angepasst wird. Dies bedeutet, das bekannte Prinzip der **Schwammstadt** auf die Landschaft zu erweitern, zur **Schwammlandschaft**. Dieses Konzept aus Wasserwirtschaft, Landschaftsplanung und Klimaanpassung zielt darauf ab, Wasser in der Landschaft zurückzuhalten, zu speichern, langsam wieder abzugeben und so den natürlichen Wasserkreislauf zu stärken (UBA 2023). Damit sollen gleich mehrere Ziele erreicht werden: Hochwasserschutz (durch Rückhalt von Starkregen und Abflussverzögerung), Dürreprävention (Wasser länger im Boden verfügbar halten), Grundwasserneubildung (Förderung der Infiltration), Wassergüteverbesserung (natürliche Filterung durch Boden und Vegetation) und Biodiversität (naturnahe Gewässer und Auen entwickeln).

Maßnahmen hierzu sind im weiteren Sinne der Blau-Grünen Infrastruktur (BGI) zuzurechnen, deren Umsetzung u.a. Ziele der EU-Biodiversitätsstrategie 2030, des Bundeskonzept Grüne Infrastrukturen (BfN) und der Förderrichtlinie „Grüne Infrastruktur NRW“ sind. Ein breites Spektrum von BGI-Maßnahmen steht dem Flussebentsmanagement zur Verfügung, darunter gewässerbegleitende Maßnahmen wie beispielsweise die Anlage von Sekundärauen, Ufergehölzen sowie eines mäandrierenden Gewässerbetts, ebenso wie Maßnahmen in Agrarlandschaften (Aufstau von Dränagegräben, angepasste Flächennutzung) oder in städtischen Gebieten (Entsiegelung, Regenwasser-Abkopplung und Versickerung). Trotz der Vielzahl diesbezüglicher Initiativen und Strategien, steht die Anwendung von BGI noch ganz am Anfang. Bislang wurden vorwiegend isolierte Einzelmaßnahmen durchgeführt, die bislang jedoch kaum zu integralen und angepassten Managementstrategien auf Einzugsgebietsebene verbunden wurden. Auch die hydrologischen und ökologischen Auswirkungen im LWH und auf die Gewässer wurden vor allem für Einzelmaßnahmen beobachtet oder simuliert. Ferner können bisher eingesetzte hydrologische Modelle Extremereignisse nicht adäquat abbilden, sodass eine valide Planungsgrundlage für Maßnahmenstrategien fehlt. Somit fehlen planerisch und wasserwirtschaftlich leicht anwendbare Werkzeuge für die Anpassung von Gewässern, Auen und damit verbundener ländlicher und urbaner Flächen an klimatische Extreme. Urbane und rurale Gewässerlandschaften unterscheiden sich dabei grundlegend in Bezug auf ihre Wasserbilanzen. Damit erfordern beide Gewässerlandschaften eigene Managementkonzepte und spezifische Maßnahmenkombinationen, die auf Einzugsgebietsebene integral geplant werden müssen.

Von der Verfügbarkeit von Wasser hängen wiederum ÖSL ab, die den Mehrwert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft abbilden. Maßnahmenstrategien und Bewirtschaftungskonzepte haben daher idealerweise einen multifunktionalen Ansatz: Sie dienen gleichzeitig der Erreichung oder Aufrechterhaltung des guten ökologischen Zustandes/Potenzials der Gewässer und den damit verbundenen Ökosystemfunktionen (ÖSF) als auch der nachhaltigen Gewährleistung von ÖSL wie u. a. Trinkwasserversorgung, Wasserverfügbarkeit für Land- und Forstwirtschaft, Kühlung von innerstädtischen Hitzinseln und Naherholungsräumen. Der ÖSL-Ansatz eignet sich folglich als unterstützendes Instrument zur Abwägung zwischen Planungsszenarien und somit zur Auswahl von Maßnahmen des integrierten, naturbasierten Wasserressourcenmanagements. Trotz der hohen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Bedeutung ist der ÖSL-Ansatz in der Bewirtschaftungspraxis bisher wenig verbreitet (Hauck et al. 2013, Albert et al. 2021). Die methodischen Grundlagen liegen jedoch vor und können in das Gewässermanagement integriert werden, wie dies beim Umbau der Emscher und der Bewertung der ökologischen Verbesserungsmaßnahmen durch Emschergenossenschaft/Lippeverband (EGLV) bereits erfolgt und als Bewertungs- und Vermittlungsinstrument genutzt wird.

Nur eine integrierte Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushalts auf Einzugsgebietsebene zur Steigerung der Resilienz gegenüber den klimawandelbedingten Extremen Trockenheit und Starkregen kann die nachhaltige Aufrechterhaltung und Bereitstellung von ÖSF und ÖSL sowie eine zukünftige Konfliktvermeidung sicherstellen. Das Finden von Synergien – aber auch das Lösen von Zielkonflikten – zwischen verschiedenen Planungs- und Maßnahmenszenarien sind zentrale Herausforderungen einer zeitgemäßen Bewirtschaftung von Gewässern und des LWH.

II.2 Zielsetzung

Das Vorhaben soll die Wissensgrundlage im Forschungsbereich „Klimawandelanpassung“ im Hinblick auf die Anpassung des Wasserhaushalts und der Gewässer an Extremereignisse erweitern. Zusätzlich sollen konkrete anwendbare Werkzeuge entwickelt werden, um in der Praxis eine valide und möglichst unkomplizierte Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen und -strategien zu ermöglichen.

Konkrete Ziele des Projektes sind:

1. Die Erarbeitung eines Maßnahmenkatalogs mit einer umfassenden Auswahl an urbanen und ruralen Anpassungsmaßnahmen, insbesondere zur Stärkung der Grundwasserneubildung und des Niedrigwasser- sowie kontrollierten Hochwasserabflusses.
2. Die Ermittlung der hydrologischen Wirkungen von Maßnahmenkombinationen auf den Landschaftswasserhaushalt und die Fließgewässer auf verschiedenen räumlichen Skalen (Gewässer, Teil- und Gesamteinzugsgebiet) – auch unter Einbezug klimatischer Entwicklungen – als Grundlage für die Umsetzungsplanung.
3. Die Abschätzung der Auswirkungen hydrologischer Extreme sowie die Ermittlung der Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen und klimatischen Entwicklungen auf aquatische Ökosysteme.
4. Die Entwicklung eines modularen Werkzeugkastens mit Entscheidungsunterstützungssystem, der als frei verfügbares und übertragbares Planungsinstrument für die gezielte Auswahl von Anpassungsmaßnahmen in der praktischen Planung eingesetzt werden kann.
5. Die Entwicklung einer anwendbaren Kopplung zwischen Niederschlags-Abfluss- und Grundwassermodell.

6. Die Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Etablierung eines an klimawandelbedingte Extremereignisse – langanhaltende Trockenheit und Starkregen – angepassten Landschaftswasserhaushalts und resilenter Fließgewässer.

Durch die Anwendung der entwickelten Werkzeuge soll die Resilienz gegenüber variierenden Extremwettersituationen erhöht und ein gesellschaftlicher Mehrwert durch die Sicherstellung eines nachhaltigen Landschaftswassermanagements (Wasserspeicherung in feuchten Perioden und kontrollierten Nutzung in Trockenperioden) generiert werden.

II.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Der iterative Planungsprozess und entsprechende Anpassungen der Arbeitsschritte im Verlauf des Projekts erfolgte auf Grundlage von Datenverfügbarkeit, neuen Erkenntnissen aus Teilergebnissen und notwendig gewordenen Arbeitsschritten, die im Antragsprozess nicht abzusehen waren. Hieraus ergaben sich die finalen miteinander verknüpften Schwerpunkte, die im Projekt bearbeitet wurden und letztlich zur Erreichung der Projektziele und Erstellung der Produkte führten (Abb. 1).

Der **Maßnahmenkatalog**, bestehend aus einer Vielzahl von in Maßnahmenpaketen und -bündeln zusammengefassten einzelnen Anpassungsmaßnahmen zur Resilienzsteigerung von Gewässern, Landschaftswasserhaushalt und urbanem Raum, bildete die Basis für die weiteren Schwerpunkte. Ein **Stakeholderprozess**, der die wesentlichen Wassernutzer im Untersuchungsgebiet integriert hat, unterstützte dessen Erstellung und Validierung. Aus dem Maßnahmenkatalog heraus wurden Maßnahmenkombinationen mittels Synergieabschätzung und unter Einbezug der Stakeholder erstellt. Auf der Grundlage von zukünftigen sozioökonomischen Entwicklungen wurden zwei potenzielle **Maßnahmenszenarien** mit hoher bzw. geringer Umsetzung entwickelt.

Die hydrologischen Wirkungen der Maßnahmenszenarien sollten für verschiedene klimatische Entwicklungen simuliert werden. Dazu wurden die **Klimaszenarien** RCP2.6 und RCP8.5 ausgewählt. Für die Modellierung der Maßnahmenwirkungen war es allerdings nötig, Maßnahmen- und Klimaszenarien in eine für die Modelle nutzbare Form zu bringen. Hierzu bedurfte es zusätzlicher umfangreicher Arbeitsschritte. Zum einen mussten die Klimadaten zur **Übertragung der Klimaszenarien** in die Modelle aufwendig aufbereitet werden. Des Weiteren erfolgte eine regelbasierte **Übertragung der Maßnahmenszenarien** in die Modelle, indem realistische Umsetzungspotentiale für Gewässer- und urbane Maßnahmen sowie Landnutzungsänderungen bestimmt wurden. Die hieraus gewonnenen Daten und neuen Landnutzungskarten konnten wiederum in die Modelle implementiert werden. Die **Modellierung der hydrologischen Wirkungen** der Klima- und Maßnahmenszenarien erfolgte für die Teileinzugsgebiete und das gesamte Lippeeinzugsgebiet, wobei die Änderungen der Komponenten des Landschaftswasserhaushalts im Grundwasserkörper, der Landschaft und den Gewässern betrachtet wurden. Ein anwendbares gekoppeltes Niederschlags-Abfluss/Grundwasser-Modell wurde entwickelt und neben den Einzelmodellen für die Modellierung eingesetzt. Die Simulationen wurden für den klimatischen Ist-Zustand und die regionalen Projektionen des DWD-Kernensembles der globalen Klimaszenarien durchgeführt. Die Fokussierung lag eindeutig auf den hydrologischen Veränderungen. Die Wirkungen von Maßnahmen auf den Stoffhaushalt wurden aufgrund der eigenen Komplexität dieser Simulationen in einem geringen Umfang durchgeführt.

Die **ökologischen Auswirkungen** der Klima- und Maßnahmenszenarien wurden mittels der Simulationsergebnisse und Daten aus umfangreichen **Freilanduntersuchungen** an Gewässerprobestellen im Untersuchungsgebiet, die zusätzlich für die Validierung der hydrologischen

Modelle genutzt wurden, ermittelt. Hierzu wurden zunächst die ökologischen Auswirkungen hydrologischer Extreme anhand von Ursache-Wirkungs-Beziehungen und statistischer Modellierung, u. a. der Gewässertemperatur, abgeschätzt. Neben den hydrologischen Simulationsdaten wurde die Betrachtung der Hydraulik an den Probestellen als sinnvoll erachtet, weshalb zusätzlich hydraulische Modellierungen mit einhergehenden Messungen an den Probestellen durchgeführt wurden.

Die aus den Ergebnissen erstellten **Produkte** von KliMaWerk sollen die praktische Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen unterstützen, um eine Resilienzsteigerung des Landschaftswasserhaushalts und der Gewässer gegenüber klimawandelbedingten Extremereignissen zu fördern. Zu den Produkten zählen der **Maßnahmenkatalog**, das **gekoppelte Modell**, ein **modularer Werkzeugkasten** mit Handlungsanleitung, Entscheidungshilfe und Maßnahmensteckbriefen zur Auswahl geeigneter Anpassungsmaßnahmen sowie **Handlungsempfehlungen** zur Entwicklung eines nachhaltigen gegenüber klimawandelbedingten Extremereignissen resilienten Landschaftswasserhaushalt.



Abb. 1: Ablauf von KliMaWerk

II.4 Ergebnisse

II.4.1 Untersuchungsgebiet

II.4.1.1 Lippe-Einzugsgebiet: Wasserwirtschaftliche und geografische Charakteristik

Die Lippe wurde in ihrem gesamten Verlauf und Einzugsgebiet als idealer Betrachtungsraum für das Vorhaben KliMaWerk ausgewählt (Abb. 2). Sie steht als großer, sandgeprägter Fluss des Tieflandes beispielhaft für ähnliche, in der Norddeutschen Tiefebene verbreitete Flusslandschaften. Da sie zudem sowohl urbane als auch rurale Bereiche und unterschiedliche Ausbauzustände aufweist, können die Ergebnisse potenziell auf viele andere Gewässer übertragen werden.

Das Lippe-Einzugsgebiet hat eine Fläche von rund 4.890 km² und liegt vollständig im Bundesland Nordrhein-Westfalen. Es ist Teil des Einzugsgebiets des Rheins (Flussgebietseinheit Rhein) und umfasst sowohl Teile des Mittelgebirgsraums (Teutoburger Wald, Paderborner Hochfläche) als auch der Westfälischen Bucht und des Niederrheinischen Tieflands. Die Lippe ist mit einer Gesamtlänge von etwa 220 km der nördlichste rechtsrheinische Zufluss des Rheins. Sie entspringt in Bad Lippspringe (Kreis Paderborn) auf einer Höhe von rund 140 m ü. NN und mündet bei Wesel auf etwa 22 m ü. NN in den Rhein. Das Lippegebiet ist vorwiegend ländlich geprägt, wobei die Nutzung und Besiedlungsdichte mit zunehmender Quellentfernung zunimmt. Etwa 60 Prozent des Einzugsgebiets sind landwirtschaftlich genutzt, rund 23 Prozent bestehen aus Wald/Forst und rund 17 Prozent lassen sich den Bereichen Siedlung und Verkehr zuordnen (nach Raumtypenanalyse (LANUV), CORINE Land Cover NRW (2018) und kommunalen GIS-Daten des Lippeverbands).

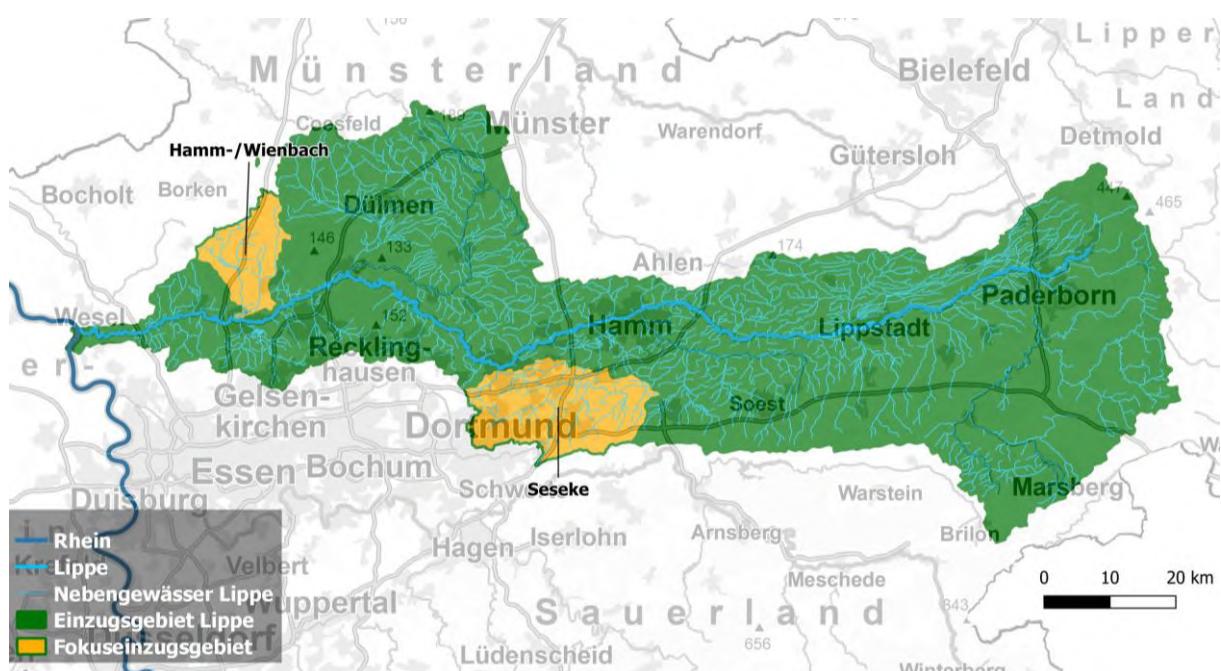


Abb. 2: Lippeeinzugsgebiet mit den Fokuseleinzugsgebieten Hamm-/Wienbach und Seseke

Das Abflussgeschehen im Lippe-Einzugsgebiet ist stark anthropogen beeinflusst. Neben natürlichen Niederschlags- und Grundwasserzuflüssen bestimmen insbesondere Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen sowie die Wasserüberleitung aus dem bzw. in das Kanalnetz bei Hamm (Datteln-Hamm-Kanal) das Abflussregime. Zur Niedrigwasseraufhöhung wird hier bei einem Abfluss unter 10 m³/s Wasser aus dem Kanalnetz in die Lippe eingeleitet. Der mittlere Abfluss (MQ) der Lippe am Pegel Wesel beträgt ca. 45–50 m³/s, HQ10 und HQ100 liegen bei ca. 330 bzw. 530 m³/s, das Niedrigwasser (NQ) ohne Anreicherung liegt unter 10 m³/s.

Die Lippe hat nach der Gewässertypenkarte Deutschlands (LAWA) Anteil an den Fließgewässer-Typen 9.1 Grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach (Quellregionen), 14.2 Sandgeprägter Tieflandfluss (Hauptlauf ab Lippstadt bis Lünen) und 15.1 Großer, sand-lehmgeprägter Tieflandfluss (Unterlauf ab Dorsten bis Wesel). Weite Teile des Flusses Lippe sind nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) als stark verändert (HMWB) eingestuft, insbesondere im Bereich der kanalartig ausgebauten und stauregulierten Abschnitte ab Hamm. Hier ist das Gebiet auch durch eine hohe Siedlungs- und Industriedichte gekennzeichnet und weist für den Hochwasserschutz Deiche, Polder und Rückhaltebecken auf. Seit über 20 Jahren werden entlang der Lippe mit hohen Investitionen viele Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands durchgeführt (u. a. Lippe-Auenprogramm und Programm Lebendige Lippe). Diese zielen auf die Strukturverbesserung, die Wiederherstellung der Durchgängigkeit und Auenfunktion ab.

Das Gebiet gilt als Modellregion für nachhaltiges, integriertes Gewässermanagement in sowohl ländlich als auch dicht besiedelten, industriell geprägten Räumen. Der Lipperverband als Sondergesetzlicher Wasserverband bewirtschaftet die Lippe und Teile ihres Einzugsgebietes seit 100 Jahren. Er betreibt zur Abwasserreinigung über 50 Kläranlagen, zahlreiche Pumpwerke und managt für den Hochwasserschutz Rückhalteräume und Deiche. Neben diesen klassischen wasserwirtschaftlichen Aufgaben ist die Renaturierung der Lippe getreten, die der Lipperverband für das Land NRW als Besitzer der Lippe durchführt. Daneben ist der Lipperverband für den ökologischen Umbau der ehemaligen, bergaugeprägten Schmutzwasserläufe zuständig, wie der Seseke. Im Rahmen des Projektes KliMaWerk wurden neben dem Einzugsgebiet der Lippe als Ganzem zwei Fokusgebiete bearbeitet, u. a. modelltechnisch: das Einzugsgebiet der Seseke als eher urban geprägter Raum und das Einzugsgebiet des Hammbach-Wienbach-Systems als eher ländlich geprägter Raum.

II.4.1.2 Lippe-Einzugsgebiet: Klimatrends

Klimatrends wurden für den Zeitraum 1991 bis 2020 mittels statistischer Tests mit den jährlich aggregierten Wetterdaten identifiziert (Abb. 3). Grundlage hierfür waren Niederschlags- und Temperaturdaten aus dem HYRAS Datenprodukt – einem hochaufgelösten Rasterdatenset auf Grundlage von Beobachtungswerten (Rauthe et al., 2013; Razafimaharo et al., 2020) – welches durch den DWD zur Verfügung gestellt wurde. Der Mann-Kendall trend test (Kendall, 1955; Mann, 1945) zeigt statistisch signifikante Trends für Niederschläge ($p = 0.008$) und Durchschnittstemperaturen ($p\text{-value} = 0.010$). Die jährlichen Niederschlagssummen zeigen mit einer Sen's slope (Sen, 1968) von -8.48 mm/a einen negativen Trend, während die Jahresdurchschnittstemperaturen mit einer Sen's slope von 0.034 °C/a ansteigen.

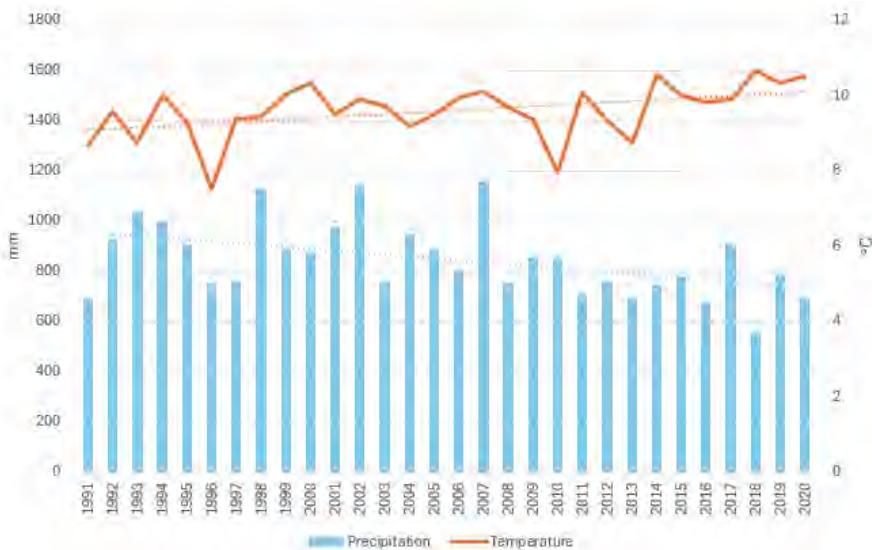


Abb. 3: Klimatrends im Lippeeinzugsgebiet (1991 – 2020) mit linearer Trendlinie und Sen's slopes

Der Standardized Precipitation-Evaporation Index (SPEI) ist ein statistischer Indikator, der Trocken- und Feuchtperioden auf Basis des klimatischen Wasserhaushalts identifiziert. Der SPEI ist definiert als die Differenz zwischen der Gesamtniederschlagsmenge und der Summe der potenziellen Verdunstung, aggregiert über verschiedene Zeiträume (Vicente-Serrano et al., 2010). Er baut auf dem Konzept des Standardized Precipitation Index (SPI) nach McKee et al. (1993) auf, beschreibt jedoch Wasserdefizite und -überschüsse an der Landoberfläche genauer, da er die Auswirkungen von Temperaturschwankungen auf den Verdunstungsbedarf berücksichtigt, gleichzeitig aber die robusten statistischen Eigenschaften des SPI beibehält. Wie der SPI kann auch der SPEI auf verschiedenen Zeitskalen (1 bis 48 Monate) berechnet werden. Für das Einzugsgebiet der oberen Lippe wurde der SPEI mit einer Aggregationsperiode von 12 Monaten und einer potenziellen Verdunstung nach der Methode von Hargreaves berechnet (Abb. 4). Diese Analyse zeigt, dass in der vergangenen Klimareferenzperiode sowohl sehr trockene als auch sehr feuchte Perioden aufgetreten sind. Entsprechend der oben beschriebenen Trends war jedoch der Zeitraum nach 2009 nahezu durchgehend von relativer Trockenheit geprägt.

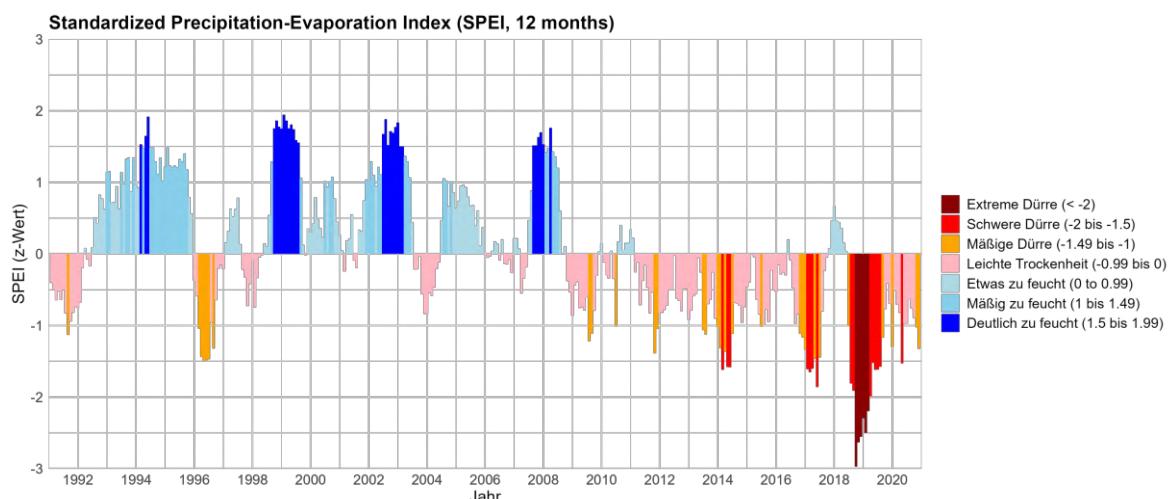


Abb. 4: Standardized Precipitation-Evaporation Index (SPEI), 12monatig, nach Vicente-Serrano et al. (2010), Spannen nach Deutscher Wetterdienst (DWD)

II.4.1.3 Fokusraum Seseke-Einzugsgebiet

Das Seseke-Einzugsgebiet liegt im Randbereich des östlichen Ruhrgebietes in Nordrhein-Westfalen. Die Seseke entspringt im Raum Bad Sassendorf (Kreis Soest) und mündet nach etwa 38 Kilometern bei Lünen in die Lippe. Ihr Einzugsgebiet umfasst rund 330 km² und liegt überwiegend im Kreis Unna (Städte: Lünen, Kamen, Bergkamen, Bönen, Teile Unnas) sowie mit kleineren Anteilen in Dortmund (Körnebachgebiet) und im Kreis Soest (Quelle/Oberläufe). Im Zuge des Bergbaus wurde die überwiegend flach verlaufende Seseke stark kanalisiert und diente bis in die 1980er-Jahre als offenes Abwassersystem. Mit dem Sesekeprogramm des Lippeverbands wurde das Gewässer vollständig umgestaltet: Die Abwasserleitung erfolgt heute unterirdisch und das Gewässerbett wurde in weiten Abschnitten renaturiert und ökologisch aufgewertet.

Der mittlere Abfluss liegt bei rund 1,8 m³/s, wobei das Abflussverhalten durch die erhöhte Versiegelung beeinflusst wird. Die Seseke wird als stark veränderter Wasserkörper (HMWB) geführt, zeigt aber deutliche Fortschritte in Richtung eines guten ökologischen Potenzials. Die Einwohnerdichte liegt bei ca. 900–1 050 Einwohnern pro km² für das gesamte Seseke-Einzugsgebiet.

II.4.1.4 Fokusraum Hammbach-/Wienbachgebiet

Das Hammbach-/Wienbachgebiet wurde als ländlich geprägter Fokusraum näher betrachtet. Es liegt im nördlichen Stadtgebiet von Dorsten (Kreis Recklinghausen, Nordrhein-Westfalen) sowie dem nördlich angrenzenden ländlichen Raum und umfasst eine Fläche von rund 143 km², die vom Hammbach als Hauptgewässer und seinem größten Nebenlauf, dem Wienbach, entwässert wird. Geografisch erstreckt sich das Gebiet von den Quellbereichen bei Lembeck, Rhade und Wulfen bis zur Mündung in die Lippe bei Dorsten-Hervest. Die Landschaft ist überwiegend flach und geprägt durch landwirtschaftliche Nutzung, Waldflächen und kleinere Siedlungszentren. Das Gebiet entwässert vor allem landwirtschaftliche Flächen. Aufgrund von Bergsenkungen wird der Unterlauf des Hammbaches in die Lippe gepumpt.

Im Hammbachgebiet wurde das Projekt KliMaBeHagen („Klima-Bewusstsein im Hammbachgebiet Nordrhein-Westfalen“, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Projekt 35728/01) durchgeführt. Dabei ging es um die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt, die Grundwassersituation und die landwirtschaftliche Nutzung im Hammbachgebiet bei Dorsten. Ziel war es u. a. Maßnahmen zur nachhaltigen Anpassung der Wasserbewirtschaftung an zunehmende Trockenphasen zu entwickeln. Das Projekt zeigte, dass durch gezielte Maßnahmen wie WasserRetention, angepasste Bewässerung und Landschaftsmanagement eine nachhaltige Anpassung an den Klimawandel möglich ist. Gleichzeitig wurden Daten- und Finanzierungsdefizite sowie Koordinationsprobleme als zentrale Hemmnisse identifiziert. Ergebnisse des Projektes KliMaBeHagen, aber z. B. auch dadurch vorhandene Grundwassermessstellen, konnten bei KliMaWerk berücksichtigt werden.

II.4.2 Freilanduntersuchungen

II.4.2.1 Probestellenauswahl

Auf Grundlage des konzeptionellen Modells (II.4.12.1) wurden Gewässereigenschaften identifiziert, die zum einen wesentlichen Einfluss auf die Wirkung hydrologischer Extreme auf Biologie und Ökosystemfunktionen haben und zum anderen durch Maßnahmen am Gewässer verbessert werden können. Verbesserung heißt hier, dass sie die Resilienz der Biologie gegenüber hydrologischen Extremen erhöhen. Diese sind:

- Ufergehölze und der damit verbundene Rückhalt von Nährstoffen zur Minderung der potenziellen Aufkonzentration von Nährstoffen bei Niedrigwasser,
- Ufergehölze und die damit verbundene Beschattung mit Einfluss auf die Wassertemperatur und damit den Sauerstoffgehalt bei Niedrigwasser,
- die Gewässerbreite und -tiefe, da (i) bei geringerer Querschnittsbreite eine kleinere Wasseroberfläche von der Sonne beschienen wird und sich die Wassertemperatur bei Niedrigwasser potenziell weniger stark erhöht sowie (ii) in flachen Gewässern das Hochwasser bereits bei geringeren Abflüssen in die Aue entlastet und daher die hydraulische Belastung für Organismen auf der Gewässersohle verringert und die Biodiversität in der Aue gefördert wird,
- die Tiefenvariabilität, da tiefe Stellen im Gewässer wie Kolke bei Niedrigwasser Refugien für die Organismen darstellen, ebenso wie flache Stellen im Uferbereich bei Hochwasser.

In einem ersten Schritt wurde datenbasiert – insbesondere auf Grundlage der vorhandenen Gewässerstrukturdaten – eine Vorauswahl potenziell geeigneter Gewässerabschnitte auf Grundlage folgender Kriterien getroffen: Ufergehölze auf beiden Ufern gleich ausgeprägt und ähnliche Ausprägung der Ufergehölze im Oberlauf (0,5 km), Gewässerbreite, -tiefe und Tiefenvariabilität erkennbar, sandgeprägte Tieflandbäche (LAWA Gewässertyp 14), keine Überprägung durch Belastungen wie Rückstau oder Steinschüttungen. Da in den Fokus-Einzugsgebieten nicht ausreichend viele geeignete Gewässerabschnitte identifiziert werden konnten, wurde die Suche auf angrenzende Gewässer im Lippe-Einzugsgebiet ausgeweitet.

In einem zweiten Schritt wurden die potenziellen Probestellen in einer Matrix entlang der drei Gradienten Ufergehölze (Beschattung), Breiten/Tiefen-Verhältnis und Tiefenvariabilität angeordnet. Die Auswahl potenzieller Probestellen für die Geländebegehung erfolgte so, dass möglichst alle Merkmalskombinationen vertreten waren, d.h. alle drei Gewässereigenschaften einen Gradienten im Datensatz aufweisen, was eine Grundvoraussetzung für statistische Auswertungen ist. Bei der Geländebegehung der so ausgewählten etwa 60 Gewässerabschnitte wurden wesentliche Gewässereigenschaften aufgenommen, um die Angaben in den Gewässerstrukturdaten zu überprüfen (z.B. Beschattung, bordvolle Breite und Tiefe, Fließtiefen, Fließgeschwindigkeit, besondere Belastungen).

In einem dritten Schritt wurden aus den etwa 60 begangenen Gewässerabschnitten final 35 Probestellen ausgewählt. Auch wenn nur zwei der Probestellen im urbanen Fokusgebiet der Seseke liegen, decken die Probestellen im Hammbach-Wienbach System und die direkt südlich angrenzenden Probestellen den gesamten Gradienten von ländlich bis stark urban geprägten Einzugsgebieten ab (Abb. 5). Durch die räumliche Nähe der Probestellen und den Ausschluss von stark belasteten Gewässerabschnitten wurde der störende Einfluss regionaler Unterschiede und übergeordneter Stressoren minimiert.

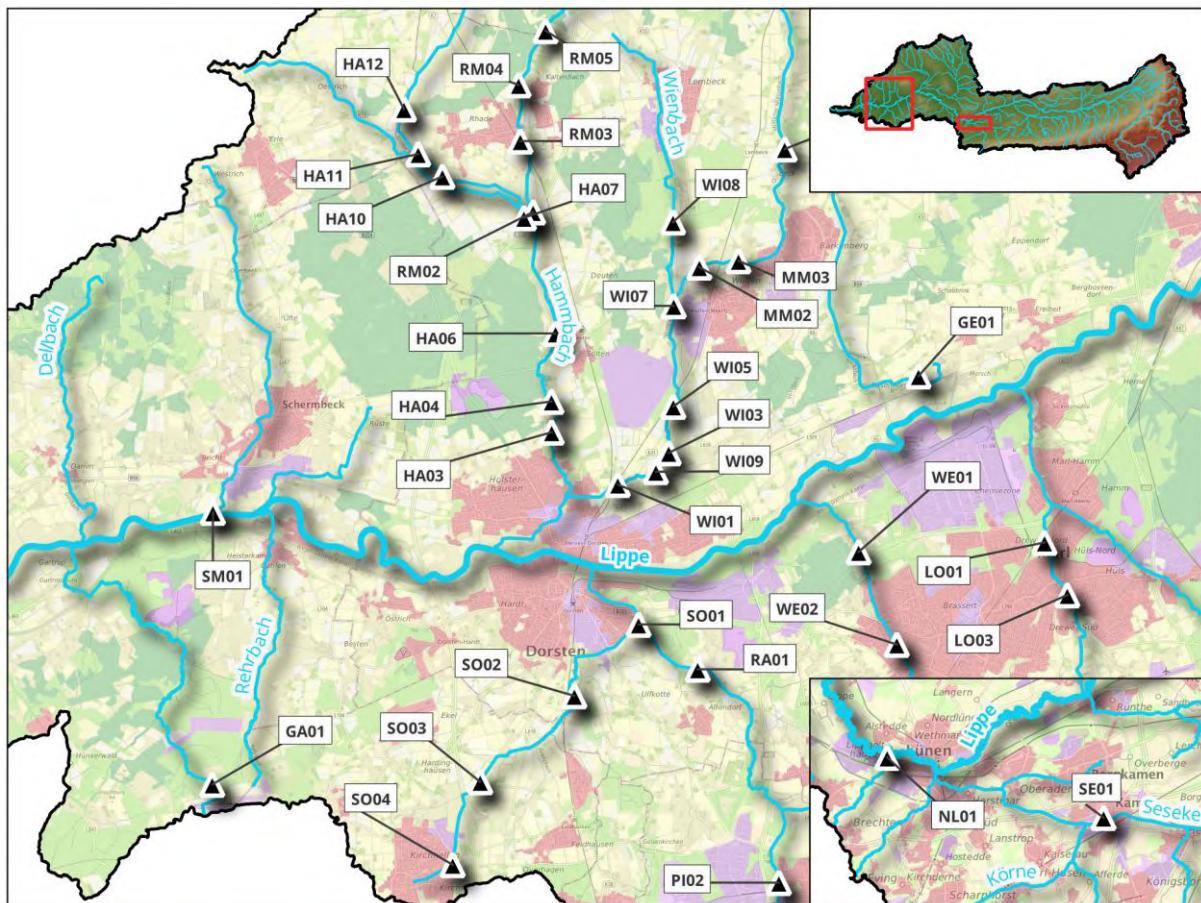


Abb. 5: Lage der Probestellen (dunkle Dreiecke) im Lippe-Einzugsgebiet. Periurban bis urbane Nutzungen sind rot und violett, Waldflächen grün und Ackerflächen gelb dargestellt.

An den Probestellen wurden die Ufergehölze, die Hydromorphologie (Gewässerstruktur), physiko-chemische Kenngrößen der Wasserqualität sowie die Biologie (Makrozoobenthos, Makrophyten, Diatomeen, Ufervegetation) und die Dekomposition kartiert bzw. gemessen (bis II.4.2.6). Wichtigstes Ziel dieser Datenaufnahmen an den Probestellen war es die im konzeptionellen Modell identifizierten wesentlichen Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen hydrologischen Extremen bzw. Maßnahmen, den abiotischen Habitatbedingungen und der Biologie zu untersuchen. Die Ergebnisse dieser überwiegend statistischen Auswertungen wurden dann für die Erstellung des Bayesian Belief Networks (BBN) genutzt (II.4.12.2, II.4.12.3 und II.4.13.2), mit dem die Auswirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien auf die Biologie und die Ökosystemleistung der Dekomposition abgeschätzt wurden.

Die Einzugsgebiete der biologischen Probestellen und Puffer im Oberlauf wurden auf Grundlage eines digitalen Geländemodells (DGM) abgegrenzt und die Landnutzung quantifiziert. Darüber hinaus wurden auf Grundlage der Teileinzugsgebiete des SWAT+ Modells und weiter untergliederter Teileinzugsgebiete bei einer größeren Zahl von Untersuchungspunkten (Betrachtungseinheiten für die Anwendung des Bayesian Belief Network) die gesamten oberhalb der Gebietsauslässe der SWAT+ Teil-Einzugsgebiete (EZG) und der Untersuchungspunkte liegenden Einzugsgebiete abgegrenzt. Für diese Einzugsgebiete wurde die Landnutzung im Ist-Zustand und den Maßnahmenumsetzungsszenarien bestimmt. Diese Landnutzungs-Daten sind wichtige Input-Variablen für das BBN, da einige der Knoten im BBN wie z.B. die Nitrat-Konzentration oder die Wassertemperatur von der Landnutzung im Einzugsgebiet abhängen.

II.4.2.2 Beschattungsanalyse

Eine wichtige Eingangsgröße des BBN (II.4.12.3 und II.4.13.2) stellt die Sonneneinstrahlung auf die Wasseroberfläche unter Berücksichtigung der Beschattung dar.

II.4.2.2.1 Erstellung und Auswertung von Dronenaufnahmen

Durch automatisierte Rasterbefliegungen mit einer Drohne wurden detaillierte, auswertbare Senkrecht- und Schrägluftbilder der Gewässerabschnitte im Bereich der Probestellen aufgenommen. Für jeden dieser Gewässerabschnitte wurden sowohl innerhalb der Vegetationsperiode (10 Termine von Mitte September bis Mitte November 2022) als auch außerhalb dieser Zeit (8 Termine von Mitte Januar bis Mitte Februar 2023) Aufnahmen aufgenommen.

Herausforderungen ergaben sich vor allem in Bereichen, in denen eine vollständige oder lückenlose Befliegung nicht möglich war. Autobahnen, Bahngleise oder Bundeswasserstraßen dürfen beispielsweise nicht überflogen werden. Auch sehr hohe Masten von Hochspannungsleitungen oder Windkraftanlagen stellten Hindernisse dar, sodass an wenigen Stellen keine oder nur teilweise Rasterbefliegungen durchgeführt werden konnten.

Die Aufnahmen der Dronenbefliegung wurden mithilfe photogrammetrischer Verfahren ausgewertet. Dabei kam die Software Agisoft Metashape zum Einsatz. Metashape verortet die einzelnen Luftbilder anhand von GPS-Koordinaten und fügt sie zu einem zusammenhängenden Bildblock zusammen. Anschließend wurden die Bilder durch Aerotriangulation präzise im Verhältnis zueinander ausgerichtet. Auf Basis dieser verorteten Bildblöcke wird eine Punktwolke berechnet, die als Grundlage für die Erstellung von digitalen Oberflächenmodellen (DOM) und Orthofotos dient. Für jeden der 35 untersuchten Gewässerabschnitte (Abb. 5) sowie das jeweilige Gewässerumfeld (jeweils 60 Meter links und rechts des Gewässers) wurden DOM (Auflösung: 1 m) und Orthofotos erstellt.

Die Ergebnisse wurden als Rasterdaten im TIFF-Format ausgegeben. Für die weitere Bearbeitung in einem Geoinformationssystem (GIS) (ArcMap 10.6) wurden die Rasterdaten auf die Grenzen der Untersuchungsgebiete zugeschnitten. Zudem wurden die DOM in das Rasterdatenformat Esri-Grid konvertiert.

II.4.2.2.2 GIS-basierte Sonneneinstrahlungsanalyse

Um die Sonneneinstrahlung auf die Gewässerabschnitte abzubilden und zu bewerten, wurde ein GIS-basiertes Verfahren entwickelt. Dieses basiert auf dem ArcGIS-Tool „Sonneneinstrahlung Fläche“, das auf Grundlage eines Höhenmodells die sich aus direkter und diffuser Strahlung ergebende globale Sonneneinstrahlung für einen bestimmten Zeitraum berechnet (ESRI 2019). Die reflektierte Strahlung wird aufgrund ihres verhältnismäßig kleinen Betrags nicht berücksichtigt. Bei der Berechnung nach dem von Fu und Rich (2000, 2002) weiterentwickelten hemisphärischen Sichtfeldalgorithmus „werden atmosphärische Effekte ebenso wie Breiten- und Höhengrade von Standorten, Steilheit (Neigung) und Kompassrichtung (Ausrichtung), tägliche und saisonale Veränderungen des Sonnenstandes sowie Schattenwürfe aufgrund der umliegenden Topographie berücksichtigt“ (ESRI 2019). Das Ergebnis ist ein Raster mit Strahlungswerten in Wattstunden (Wh), welches der Auflösung des zugrunde liegenden Höhenmodells entspricht.

Wenn ein DOM als Berechnungsgrundlage verwendet wird, eignet sich das GIS-Tool insbesondere zur Berechnung von Strahlungswerten auf offenen Flächen oder Dachflächen. Auf Flächen mit Gehölzbewuchs wird zwar die Beschattung durch Vegetation berücksichtigt, allerdings nicht unterhalb des Kronendachs. In diesen Bereichen repräsentieren die berechneten Werte daher die Strahlung, die

im Kronenbereich auftrifft. Insbesondere bei kleineren Fließgewässern wird die Wasseroberfläche häufig von überhängender Vegetation beschattet. In solchen Fällen müssen die berechneten Strahlungswerte der Wasserflächen angepasst werden. Als Datengrundlage werden lediglich ein DOM und DGM des Gewässerumfelds benötigt. Das entwickelte Verfahren umfasste mehrere Arbeitsschritte, die im Folgenden erläutert werden:

1. Ermittlung der Höhendifferenz zwischen DOM und DGM:

Zunächst wurde der Höhenunterschied zwischen dem DOM und DGM berechnet. Anhand dieser Differenz wurden für die Beschattung relevanten Strukturen (insbesondere Gehölzvegetation) im Gewässerumfeld identifiziert und in drei Vegetationsklassen eingeteilt (Tab. 1). Das Ergebnis ist ein Baumkronenraster, das die drei Klassen abbildet (Abb. 6).

Tab. 1: Vegetationsklassen

Vegetationsklasse	Beschreibung
Klasse 0	Wuchshöhe der Vegetation unter 4 m
Klasse 1	Wuchshöhe der Vegetation von 4 bis 10 m
Klasse 2	Wuchshöhe der Vegetation über 10m

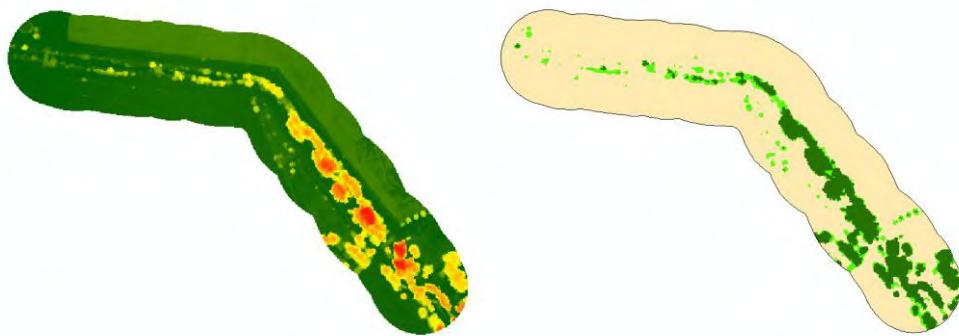


Abb. 6: Höhendifferenz aus DOM und DGM (links) und Baumkronenraster klassifiziert nach Höhe der Vegetation (rechts) für den Gewässerabschnitt RA01

2. Berechnung der Sonneneinstrahlung auf den jeweiligen Gewässerabschnitt:

Mit dem ArcGIS-Tool „Sonneneinstrahlung Fläche“ (ESRI 2019) wurde die potenzielle Sonneneinstrahlung auf Basis des jeweiligen DOM in Wh/m² berechnet. Der Berechnungszeitraum wurde vom 1. Mai bis zum 31. Oktober festgelegt, um die Vegetationsperiode abzubilden. Das Ergebnis ist ein Raster, das die Sonneneinstrahlung je Rasterzelle angibt. Die höchsten Werte liegen i.d.R im Bereich von Baumkronen.

3. Korrektur der Strahlungswerte anhand des Baumkronenrasters:

Um die Sonneneinstrahlung auf der Wasseroberfläche auch unter überhängender Vegetation abilden zu können, wurden die Werte des Strahlungsrasters aus Schritt 2 korrigiert. Dazu wurde das Strahlungsraster mit dem Baumkronenraster verschnitten und

die Strahlungswerte abhängig von der Höhe der Vegetation reduziert. Es wurde eine Reduzierung um 50 % bei einer Wuchshöhe von 4-10 m und eine Reduzierung um 75 % bei über 10 m Wuchshöhe angewandt. Das Ergebnis ist ein korrigiertes Einstrahlungsraster (Abb. 7).

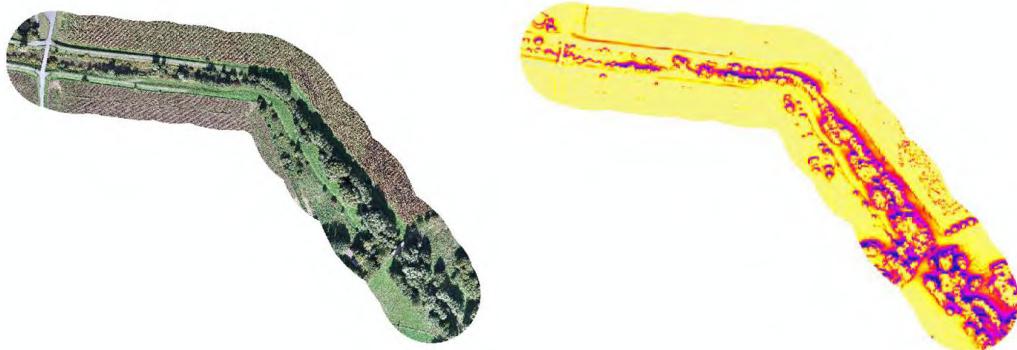


Abb. 7: Luftbild des Gewässerabschnitts RA01 (Drohnenbefliegung 2022) (links) und entsprechendes Sonneneinstrahlungsraster (rechts)

4. Übertragung der Strahlungswerte auf die Gewässeroberfläche:

Die Werte des korrigierten Einstrahlungsrasters wurden anschließend auf die Gewässeroberfläche übertragen. Dazu wurde zunächst die mittlere Breite der Gewässer im jeweiligen Probeabschnitt ermittelt, die Gewässerachse mit dieser Breite gepuffert und in 10 m lange Segmente unterteilt. Für die Übertragung der Werte wurde das ArcGis-Tool „Zonale Statistiken Fläche“ (ESRI 2021) verwendet. Das Ergebnis ist die Summe der Sonneneinstrahlung auf die Wasseroberfläche für jedes der 10 m langen Segmente. Die Abschnitte wurden abschließend in 6 Klassen eingeteilt (Tab. 2).

Die berechneten Ergebnisse wurden mit den ebenfalls erstellten aktuellen Luftbildern abgeglichen, um zu prüfen, ob ein plausibler Zusammenhang zwischen der aktuellen Beschattung der Gewässerabschnitte und der errechneten Sonneneinstrahlung besteht.

Tab. 2: Einstufung der Beschattung eines 10 m langen Gewässersegments basierend auf der errechneten Sonneneinstrahlung

Klasse	Beschreibung	Sonneneinstrahlung
Klasse 1	voll beschattet	0–150 kWh/m ²
Klasse 2	beschattet	151–300 kWh/m ²
Klasse 3	mäßig beschattet	301–450 kWh/m ²
Klasse 4	schwach beschattet	451–600 kWh/m ²
Klasse 5	sonnig	601–750 kWh/m ²
Klasse 6	voll sonnig	> 750 kWh/m ²

II.4.2.2.3 Ergebnisse Beschattungsanalyse

Die Beschattungsanalyse wurde für 34 Probeabschnitte (II.4.2.1) durchgeführt. Alle Probeabschnitte wurden in 10 m lange Segmente geteilt. Die Sonneneinstrahlung wurde jeweils für die einzelnen Segmente berechnet. Die Flächengröße der Segmente unterscheidet sich je nach Gewässerbreite des jeweiligen Probeabschnitts. Die Summe der Sonneneinstrahlung in kWh wurde auf kWh/m² umgerechnet und die Werte in sechs Beschattungsklassen unterteilt (Tab. 2 und Tab. 3).

Tab. 3: Anzahl der 10 m Segmente der Gewässerabschnitte je Beschattungsklassen: 1 – voll beschattet (0-150 kWh/m²), 2 – beschattet (151-300 kWh/m²), 3 – mäßig beschattet (301-450 kWh/m²), 4 – schwach beschattet (451-600 kWh/m²), 5 – sonnig (601-750 kWh/m²), 6 – voll sonnig (> 750 kWh/m²). Je grauer die Schattierung, desto höher ist der Anteil der Klasse am gesamten Gewässerabschnitt.

Abschnitts-ID	Gewässer	Klasse					
		1	2	3	4	5	6
GA01	Gartroper Mühlenbach	27	11	0	4	4	0
GE01	Gecksbach	31	27	1	1	0	0
HA03	Hammbach	42	18	0	0	0	0
HA04	Hammbach	39	9	8	3	1	0
HA06	Hammbach	2	7	4	8	33	6
HA07	Hammbach	26	23	9	4	26	9
HA10	Hammbach	3	7	6	20	18	6
HA11	Hammbach	1	4	3	3	27	22
HA12	Hammbach	29	31	0	0	0	0
LO01	Loemühlenbach	51	7	2	2	0	0
LO03	Loemühlenbach	46	12	3	0	0	0
MM02	Midlicher Mühlenbach	12	4	5	5	30	5
MM03	Midlicher Mühlenbach	36	22	2	0	0	0
MM05	Midlicher Mühlenbach	1	1	2	17	33	6
NL01	Neuer Lüner Mühlenbach/Rühenbecke	54	6	0	0	0	0
PI02	Picksmühlenbach	44	14	0	5	0	0
RA01	Rapphofsmühlenbach	30	12	6	7	6	0
RM02	Rhader Mühlenbach	3	7	8	5	34	3
RM03	Rhader Mühlenbach	35	23	2	0	0	0
RM04	Rhader Mühlenbach	18	28	10	3	1	0
RM05	Rhader Mühlenbach	34	30	0	0	0	0
SE01	Seseke	16	4	1	13	26	0
SM01	Schermbecker Mühlenbach	18	12	2	1	9	7
SO01	Schölsbach	40	15	1	2	1	0
SO02	Schölsbach	29	22	7	2	0	0
SO03	Schölsbach	40	11	3	9	3	0
SO04	Schölsbach	48	12	0	0	0	0
WE01	Weierbach	20	5	2	6	27	0
WI01	Wienbach	8	36	7	0	5	5
WI03	Wienbach	64	3	0	0	0	0
WI05	Wienbach	41	20	2	0	0	0
WI07	Wienbach	59	36	10	5	4	0

Abschnitts-ID	Gewässer	Klasse					
		1	2	3	4	5	6
WI08	Wienbach	27	19	2	2	10	0
WI09	Wienbach	7	10	7	11	26	0

Aufgrund der überwiegend sehr flachen Topographie im Umfeld der betrachteten Gewässer ist die Beschattung in erster Linie abhängig von der gewässerbegleitenden (Gehölz-)Vegetation. Bei 23 Probeabschnitten liegt der Anteil der Segmente der Beschattungsklassen 1-3 (vollbeschattet, beschattet, mäßig beschattet) bei über 66,5 %. Bei 16 Probeabschnitten sogar bei über 90 %. Bei fünf Probeabschnitten liegt dieser Anteil zwischen 33,3 % und 66,5 %, bei weiteren sieben Probestellen bei unter 33,3 %.

Folgende Probeabschnitte weisen ausschließlich Gewässersegmente (10 m) der Beschattungsklasse 1 und 2 auf:

- HA03 (Hammbach, Gewässerkennzahl (3E): 27896)
- NL01 (Neuer Lüner Mühlenbach, Gewässerkennzahl (3E): 2787912)
- HA12 (Rhader Bach, Gewässerkennzahl (3E): 27896)
- RM05 (Rhader Mühlenbach, Gewässerkennzahl (3E): 278962)
- SO04 (Schölsbach, Gewässerkennzahl (3E): 278946)
- WI03 (Wienbach, Gewässerkennzahl (3E): 278964)

Keiner der Probeabschnitte weist ausschließlich Segmente der Beschattungsklassen 5 und 6 auf. Die am wenigsten beschatteten Probeabschnitt sind MM05 (Midlicher Mühlenbach, Gewässerkennzahl (3E): 2789642) und HA10 (Rhader Bach, Gewässerkennzahl (3E): 27896).

Beispielhaft werden im Folgenden die Ergebnisse für zwei Probeabschnitte dargestellt:

Probeabschnitt RA01 (Rapphoffs-Mühlenbach, Gewässerkennzahl (3E): 27894)

Der Probeabschnitt RA01 verläuft zunächst in nord-westlicher anschließend in westlicher Richtung. An beiden Ufern verläuft ein ca. 3 m hoher Damm, der in geringen Maßen zur Beschattung beiträgt. Die Ufer des Oberlaufs des Probeabschnitts sind größtenteils mit Gehölzen über 10 m Höhe bewachsen. Höhe und Dichte des Gehölzbewuchs nehmen in Fließrichtung ab. Im weiteren Umfeld des Abschnitts stocken nur wenige Gehölze.

Für etwa die Hälfte (49 %) der Segmente wurde die Beschattungsklasse 1 berechnet (Abb. 8). Zwölf Segmente (20 %) wurden mit der Klasse 2 und 6, sechs Segmente (10 %) mit der Klasse 3 bewertet. Diese Segmente liegen vorwiegend in den ersten 400 m des Probeabschnitts. Die in Fließrichtung folgenden Segmente sind deutlich weniger beschattet. Sieben Segmente (11 %) liegen in Klasse 4, sechs Segmente (10 %) in Klasse 5. Die Klasse 6 kommt in diesem Probeabschnitte nicht vor.

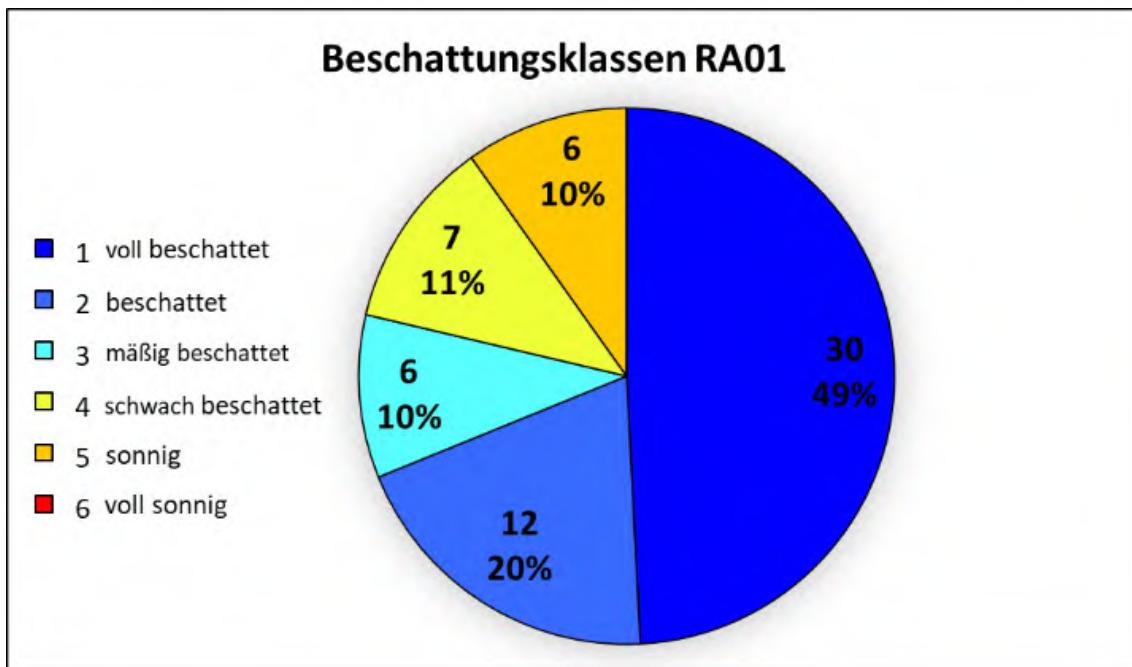
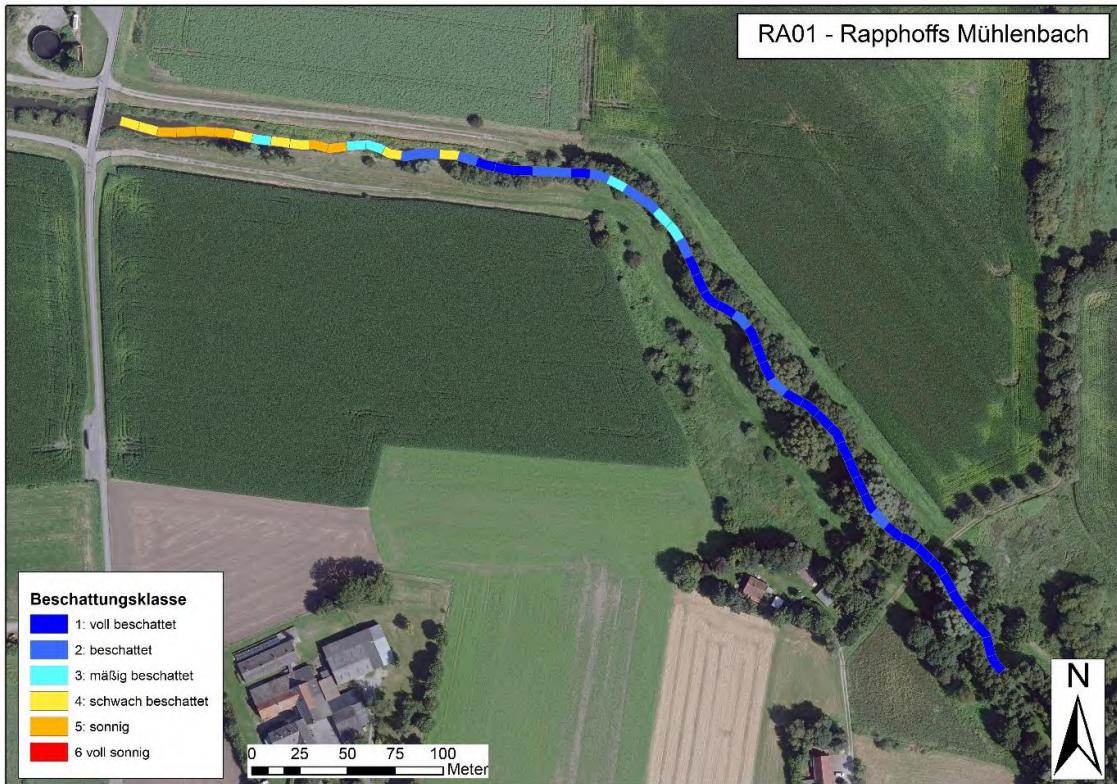


Abb. 8: Beschattungsklassen für Abschnitt RA01 (Rapphoffs-Mühlenbach, Gewässerkennzahl (3E): 27894)

Probeabschnitt HA10 (Rahder Bach, Gewässerkennzahl (3E): 27896)

Der Probeabschnitt HA10 verläuft zunächst in süd-östlicher Richtung in offener Landschaft. An den Ufern stocken nur einzelne Bäume mit einer Höhe über 10 m. Ansonsten sind sie weitestgehend frei von Gehölzen. Die Wasseroberfläche ist entsprechend wenig beschattet. Nur drei Segmente (5 %) weisen die Beschattungsklasse 1 und sieben Segmente (12 %) die Klasse 2 auf (Abb. 9). Sechs Segmente (10 %) sind mäßig beschattet.

Mit 20 Segmenten (33 %) liegt ein Großteil der Probeabschnitts in der Beschattungsklasse 4. Weitere 18 Segmente (30 %) werden kaum beschattet und liegen in der Klasse 5. Sechs Segmente (10 %) sind der Klasse 6 zugeordnet. Damit hat der Probeabschnitt HA10 die höchste Anzahl von Segmenten mit einer Einstrahlung von > 650 KWh/m².

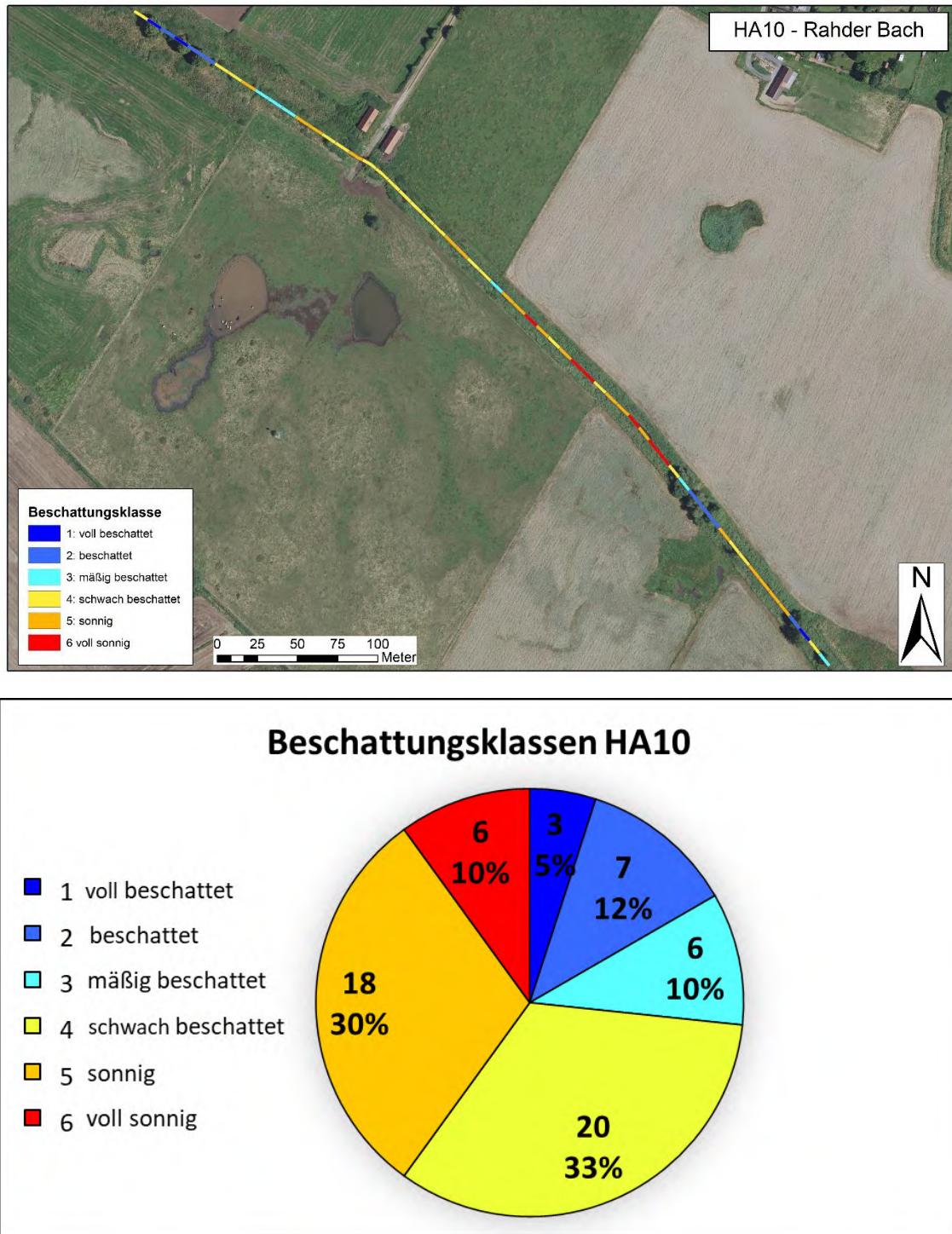


Abb. 9: Beschattungsklassen für Abschnitt HA10 (Rahder Bach, Gewässerkennzahl (3E): 27896)

II.4.2.3 Hydromorphologische Bestandsaufnahmen

Wie ursprünglich geplant, wurde die Gewässerstruktur an den Probestellen und an fünf Gewässerstrukturgüteabschnitten bis 0,5 km im Oberlauf im Frühjahr und Frühsommer 2023 kartiert. Damit wurde sichergestellt, dass die in den statistischen Modellen verwendeten Gewässerstrukturdaten die aktuell auf die Biologie wirkenden Habitatbedingungen wiederspiegeln. Für die Anwendung dieser statistischen Modelle in den Klima- und Maßnahmenszenarien im gesamten Lippe-Einzugsgebiet wurden die vorliegenden Gewässerstrukturdaten von LV und dem Land NRW verwendet.

Zusätzlich zu diesen im Antrag vorgesehenen Arbeiten wurden von UDE im Bereich der Probestellen im Herbst 2022 bis Frühjahr 2023 jeweils 3-5 Querprofile eingemessen. Mit Hilfe dieser Querprofile wurde an den südlich des Hamm-/Wienbach-Systems liegenden Probestellen durch LV der Wasserstand und an den Probestellen im Hamm-/Wienbach-System durch HYD zusätzlich die Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannung modelliert (II.4.11).

II.4.2.4 Physiko-chemische Bestandsaufnahmen

Monatliche Wasserproben wurden an jeder Probestelle von Juli 2022 bis Dezember 2023 genommen. Folgende Wasserqualitätsparameter wurden entweder direkt im Gelände oder im Labor bestimmt: pH, gelöster Sauerstoff, Leitfähigkeit, Fließgeschwindigkeit (punktuell), Wasserstand (in Bezug auf einen vorher eingemessenen Höhen-Referenzpunkt), Trockenfallen, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Orthophosphat, Phosphor, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Chlorid, Sulfat.

Die Wassertemperatur wurde kontinuierlich vom Juli 2022 bis Dezember 2023 alle 20 Minuten mit Hilfe von jeweils einem Temperaturlogger pro Probestelle gemessen.

Der Sauerstoffgehalt wurde an fünf der biologischen Probestellen kontinuierlich von Anfang August bis Ende September 2023 alle 30 Minuten mit Hilfe von jeweils einem Sauerstofflogger gemessen. Hierfür wurden fünf Probestellen ausgewählt, die sich hinsichtlich Beschattung, Makrophytenvorkommen und Grundwasserzustrom unterscheiden.

II.4.2.5 Biologische Bestandsaufnahmen

Nach der Auswahl der Probestellen wurde die Auswahl der zu erfassenden Organismengruppen den spezifischen Verhältnissen an den Probestellen angepasst. Im Antrag war die Beprobung der aquatischen Organismengruppen der Diatomeen, des Makrozoobenthos und der Fische sowie der (semi)terrestrischen Organismengruppe der Laufkäfer vorgesehen.

Die Laufkäfer konnten nicht untersucht werden, da größere Sand- und Kiesbänke als typischer Lebensraum dieser Organismengruppe an den Probestellen fast nicht vorkamen. Alternativ wurde die Ufervegetation als biologische Qualitätskomponente ausgewählt, deren Artzusammensetzung ähnlich wie die der Laufkäfer das Überflutungsregime widerspiegelt und als Indikator für die Auswirkung von Hochwasserereignissen in unterschiedlich breiten und tiefen Gewässern dienen kann.

Die Fische waren wie das Makrozoobenthos als Indikatoren für den Einfluss der Refugial-Lebensräume bei Niedrig- und Hochwasser (Pools, Stillwasserbereiche) sowie der Wassertemperatur bei Niedrigwasser ausgewählt worden. Aus zwei Gründen wurden anstelle der Fische die Makrophyten untersucht. Erstens hatte sich bei der Geländebegehung und nach Durchsicht von Befischungsdaten herausgestellt, dass die Anzahl und Verteilung der kalt-stenothermen Fischarten im Untersuchungsraum ungünstig ist, um die Auswirkung der Beschattung und Wassertemperatur zu

untersuchen. An vielen Probestellen kamen hingegen eine größere Zahl unterschiedlicher Makrophytenarten vor. Zweitens wurde der Einfluss der Beschattung auf die Wassertemperatur bei Niedrigwasser bereits über das Makrozoobenthos untersucht. Alternativ wurde die Organismengruppe der aquatischen Makrophyten ausgewählt, die als Indikator für den Einfluss der Beschattung auf den Lichteinfall und die Primärproduktion im Gewässer verwendet wurde.

Makrozoobenthos: Da der Sommer 2022 außergewöhnlich warm und trocken war, bot sich die Gelegenheit die direkten Auswirkungen einer solchen extremen Dürre auf die Besiedlung von Fließgewässern zu untersuchen. Die Proben wurden direkt nach der sommerlichen Trockenphase und vor den ersten relevanten Niederschlägen und höheren Abflüssen im September 2022 an 29 von 35 Probestellen genommen. Die restlichen Probestellen waren trockengefallen.

Diatomeen wurden als Nährstoffindikatoren beprobt. Dafür wurden von Mai bis Juli 2023 Fliesen an 32 Probestellen ausgebracht. Der in diesem Zeitraum auf den Fliesen aufgewachsene Biofilm wurde am Ende dieses Zeitraums beprobt (abschaben des Biofilms, Fixierung in Ethanol, tiefgekühlt). Diese Diatomeenproben wurden in 2024 sequenziert.

Die *Ufervegetation* diente als Indikator für das Überflutungsregime sowie den Grundwasserstand und die damit verbundene Bodenfeuchte. Um möglichst alle vorkommenden Arten zu erfassen, erfolgte die Kartierung an zwei Terminen im Mai und Juli 2023. An 32 Probestellen wurden jeweils eine Vegetationskartierung am rechten und linken Ufer durchgeführt. Sofern in einem 100 m Abschnitt mehrere unterschiedliche Vegetationskomplexe vorkamen, wurden diese getrennt erfasst und damit insgesamt 95 Vegetationskartierungen durchgeführt. Eindeutig abgrenzbare Uferböschungen wurden vom Böschungsfuß bis zur Böschungsoberkante kartiert. An Probestellen mit flachen Ufern und nicht eindeutig abgrenzbaren Uferböschungen wurde ein 30 m breiter Streifen entlang der Gewässer aufgenommen. Die Fläche der Vegetationsplots betrug für rein krautige Gemeinschaften 50 m² und für Gemeinschaften mit Gehölzen 100 m². Das Vorkommen und die Deckung der einzelnen Arten wurde jeweils getrennt für die Kraut-, Strauch- und Baumschicht aufgenommen.

Makrophyten, die vor allem auf Beschattung bzw. Lichteinfall reagieren, wurden im Zuge der Diatomeenbeprobung im Juli 2023 gemäß des offiziellen Kartierverfahrens Phylib erfasst.

II.4.2.6 Ökosystemleistung Dekomposition

Die Dekomposition an den biologischen Probestellen wurde einmalig mithilfe von Baumwollstreifen untersucht. Dafür wurden im August 2023 pro Probestelle sechs Baumwollstreifen ins Gewässer eingebracht und jeweils drei der Baumwollstreifen nach drei bzw. vier Wochen wieder entnommen, für 24 Stunden bei 40 °C getrocknet, vermessen und gewogen. Darüber hinaus wurde die Reißfestigkeit der Baumwollstreifen im Labor von Prof. Scott Tiegs an der Oakland University in Michigan bestimmt, mit der standardmäßig die Dekomposition quantifiziert wird. Obwohl die Dauer der Ausbringung auf Grundlage von Literaturdaten gewählt wurde, waren die Baumwollstreifen bereits nach drei Wochen überraschend weit abgebaut. Daher war es nicht mehr möglich, für alle Baumwollstreifen und damit Probestellen den Standardwert der Reißfestigkeit zu bestimmen. Alternativ wurden für die Auswertung der Daten die Baumwollstreifen vermessen und gewogen und der Gewichtsverlust zur Quantifizierung der Dekomposition herangezogen.

II.4.2.7 Bestandsaufnahme zur Validierung der hydrologischen und hydraulischen Modelle

Zur Validierung der hydrologischen und hydraulischen Modelle im Bereich der Probestellen wurden im Sommer 2023 vom LV geeignete Standorte für die Messung des Wasserstands identifiziert. Anstelle des Baus von festen Pegeln wurde das Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der UDE mit der Installation von kostengünstigen sogenannten „Low-cost-Sensoren“ beauftragt. Der Wasserstand wurde von den Sensoren per Ultraschall mit einer Frequenz von 5-20 min gemessen und die Daten mittels LoRa- und NB-IoT-Technik direkt übertragen.

Von der UDE wurde an den Standorten der Wasserstandssensoren jeweils ein Querprofil eingemessen und im Winter 2023 und Frühjahr 2024 insgesamt 67 Abflussmessungen durchgeführt. Auf Grundlage dieser Abflussmessungen wurden Pegelschlüsselkurven erstellt. Mithilfe dieser Kurven konnten die von den Sensoren gemessenen Wasserstände in Abflusswerte überführt werden. Aufgrund des für Wasserstands- und Abflussmessungen kurzen Messzeitraums konnten die Daten zwar nicht zur Kalibrierung der hydrologischen und hydraulischen Modelle herangezogen werden, lieferten aber wichtige Hinweise zur Validierung der Modellergebnisse.

II.4.2.8 Bestandsaufnahmen im Grundwasser

Zur Erstellung, Kalibrierung und Validierung des Grundwassermodells wurden gemessene und aus vorhandenen Grundwassermodellen modellierte hydrologische Daten bereitgestellt (II.4.6.2.1). Zudem wurden im FTEZG Hammbach-Wienbach neue Grundwassermessstellen (GWM) errichtet (Abb. 10).

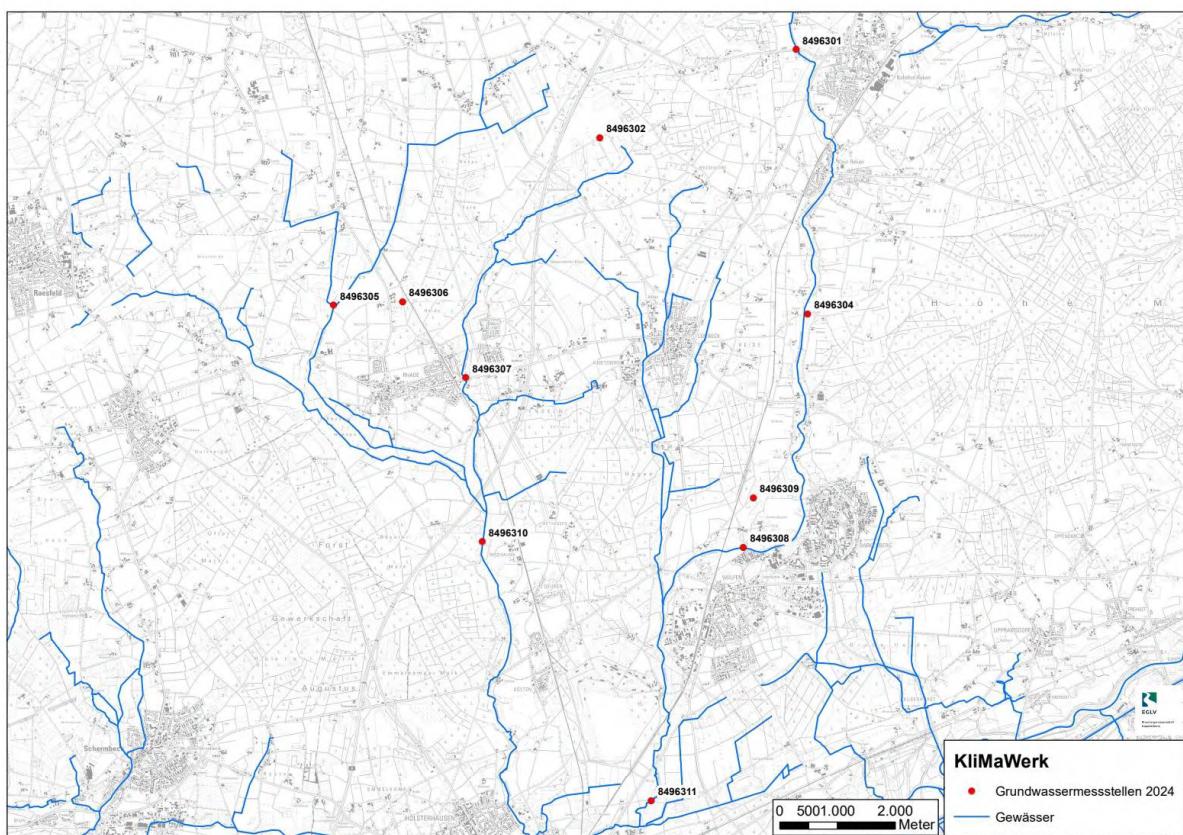


Abb. 10: Lage der Grundwassermessstellen im FTEZG Hammbach-Wienbach

Aufgrund der langwierigen Einholung der Gestattungen zur Errichtung der GWM verzögerte sich die Fertigstellung bis Februar 2024. In den Messstellen wurden ab April 2024 der Wasserstand und die Wassertemperatur kontinuierlich gemessen. Von Juni – Dezember 2024 wurden für alle 10 GWM sechs Probenahmen durchgeführt und folgende Parameter gemessen: Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphor und Orthophosphat. Die gewonnenen Daten der GWM wurden zur Validierung des Grundwassermodells und zur Modellierung des Stoffhaushalts (II.4.9) genutzt.

II.4.2.9 Bodenuntersuchungen

Die Bohrkerne der neu errichteten GWM (II.4.2.8) wurden jeweils in drei Tiefen auf folgende Parameter untersucht:

Trockenrückstand, Gesamtkohlenstoff (TC), gesamter anorganisch gebundener Kohlenstoff (TIC), gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC), Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphor, Phosphat, Calcium, Sulfat, gelöstes Sulfid, Eisen, Eisen(II)-Ion und Eisen(III)-Ion.

Die Ergebnisse wurden zur Modellierung des Stoffhaushalts (II.4.9) genutzt.

II.4.3 Stakeholderprozess

Der Stakeholderprozess in KliMaWerk zielte darauf ab, relevante Akteure in die Bewertung der jeweiligen Maßnahmenwirkungen und von Synergien bzw. Konflikten zwischen den Einzelmaßnahmen des Maßnahmenkatalogs (II.5.2) einzubeziehen (Abb. 11).

Zu Beginn des Stakeholderprozesses wurde eine vereinfachte Governance-Analyse durchgeführt. Hierzu wurden relevante Politiken auf lokaler, regionaler und nationaler Ebene mittels Dokumenten- und Literaturanalyse identifiziert. Zudem wurden öffentliche und private Stakeholder in beiden FTEG identifiziert, die mit den relevanten Belastungen einerseits und ÖSF/ÖSL andererseits in Zusammenhang stehen (z.B. Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Trinkwasserversorger).



Abb. 11: Prozess zur Einbindung von Stakeholdern in KliMaWerk

Auf Basis der identifizierten regionalen Stakeholder wurde eine Einladungsliste für einen ersten Stakeholder-Workshop erstellt. Dieser wurde am 18.10.2022 in Wesel mit 30 Teilnehmenden durchgeführt. Der Workshop zielte darauf ab mit den geladenen Stakeholdern über mögliche Maßnahmen zu sprechen und deren Wirkungen im Gewässersystem in Bezug auf Klimaresilienz zu diskutieren. Hierbei wurden Herausforderungen und Ziele im Hinblick auf Klimaresilienz von Gewässern für vier verschiedene Sektoren in den Kleingruppen 1) Siedlungswasserwirtschaft, 2) Land- und Forstwirtschaft, 3) Wasserwirtschaft/Gewässerökologie und 4) Naturschutz identifiziert und diskutiert (Tab. 4).

Die Herausforderungen und Ziele wurden bei der Definition sektoraler Ziele, die im Rahmen der Cross Impact Balances-Analyse (CIB) (II.4.4.1) abgeleitet wurden, maßgeblich zugrunde gelegt. Nach der Vorstellung der Entwürfe des konzeptionellen Modells (II.4.12.1) und der Maßnahmen-Wirkung-Matrix erfolgte in zwei gemischten Gruppen ein Austausch über die Maßnahmen. Die Ergebnisse des Workshops wurden in einem umfangreichen Protokoll dokumentiert und im weiteren Verlauf des Projekts berücksichtigt.

Tab. 4: Gewässerbezogene sektorale Herausforderungen und Ziele – Ergebnisse des ersten Stakeholderworkshops. Eigene Darstellung, Ecologic Institut

Kleingruppe	Sektorale Herausforderungen und Ziele
Siedlungswasserwirtschaft / Stadtplanung / urbaner Raum	<ul style="list-style-type: none"> • Vernatürlichung des Wasserhaushalts • Sensibilisierung privat + öffentlich + Politik (lokal) • Integration in die Stadt- und Raumplanung + Integrierte Entwässerungsplanung
Land- /Forstwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Angepasste Bewässerung • Begrünung der Böden • Angepasstes Entwässerungsmanagement (Wasser in der Landschaft halten, z.B. gesteuerte Drainagen und Entwässerungsgräben)
Wasserwirtschaft/ Gewässerökologie	<ul style="list-style-type: none"> • Retention erhöhen • Wasserqualität erhöhen • Entnahmen reduzieren
Naturschutz	<ul style="list-style-type: none"> • Grundwasserstände erhöhen • Wasser in der Landschaft und Aue halten (ökologisch) • Naturnahe Gewässer mit Rückzugräumen bei HW/NW schaffen

Anknüpfend an den ersten Stakeholder-Workshop fand am 16.08.2023 ein zweiter Workshop mit rund 20 Teilnehmenden in Wesel statt. Vertreter:innen der Wasserwirtschaft, des Naturschutzes, der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft sowie relevanter Fachbehörden nahmen teil. Im Rahmen des Workshops haben die Teilnehmenden mögliche Synergieeffekte sowie Konflikte zwischen Maßnahmen zur Erhöhung der hydrologischen und ökologischen Resilienz in Kleingruppen diskutiert und bewertet. Die Diskussion der Teilnehmenden aus verschiedenen Sektoren ermöglichte es, das Potential bestimmter Maßnahmen und Strategien aus unterschiedlichen Blickwinkeln zu beleuchten und das Verständnis für die Bedarfe der jeweils anderen wassernutzenden Sektoren zu erhöhen. Die durch die Diskussion gewonnenen Erkenntnisse waren ein wichtiger Baustein für die Durchführung der CIB. Weiterhin wurden plausible Umsetzungspfade und Maßnahmen für verschiedene Klimawandelauswirkungen sowie die Wahrscheinlichkeit der Umsetzung in bestimmten Zukunftsszenarien mit den Teilnehmenden erörtert. Insbesondere die bereits erzielten Ergebnisse der CIB, welche das Potential der Verknüpfung von Maßnahmen in bestimmten Szenarien verdeutlichen, lagen hierbei zugrunde. Es wurden zudem die Umsetzung der Maßnahmenbündel in den Maßnahmenszenarien (II.4.5.2) und die Resultate der Kleingruppen diskutiert. Die Ergebnisse des Workshops wurden in die weiterführenden Analysen des Projekts eingespeist.

Der dritte Stakeholder-Workshop wurde am 28. April 2025 in Essen durchgeführt. Dafür wurden Ziele, Inhalte und Ablauf des Workshops entwickelt und auf mehreren internen Treffen besprochen. Der Workshop fokussierte auf die Präsentation der Projektergebnisse, insb. die Modellierungsergebnisse und Handlungsempfehlungen. In einem interaktiven Teil diskutierten die Teilnehmenden in Kleingruppen, inwiefern die vorgelegten Handlungsempfehlungen in der Praxis umsetzbar sind und was die Akteure für eine erfolgreiche Umsetzung benötigen.

II.4.4 Maßnahmenkatalog

Durch die Integration von Literatur, Expertenwissen und den Stakeholder-Inputs aus den ersten beiden Workshops wurde ein umfassender Katalog von Anpassungsmaßnahmen zur Erhöhung der hydrologischen und ökologischen Klimaresilienz des Landschaftswasserhaushalts und der Gewässer zusammengestellt (II.5.2). Der Maßnahmenkatalog ist ein zentrales Produkt von KliMaWerk und bildet die Grundlage für die Maßnahmenszenarien (II.4.5) und den modularen Werkzeugkasten (II.5.3).

II.4.4.1 Cross Impact Balance Analyse (CIB)

Die Maßnahmen wurden unter verschiedenen sozioökonomischen und Klimaszenarien analysiert, um ihre Wirksamkeit und Synergiepotenziale zu bewerten. Die Software-unterstützte Analyse (Scenario Wizard) nutzte Deskriptoren und Varianten für jede Maßnahme, strukturiert innerhalb einer CIB-Matrix, um die Auswirkungen der Maßnahmen aufeinander und auf sektorale Ziele quantitativ zu bewerten.

Dabei wurde der Katalog systematisch aus den im ersten Workshop definierten sektoralen Zielen hergeleitet (u. a. Erhöhung der Retention im Gewässer, Sicherung der Wasserqualität, Grundwasserneubildung, naturbasierte Retention in der Landschaft, Erhöhung der Verdunstungsrate im Siedlungsbereich, Verbesserung des Austauschs und der Koordination) und die Einzelmaßnahmen wurden in Maßnahmenpakete (MP 1-9) sowie untergeordnete Maßnahmenbündel eingeordnet (z. B. Maßnahmenbündel 1.1 „Gewässerentwicklung im Profil“ im MP1 „Maßnahmen im Gewässer“).

Für die CIB-Analyse wurden 21 aktive Deskriptoren definiert, die jeweils konkrete Maßnahmen repräsentieren; die Varianten kennzeichnen i. d. R. „Umsetzung“ vs. „keine Umsetzung“. Zusätzlich wurden die genannten sektoralen Ziele als passive Deskriptoren eingebunden; sie beeinflussen nicht, werden aber durch Maßnahmen beeinflusst und erlauben so eine integrierte Zielwirkungsauswertung. Die Bewertungen der direkten Einflüsse in der Cross-Impact-Matrix erfolgten auf einer Skala von -3 (stark hemmend) bis +3 (stark fördernd); nicht vorhandene oder nur indirekte Einflüsse wurden mit 0 angesetzt. Aus den Matrixwerten wurden u. a. die aktive Summe (wirksame Einflussstärke einer Maßnahme), die passive Summe (Beeinflussbarkeit), der Synergieeffekt (Summen der Wirkungen einer Maßnahme auf andere Maßnahmen) sowie die Zielwirkung (Summen der Wirkungen auf alle Sektorziele) abgeleitet. Die Konsistenzprüfung der Szenarien wurde mit ScenarioWizard 4.4 durchgeführt.

Die CIB-Analyse ergab 37 konsistente Szenarien, die eine breite Palette möglicher Ergebnisse basierend auf der Implementierung von Maßnahmen anzeigen. Das Szenario mit der höchsten Gesamtwirkungssumme (416) zeigte ein signifikantes Potenzial für die Erreichung von Synergie- und Zielwirkungen, was darauf hinweist, dass eine umfassende Implementierung von Maßnahmen entscheidend ist, um die Vorteile zu maximieren. Dieses – im Projekt genannte – „Nachhaltigkeitsszenario“ hob die Wirksamkeit bestimmter Maßnahmen, wie die Entwicklung von Primärauen und die Umwandlung von Ackerland in Laubwald, hervor. Die drei verbliebenen

Hemmbeziehungen betreffen urbane Maßnahmen: M 3.1. „Regenwasserspeicherung von/auf Dachflächen“ hemmt M 3.3 „Entsiegelung von Flächen/Versickerung“, M 3.2 „Regenwasserspeicher im Kanalsystem“ hemmt M 3.3 und umgekehrt – ein klassischer Zielkonflikt zwischen Speicherung vs. Infiltration in städtischen Systemen.

Die Analyse zeigte weiterhin, dass das Nachhaltigkeitsszenario im Vergleich zum konventionellen Szenario Synergiepotenziale besser ausschöpft und effektiver zu sektorale Zielen beiträgt. Gründe hierfür können in der höheren Implementierungsrate von Maßnahmen im Nachhaltigkeitsszenario liegen. Insbesondere die Maßnahmen, die mit naturbasierten Lösungen verbunden sind, deuten auf multifunktionale Vorteile hin. Vertiefend belegt die Maßnahme-Szenario-Gegenüberstellung:

- i. Höchste Synergieeffekte weisen Landnutzungsänderungen (v. a. Acker → Laubwald/Grünland) sowie Governance/Regelungsmaßnahmen (intersektorale Kommunikation, wasserbilanzsensible Planung, Wassernutzungskonzepte) auf; sie sind im Nachhaltigkeitsszenario überwiegend hoch bis mittel, im konventionellen Szenario hingegen gering umgesetzt.
- ii. Maßnahmen, die im konventionellen Szenario stark umgesetzt sind (Regenwasserspeicher auf Dächern und im Kanal, angepasste Bewässerung/Wiederverwendung), erzielen nur geringe Synergiewerte.
- iii. Höchste Zielwirkungen erreichen Maßnahmen im und am Gewässer sowie Entsiegelung/Versickerung und Landnutzungsänderungen; auch hier ist die Umsetzung im Nachhaltigkeitsszenario deutlich größer.

Konkret zeigt der Zielerreichungs-Abgleich (passive Summen, Tab. 5), dass im Nachhaltigkeitsszenario fast alle sektorale Ziele hohe bis sehr hohe Anteile ihres maximal möglichen Ziel-Scores erreichen. Eine Ausnahme bildet Ziel m (Halten von Niederschlagsmengen im Waldbestand), das nur einen mittleren Anteil erzielt. Im konventionellen Szenario verbleiben die meisten Ziele auf niedrigem Niveau, wobei Ziel q (Austausch/Koordination) und Ziel n (Grundwasserneubildung durch Infiltration im urbanen Raum) dort sogar 0 % ihres möglichen Ziel-Scores erreichen. Diejenigen sektorale Ziele, die im konventionellen Szenario höher ausfallen, sind zugleich solche mit geringerer maximaler Ziel-Wirkung bei 100 %iger Umsetzung – was die Grenzen techniklastiger Einzelmaßnahmen oder von reinen Speicherlösungen gegenüber multifunktionalen, naturbasierten Lösungen verdeutlicht.

Tab. 5: Sektorale Ziele und ihre Zielpunktzahl (Score, entspricht ihrer passiven Summe) bei 100 %iger Umsetzung der Maßnahmen und bei Umsetzung der Maßnahmen gemäß den Szenarien zur Umsetzung der Maßnahmen. Hier entspricht eine hohe Maßnahmenumsetzung 100 %, eine mittlere Umsetzung 50 % und eine geringe Umsetzung 0 % der potenziell möglichen Maßnahmenumsetzung. Die Tabelle ist nach der maximal erreichbaren Zielpunktzahl sortiert.

Sektorale Ziele	Erreichter Score				
	Ziel-Wirkung bei 100%iger Umsetzung	Nachhaltigkeitsszenario	% der potentiellen Wirkung	Konventionelles Szenario	% der potentiellen Wirkung
b. Sicherung der Wasserqualität im Gewässer	29	24,5	84,5	6,0	20,7
f. Naturbasierte Retention in der Landschaft	28	24,0	85,7	2,5	8,9
a. Erhöhung der Retention im Gewässer und in der Fläche	25	22,0	88,0	3,0	12,0
h. Rückzugsräume für Flora/Fauna bei Extremereignissen (HW/NW)	25	23,0	92,0	4,5	18,0
e. Erhalt von gewässertypspezifischer Fauna und Flora	24	22,0	91,7	5,0	20,8
d. Erhöhung Grundwasserstände	21	20,0	95,2	3,0	14,3
g. Schaffung und langfristiger Erhalt wasserabhängiger Ökosysteme	18	18,0	100,0	3,5	19,4
q. Verbesserung des Austauschs und der Koordination	12	12,0	100,0	0,0	0,0
l. Waldumbau zu standortgerechten Mischbeständen	9	6,0	66,7	1,5	16,7
o. Erhöhung von Regenwasserrückhalt und -speicherung im Siedlungsbereich	9	9,0	100,0	6,0	66,7
k. Verbesserung des Entwässerungsmanagements (naturorientiert)	8	8,0	100,0	2,5	31,3
c. Reduktion der Wasserentnahmen aus dem Gewässer	6	6,0	100,0	5,0	83,3
j. Verringerung der Verdunstung und verbesserte Retention von/in Böden	6	5,0	83,3	1,5	25,0
i. Sicherung von Wasser zu Bewässerung	5	5,0	100,0	4,0	80,0
m. Halten von Niederschlagsmengen im Waldbestand	5	3,0	60,0	0,5	10,0
n. Erhöhung von Grundwassererneuerung durch Versickerung im Siedlungsbereich	3	3,0	100,0	0,0	0,0
p. Erhöhung der Verdunstungsrate (um 10 %) im Siedlungsbereich	2	2,0	100,0	2,0	100,0

sehr hoch	>= 90%
hoch	60-90%
mittel	40-60%
gering	0-40%
keine	0%

Die Ergebnisse unterstreichen welche Bedeutung der Auswahl geeigneter sozioökonomischer Rahmenbedingungen und Klimaszenarien bei Potentialanalysen zukommt, um schlussendlich das vollständig mögliche Potenzial von Anpassungsmaßnahmen realisieren zu können und so die Klimaresilienz des Einzugsgebiets der Lippe zu erhöhen. Die Ergebnisse wurden im 3. Stakeholder-Workshop im Frühjahr 2025 vorgestellt und diskutiert. Darüber hinaus ist zu betonen, dass die beobachteten Konfliktlinien – Flächenkonkurrenzen zwischen Auen- und landwirtschaftlicher Nutzung sowie der urbane Trade-off „Speichern vs. Versickern“ – konsistent mit den negativen Beurteilungen in der Matrix sind. Hier finden sich entsprechend zentrale Ansatzpunkte für strategische Güterabwägung und räumliche Priorisierung.

Die Ergebnisse und Methodik der CIB-Analyse wurden in einem wissenschaftlichen Artikel zusammengefasst. Die Veröffentlichung ist für 2026 vorgesehen. In KliMaWerk zeigt die Anwendung, wie CIB als quantitativ gestützte, aber transparent qualitative Methode den Blick auf Synergien, Zielbeiträge und Konfliktfelder von Maßnahmenkombinationen schärft und damit die Planung im Lippe-Einzugsgebiet substanzell unterstützt.

II.4.5 Klima- und Maßnahmenszenarien

II.4.5.1 Klimaszenarien

Zur Untersuchung im Projekt wurden mit den Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 zwei plausible Entwicklungen des globalen Klimas ausgewählt. RCP2.6 legt die Annahme zugrunde, dass der zusätzliche Strahlungsantrieb durch Klimaschutzmaßnahmen stark begrenzt werden kann. Dagegen ist die Prämisse von RCP8.5 ein Fortschreiten der Industrialisierung wie bisher und ihre Ausweitung im globalen Maßstab. Dies geht einher mit einem weiterhin erheblich wachsenden Ausstoß von Treibhausgasen, die zu einer starken globalen Erwärmung führen.

Für modelltechnischen Vorhersagen für den Zeitraum 2071 und 2100 wurden regionalisierte Klimasimulations-Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD-Referenz-Ensembles) auf die Modelle angewendet (SPRING, NASIM, SWAT+). In dem Projekt wurden die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 ausgewählt. Berücksichtigt wurden die DWD-Kern-Ensembles, welche aus einer Auswahl von fünf regionalen Klimaprojektionen für RCP2.6 und sechs Projektionen für RCP8.5 bestehen (Tab. 6).

Die Szenarien umfassen Daten zu Niederschlag, Temperatur, Luftdruck, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit. Die Projektionen wurden vom DWD in einem 5 km x 5 km Gitter regionalisiert und Bias-adjustiert bereitgestellt. Die Daten wurden zunächst für die Verwendung als Input in die Simulationsprogramme aufbereitet. Für die N-A-Modelle SWAT+ und NASIM wurden die Eingangsdaten auf die in den Simulationsprogrammen definierten Teilgebietspolygone umgerechnet.

Tab. 6: In KliMaWerk verwendete Klimaprojektionen

Kürzel	Klimaprojektionen
RCP 2.6	
RCP 2.6 - 01	ICHEC-EC-EARTH_rcp26_r12i1p1_CLMcom-CCLM4-8-17_v1
RCP 2.6 - 02	ICHEC-EC-EARTH_rcp26_r12i1p1_KNMI-RACMO22E_v1
RCP 2.6 - 03	MIROC-MIROC5_rcp26_r1i1p1_CLMcom-CCLM4-8-17_v1
RCP 2.6 - 04	MOHC-HadGEM2-ES_rcp26_r1i1p1_KNMI-RACMO22E_v2
RCP 2.6 - 05	MPI-M-MPI-ESM-LR_rcp26_r1i1p1_MPI-CSC-REMO2009_v1
RCP 8.5	
RCP 8.5 - 01	CCCma-CanESM2_rcp85_r1i1p1_CLMcom-CCLM4-8-17_v1
RCP 8.5 - 02	ICHEC-EC-EARTH_rcp85_r12i1p1_KNMI-RACMO22E_v1
RCP 8.5 - 03	MIROC-MIROC5_rcp85_r1i1p1_GERICS-REMO2015_v1
RCP 8.5 - 04	MOHC-HadGEM2-ES_rcp85_r1i1p1_CLMcom-CCLM4-8-17_v1
RCP 8.5 - 05	MPI-M-MPI-ESM-LR_rcp85_r1i1p1_MPI-CSC-REMO2009_v1
RCP 8.5 - 06	MPI-M-MPI-ESM-LR_rcp85_r1i1p1_UHOH-WRF361H_v1

Zur Abbildung des Ist-Zustands wurden zu Beginn des Projekts Stationsniederschläge verwendet (5-Minuten-Zeitschritte in NASIM, Kalibrierzeitraum 2011 bis 2021). Für die Simulationen der aktuell gültigen Klimareferenzperiode von 1991-2020 wurden HYRAS-Daten (<https://www.dwd.de/DE/leistungen/hyras/hyras.html>) des DWD eingesetzt (HYRAS, Hydrometeorologische Rasterdaten, Stundenwerte; Razafimaharo et al., 2020), da diese zur Bias-Adjustierung der regionalisierten Klimaprojektionsdaten verwendet wurden.

Tab. 7 und Abb. 12 zeigen, wie unterschiedlich die verwendeten Klimaprojektionen im Kern-Ensemble ausgeprägt sind (Auswertung für das FTEZG Hammbach-Wienbach), da sie zusammengenommen für die einzelnen Parameter die Bandbreite des Klimasignals im Referenz-Ensemble abbilden.

Tab. 7: Übersicht statistischer Parameter der verwendeten Klimaprojektionen (Zeitraum 1965-2100). Parameter: Niederschlag P, Lufttemperatur T, Globalstrahlung RG, relative Luftfeuchte RH, Windgeschwindigkeit u2.

	P(Mittel mm/a)	T(Median)	RG(Median)	RH (Median)	u2 (Median)	P(Min mm/a)	T(Min)	RH (Min)	P(Max mm/a)	T(Max)	RG (Max)	u2 (Max)
rcp26_01	877	11,10	2,11	80,50	2,70	665	-12,80	33,40	1150	29,40	7,31	10,80
rcp26_02	910	11,20	2,22	80,10	2,80	613	-13,40	28,50	1325	31,40	8,67	12,30
rcp26_03	766	11,20	2,19	77,50	2,70	500	-14,00	21,40	1180	31,10	7,00	9,70
rcp26_04	901	11,90	2,17	80,00	2,70	623	-6,30	18,50	1392	31,40	8,37	11,30
rcp26_05	888	11,10	1,98	79,60	2,70	718	-13,4	21,80	1358	29,70	7,65	10,80
rcp85_01	737	13,80	2,24	74,60	2,90	557	-13,60	20,40	1009	36,70	8,19	10,80
rcp85_02	891	13,20	2,16	79,50	2,80	535	-9,20	31,00	1292	33,10	8,64	10,20
rcp85_03	895	13,40	2,04	78,90	2,70	635	-3,90	27,90	1218	34,70	7,13	10,20
rcp85_04	850	14,20	2,08	76,70	2,70	510	-6,50	20,90	1251	34,60	6,86	10,60
rcp85_05	957	12,40	1,69	80,60	2,80	635	-8,00	35,10	1248	35,60	7,50	11,30
rcp85_06	877	12,20	2,10	79,50	2,80	567	-8,90	31,30	1145	32,60	7,18	10,50

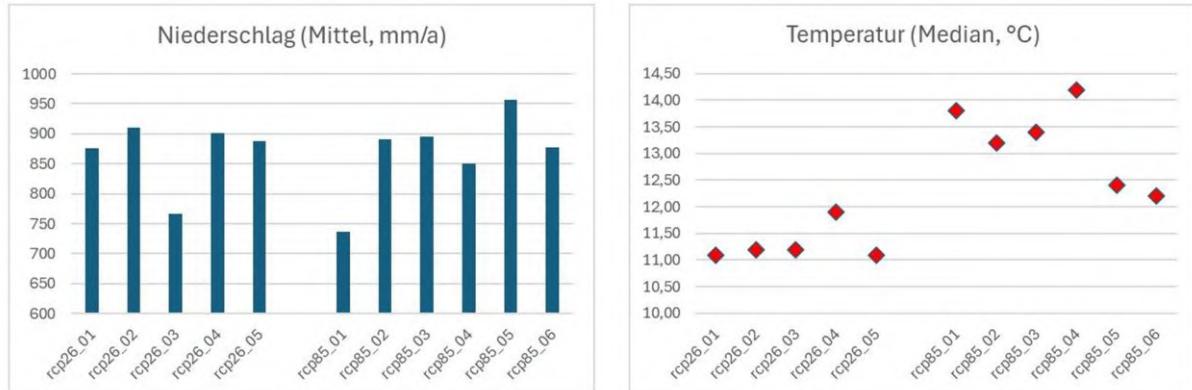


Abb. 12: Niederschlag (Mittelwert) und Temperatur (Median) der verwendeten Klimaprojektionen

Für die Klimaszenarienuntersuchung im gesamten Lippeeinflussgebiet wurde der Zeitraum von 2071 bis 2100 mit der Klimareferenzperiode von 1991 bis 2020 verglichen (Abb. 13). Dabei wird ein Anstieg der durchschnittlichen Jahrestemperatur um 3,0 °C im Szenario RCP8.5 und um 0,6 °C im Szenario RCP2.6 (jeweils Ensemblemedian) im Vergleich zur Referenzperiode von 1991 bis 2020 prognostiziert. Der Ensemblemedian der durchschnittlichen jährlichen Niederschläge ändert sich in beiden Szenarien nur geringfügig, wobei die Prognoseunsicherheit – gemessen an der Streuung der Prognosewerte – bei einer stärkeren Klimawärzung (Szenario RCP8.5) deutlich höher ist.

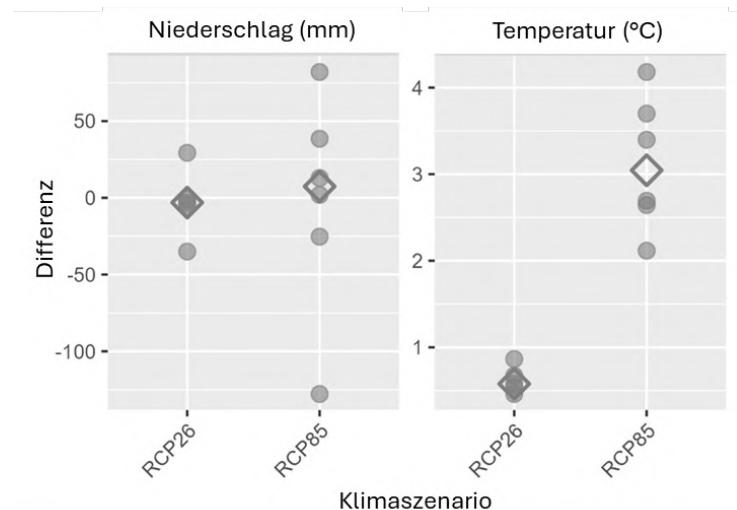


Abb. 13: Unterschiede der Klimavariablen Niederschlag (mm) und Temperatur (°C) im Lippeeinflussgebiet zwischen der Untersuchungsperiode (2071 – 2100) und der Referenzperiode (1991-2020). DWD-Kern-Ensemble-Projektionen (Punkt) und Ensemblemedian (Raute)

II.4.5.2 Maßnahmenszenarien

Die Verwendung von Szenarien bietet die Möglichkeit, langfristige Alternativen zu untersuchen. Sie stellen eine Methode dar, ein sehr komplexes und von hoher Unsicherheit geprägtes Bild der Zukunft verständlich zu machen, indem die Anzahl der ergebnisrelevanten Variablen eingegrenzt wird. Im Projekt KliMaWerk wurden Szenarien genutzt, um unterschiedliche Umsetzungsgrade von Maßnahmen zur Erhöhung der Klimaresilienz des Landschaftswasserhaushalts darzustellen. Die Maßnahmenszenarien werden hierbei als Narrative zur Ableitung und Begründung der Maßnahmenumsetzung verstanden. Für das Projekt wurde die Methode des Forecastings gewählt, d.h. die Szenarien werden genutzt, um verschiedene alternative Entwicklungen ausgehend von der aktuellen Situation zu untersuchen und damit zu unterschiedlichen Endsituationen zu gelangen („what if...“). In KliMaWerk wurde die vom Ecologic Institut entwickelte Methode zur Erstellung von Szenarien entsprechend Dreblow et al. (2011) verwendet. Diese basiert auf einer Recherche verschiedener verfügbarer Ansätze und wurde bereits in unterschiedlichen Forschungsprojekten angewandt. Die Methode wurde auf den regionalen Kontext und die Thematik der Verbesserung des Landschaftswasserhaushalts angepasst. Die Vorgehensweise und die entsprechenden Schritte sind in Tab. 8 zusammengefasst.

Tab. 8: Vorgehensweise bei der Entwicklung der KliMaWerk-Szenarien

Schritte Szenarienentwicklung	Basis in KliMaWerk
Klärung des Zwecks und der Struktur der Szenarienübung	
Schritt 1: Festlegung der Art und des Umfangs der Szenarien	
Schritt 2: Identifizierung der Interessengruppen und Auswahl der Teilnehmenden	<ul style="list-style-type: none"> • Literaturrecherche • Experteneinschätzung • Stakeholder-Mapping
Schritt 3: Bestimmung von Themen, Zielen, Indikatoren und möglichen Politiken	<ul style="list-style-type: none"> • 1. Stakeholder-Workshop
Schaffung der Grundlagen	
Schritt 4: Identifizierung von Treibern	<ul style="list-style-type: none"> • Literaturrecherche
Schritt 5: Auswahl zentraler Treiber (Schlüsselfaktoren)	<ul style="list-style-type: none"> • Experteneinschätzung • 2. Stakeholder Workshop
Schritt 6: Erstellung eines Szenarienrahmens	
Entwicklung und Testung der Szenarien	
Schritt 7: Ausarbeitung der Szenariennarrative	<ul style="list-style-type: none"> • Literaturrecherche
Schritt 8: Durchführung der quantitativen Analyse (II.4.8)	<ul style="list-style-type: none"> • Experteneinschätzung • 2. Stakeholder Workshop
Ergebnisse und zentrale Botschaften	
	<ul style="list-style-type: none"> • Basierend auf Modellierung • Aufarbeitung in Handlungsempfehlungen

Ausgangspunkt für die KliMaWerk Maßnahmenszenarien sind verschiedene Treibhausgasemissions-Konzentrationspfade (RCPs) bzw. sozio-ökonomische Szenarien (SSPs), welche vom IPCC genutzt werden oder für Deutschland entwickelt wurden (IPCC, 2014; IPCC, 2023; O'Neill et al., 2014; Riahi et al., 2017). Es wurde ein Screening von globalen, sowie auf Deutschland (UBA, 2019) und NRW bezogenen Informationen (U.a. Bosch & Partner GmbH, 2021) zu zukünftigen Entwicklungen von Treibhausgasemissionen und Klimawandelauswirkungen sowie sozioökonomischen Entwicklungen

und Entwicklung von Klimaanpassungsaktivitäten mit Einfluss auf den LWH in der Lippe-Region durchgeführt. Diese wurden für den regionalen Kontext und die Fragestellung im Projekt angepasst und weiterentwickelt. Im weiteren Verlauf wurde u.a. mit den Stakeholdern diskutiert, welcher Umfang der Umsetzung pro Maßnahmenbündel (II.5.2) in den beiden KliMaWerk-Maßnahmenszenarien möglich ist (hohe/mittlere/keine Umsetzung).

Für die verschiedenen Maßnahmenbündel wurden Umsetzungspotenziale auf Basis von Literatur, verfügbaren Datensets von LV bzw. externen Datensets sowie Experteneinschätzungen festgelegt. Die Maßnahmenumsetzung wurde auf Basis der Umsetzungspotenziale folgendermaßen operationalisiert:

- Hohe Umsetzung des Maßnahmenbündels = 100 % des Potentials des Maßnahmenbündels
- Mittlere Umsetzung des Maßnahmenbündels = 50 % des Potentials des Maßnahmenbündels
- Keine Umsetzung = Heutiger Stand

Auf Basis eines Screenings von auf dem IPCC basierenden globalen Daten, sowie auf Deutschland und NRW bezogenen Informationen zu zukünftigen Entwicklungen von Treibhausgasemissionen und Klimawandelauswirkungen, sozioökonomischen Entwicklungen und Entwicklung von Klimaanpassungssaktivitäten mit Einfluss auf den Landschaftswasserhaushalt im Lippeeinzugsgebiet sowie des in KliMaWerk entwickelten konzeptionellen Modells (II.4.12.1) wurden Treiber für die Maßnahmenumsetzung und Landnutzung in der Lippe-Region identifiziert. Abb. 14 zeigt die identifizierten Treiber für die Entwicklung des LWH in der Region, aufgegliedert nach globaler, regionaler/nationaler und lokaler Ebene.

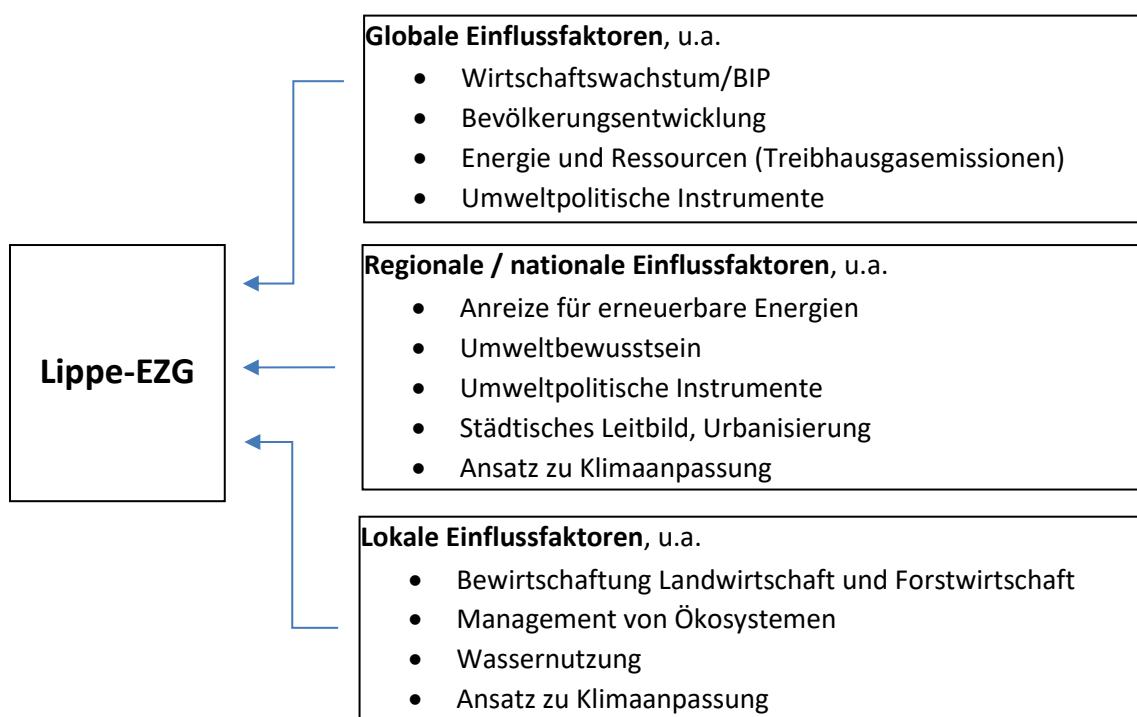


Abb. 14: Einflussfaktoren und identifizierte Treiber für die Entwicklung des Landschaftswasserhaushalts in der Lippe-Region

Auf Basis der Treiber wurden die Narrative für die KliMaWerk-Maßnahmenszenarien entwickelt, welche durch verschiedene Ausprägungen der relevanten Treiber charakterisiert werden. Zusätzlich zum heutigen Zustand wurden zwei Maßnahmenszenarien für die Arbeiten in KliMaWerk entwickelt und für die Modellierung genutzt (II.4.5.2): Ein Nachhaltigkeitsszenario, welches an das 2-Grad-Ziel

(SSP1-2.6) angelehnt ist und die Entwicklung einer Schwammlandschaft mit hohem Anspruch an Naturschutz und einen naturnahen Wasserhaushalt widerspiegelt und ein konventionelles Maßnahmenszenario, welches angelehnt an SSP5-8.5 aufzeigen soll, welche wenigen überwiegend technischen oder bereits regulatorisch erforderten Klimaanpassungsmaßnahmen bei einer das Wirtschaftswachstum priorisierenden Entwicklung plausibel umgesetzt werden. Im konventionellen Szenario werden, u.a. durch den hohen Flächendruck, Maßnahmen in geringerem Maße umgesetzt als im Nachhaltigkeitsszenario.

Auf Basis der beiden Maßnahmenszenarien können Aussagen zu den Wirkungen einer sehr ambitionierten Maßnahmenumsetzung bzw. einer wenig ambitionierten Umsetzung diskutiert werden.

II.4.5.2.1 KliMaWerk-Nachhaltigkeitsszenario (Schwammlandschaft)

Das Nachhaltigkeitsszenario beschreibt eine nachhaltige Entwicklung, gekennzeichnet durch ein hohes Umweltbewusstsein und einer umweltfreundlichen Entwicklung bei allen Treibern. Es ist angelehnt an SSP1 und RCP2.6. Es stellt ein Szenario dar, in dem Schwammlandschaften in der Lippe-Region umgesetzt werden.

- Das Wirtschaftswachstum/BIP ist moderat und basiert auf grünen Technologien. Finanzierungsmöglichkeiten für Klimaschutz und Anpassungsmaßnahmen sind vorhanden.
- Das Bevölkerungswachstum ist stabil; mit moderater Migration.
- Die Urbanisierung ist hoch, wobei das Leitbild der kompakten Stadt der kurzen Wege verfolgt wird, um unnötige Verkehre und dafür nötige Infrastrukturen zu reduzieren und den Flächenverbrauch in Grenzen zu halten.
- Hohes Bewusstsein in der Bevölkerung gegenüber Umweltzerstörung.
- Der Fokus der Energieversorgung liegt auf erneuerbaren Energien, Ressourceneffizienz und Kreislaufwirtschaft sowie der starken Entwicklung emissionsarmer, umweltfreundlicher Technologien. Die Abhängigkeit von fossilen Treibstoffen wird zunehmend reduziert.
- Umweltpolitische Instrumente folgen dem Ansatz einer intersektoralen Zusammenarbeit zwischen Akteuren und Städten. Es wird ein kooperativer Ansatz zwischen Akteuren verschiedener Ebenen und Sektoren umgesetzt.
- Das städtische Leitbild der grünen wassersensiblen Stadt ist verbreitet und integrative Stadtkonzepte sind Leitlinien der Stadt- und Regionalplanung.
- Der Ansatz zur Klimaanpassung ist breit aufgestellt und strebt Synergien mit nachhaltiger Entwicklung, Naturschutz und der Erhöhung der Lebensqualität an. Damit bringt er naturbasierte Lösungen in den Vordergrund.
- Der Wert von natürlichen Ökosystemen wird anerkannt und in Abwägungen einbezogen. Starke Instrumente zum Schutz von Ökosystemen sind etabliert und akzeptiert.
- Für die Wassernutzung wird ein Mix von Wasserquellen inklusive Wasserwiederverwendung genutzt. Bei der Abwägung der Nutzung wird die Natur als relevanter Wassernutzer einbezogen.
- Es wird extensive Landwirtschaft betrieben. Dabei kommen eine intelligente Bewässerung in begrenztem Umfang und klimaresiliente Kulturen zum Einsatz. Die Erbringung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft wird gefördert (ökologisch, Kultur- und Erholungslandschaft). Der peri-urbane Raum wird als Naherholungsraum und für die Lebensmittelversorgung der lokalen Bevölkerung genutzt.
- Die Forstwirtschaft verfolgt das Ziel der Waldmehrung im Sinne von Erst- und Ersatzaufforstung.

Für das Nachhaltigkeitsszenario wird eine ideale Maßnahmenumsetzung angenommen, u.a. wird davon ausgegangen, dass die Maßnahmenfinanzierung und -akzeptanz gewährleistet sind.

Im Nachhaltigkeitsszenario werden fast alle KliMaWerk-Maßnahmenpakete in hohem Maße umgesetzt (Tab. 9). Nur für die Maßnahmen, die mit einem Landnutzungswandel verbunden sind, ist aufgrund der bestehenden Flächenkonflikte eine mittlere Umsetzung vorgesehen.

Tab. 9: Maßnahmenumsetzung im **Nachhaltigkeitsszenario**.

Maßnahmenpakete	Maßnahmenbündel	Umsetzung
MP1	Maßnahmen im Gewässer	1.1 Gewässerentwicklung im Profil
		1.2 Gewässerentwicklung mit Flächenbedarf
		1.3 Reduzierte bzw. ökologische Gewässerunterhaltung inkl. Einbringung von Totholz
		1.4 Entwicklung von Ufergehölzen
MP2	Maßnahmen im Gewässerumfeld	2.1 Anlage/eigendynamische Entwicklung bzw. Reaktivierung von Auenstrukturen
		2.2 Entwicklung von Sekundärauen (mit Gehölzen/Grünland)
		2.3 Reaktivierung von Primärauen (mit Gehölzen/Grünland)
		2.4 Rückverlegung/Rückbau Deich/Damm
MP3	Regenwasser-bewirtschaftung	3.1 Regenwasserspeicherung von/auf Dachflächen
		3.2 Regenwasserspeicherung im Kanalsystem
		3.3 Entsiegelung von Flächen und Erhöhung der Grundwasserinfiltration
MP4	Landnutzungsänderung - Agrarland	4.1 Landnutzungsänderung von Acker zu Grünland
		4.2 Anbau klimaresilienter Feldfrüchte
MP5	Landnutzungsänderung - Wald	5.1 Landnutzungsänderung von Acker zu Laubwald
		5.2 Landnutzungsänderung von Grünland zu Laubwald
		5.3 Landnutzungsänderung von Nadelforst zu Laubwald
MP6	Bewirtschaftungs-form anpassen	6.1 Angepasste Anbauweise
		6.2 Schonende Bodenbearbeitung und Bodenschutz
		6.3 Angepasste Bewässerung und Wasserwiederverwendung
MP7	Entwässerungs-management	7.1 Verschluss/Rückbau von Drainagen/Gräben
		Anlage steuerbarer Drainagen/Gräben
MP8		9.1 Intersektorale Kommunikation

Governance- und Regulierungsmaßnahmen	9.2	Wasserhaushaltssensible Bauleitplanung (z.B. Verhinderung weiterer Versiegelung, Vorranggebiete)	
	9.3	Wassernutzungskonzepte (inkl. Referenzpegel, Mindestwasser, SW)	
	9.4	Information/Kommunikation	

Grau = keine relevante Umsetzung, gelb = mittlere Umsetzung, grün = hohe Umsetzung

II.4.5.2.2 KliMaWerk - Konventionelles Szenario

Das konventionelle Szenario basiert auf einer Zielpriorisierung der wirtschaftlichen Entwicklung und des Wirtschaftswachstums. Es wird angenommen, dass dies mit geringeren Umweltschutzbestrebungen und einer stärkeren Nutzung von fossilen Ressourcen einhergeht. Technische Lösungen und eine geringe Flächennutzung werden bei der Klimaanpassung priorisiert, da dies im Mindset einer auf Wachstum orientierten Wirtschaft angesiedelt ist. Somit fallen – jedoch nur kurzfristig – geringere Einbußen bei Erträgen an und es besteht weniger Flächenkonkurrenz zu Anpassungsmaßnahmen. Das konventionelle Szenario ist an das SSP5 und RCP8.5 angelehnt.

- Die Energienachfrage ist hoch und wird überwiegend mit fossilen Energieträgern gedeckt.
- Die Bevölkerung nimmt durch eine hohe Migration zu, ebenso ist die Urbanisierung hoch, mit der Folge eines hohen Flächenverbrauchs.
- Das Umweltbewusstsein ist insgesamt wenig ausgeprägt.
- Umweltpolitische Instrumente sind durch Silo-Denken geprägt. Dabei stehen sektorale Ziele im Mittelpunkt der Überlegungen. Instrumente zum Erreichen der Sustainable Development Goals der Vereinten Nationen liegen nicht vor.
- Die Urbanisierung ist hoch, wobei das städtische Leitbild der konventionellen Stadtentwicklung verfolgt wird, wodurch es große Ballungsgebiete mit hohem Flächenverbrauch gibt.
- Der Ansatz zur Klimaanpassung besteht vorrangig aus technischen Lösungen und finanziellen Kompensationsmechanismen. Es sind hohe Budgets für die Anpassungsfinanzierung notwendig.
- Ökosysteme sind hochgradig „managed“. Natur und Ökosysteme werden vorrangig als Produktionsfaktoren gesehen, deren Pflege bzw. Schutz sich finanziell rechnen muss.
- Für die Wassernutzung wird ein Mix von Wasserquellen inklusive eines hohen Wassertransfers genutzt. Der Wasserrückhalt basiert vor allem auf technischen Lösungen. Es besteht ein hoher Wasserbedarf zur Kühlung von fossilen Kraftwerken und für die industrielle Produktion. Der ökologische Mindestabfluss wird nicht priorisiert.
- Es wird intensive Landwirtschaft betrieben. Dabei kommt intensive Bewässerung zum Einsatz. Der Flächendruck auf landwirtschaftliche Flächen steigt aufgrund des Ausbaus von Verkehrs- und Energieinfrastrukturen sowie Industrie- und Wohnflächen.
- Die Forstwirtschaft verfolgt prioritär das Ziel der Holzproduktion. Waldmehrung ist aufgrund des hohen Flächenverbrauchs nicht vorgesehen.

Im konventionellen Szenario liegt der Fokus bei der Maßnahmenumsetzung auf den technischen KliMaWerk-Maßnahmenpaketen. Regenwasserspeicherung von/auf Dachflächen sowie im Kanalsystem und angepasste Bewässerung/Wasserwiederverwendung erfahren eine hohe Umsetzung (Tab. 10). Aufgrund des verhältnismäßig „einfachen“ Kostensparpotentials liegt die Maßnahme der Reduzierung der Gewässerunterhaltung inkl. Einbringung von Totholz ebenfalls bei einer hohen Umsetzung. Durch den hohen Flächendruck werden Maßnahmen, die Flächen benötigen, nicht

umgesetzt, z.B. finden Flächenentsiegelung und Aufforstung von Ackerland nicht statt. Die übrigen Maßnahmen werden in geringem bis mittlerem Maße umgesetzt. Die bestehenden Regulierungen und Strategien werden nicht zwangsläufig vollständig umgesetzt bzw. kann die Maßnahmenumsetzung hinter die heutige Umsetzung zurückfallen.

Tab. 10: Maßnahmenumsetzung im **konventionellen Szenario**

Maßnahmenpakete		Maßnahmenbündel		Umsetzung
MP1	Maßnahmen im Gewässer	1.1	Gewässerentwicklung im Profil	Kein Flächenverbrauch, Anpassung in bestehendem Profil
		1.2	Gewässerentwicklung mit Flächenbedarf	Hoher Flächenbedarf
		1.3	Reduzierte bzw. ökologische Gewässerunterhaltung inkl. Einbringung von Totholz	Kostensparpotential
		1.4	Entwicklung von Ufergehölzen	Geringer Flächenverbrauch
MP2	Maßnahmen im Gewässerumfeld	2.1	Anlage/eigendynamische Entwicklung bzw. Reaktivierung von Auenstrukturen	Hoher Flächenbedarf
		2.2	Entwicklung von Sekundärauen (mit Gehölzen/Grünland)	Sehr hoher Flächenbedarf
		2.3	Reaktivierung von Primärauen (mit Gehölzen/Grünland)	Sehr hoher Flächenbedarf
		2.4	Rückverlegung/Rückbau Deich/Damm	Hoher Flächenbedarf
MP3	Regenwasserbewirtschaftung	3.1	Regenwasserspeicherung von/auf Dachflächen	Technische Lösung wird bevorzugt umgesetzt
		3.2	Regenwasserspeicherung im Kanalsystem	Technische Lösung wird bevorzugt umgesetzt
		3.3	Entsiegelung von Flächen und Erhöhung der Grundwasserinfiltration	Ausgeschlossen, da Flächendruck zu hoch
MP4	Landnutzungsänderung - Agrarland	4.1	Landnutzungsänderung von Acker zu Grünland	Ausgeschlossen, da Flächendruck zu hoch
		4.2	Anbau klimaresilienter Feldfrüchte	
MP5	Landnutzungsänderung - Wald	5.1	Landnutzungsänderung von Acker zu Laubwald	Ausgeschlossen, da Flächendruck zu hoch
		5.2	Landnutzungsänderung von Grünland zu Laubwald	Ausgeschlossen, da Flächendruck zu hoch
		5.3	Landnutzungsänderung von Nadelwald zu Laubwald	Umgesetzt, wenn Produktivität nicht vermindert
MP6	Bewirtschaftungsform anpassen	6.1	Angepasste Anbauweise	Zwischenfruchtanbau schon heute, Fläche für Randstreifen benötigt, Agroforst zu große Umstellung
		6.2	Schonende Bodenbearbeitung und Bodenschutz	
		6.3	Angepasste Bewässerung und Wasserwiederverwendung	Technische Lösung, Bewässerungsbedarf hoch

MP7	Entwässerungsmanagement	7.1	Verschluss/Rückbau von Drainagen/Gräben	Kosten und personeller Aufwand für Steuerung
			Anlage steuerbarer Drainagen/Gräben	
MP8	Governance- und Regulierungsmaßnahmen	8.1	Intersektorale Kommunikation	Kooperativer Ansatz wenig verbreitet, klimatische Rahmenbedingungen erzwingen Umsetzung
		8.2	Wasserhaushaltssensible Bauleitplanung (z.B. Verhinderung weiterer Versiegelung, Vorranggebiete)	Keine starken umweltpolitischen Instrumente, klimatische Rahmenbedingungen erzwingen Umsetzung
		8.3	Wassernutzungskonzepte (inkl. Referenzpegel, Mindestwasser, SW)	Kooperativer, koordinierende Ansatz wenig verbreitet, klimatische Rahmenbedingungen erzwingen Umsetzung
		8.4	Information/Kommunikation	Kooperativer, informatorischer Ansatz wenig verbreitet, klimatische Rahmenbedingungen erzwingen Umsetzung

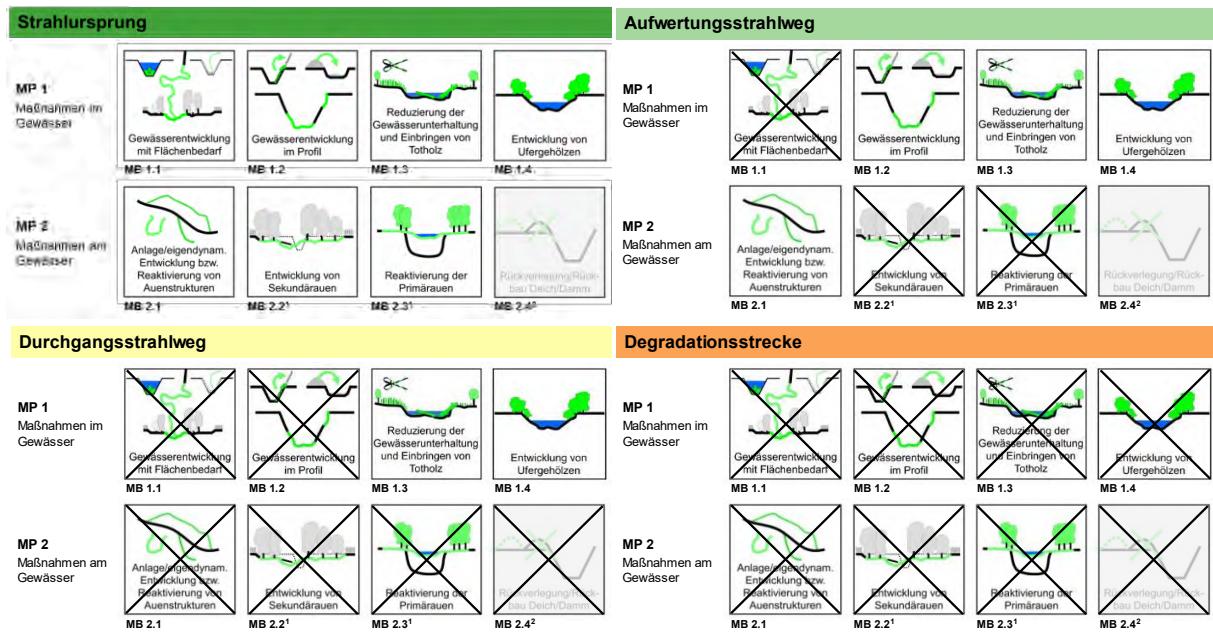
Grau = keine relevante Umsetzung, gelb = mittlere Umsetzung, grün = hohe Umsetzung

II.4.5.3 Regelbasierte Übertragung der Maßnahmenszenarien

II.4.5.3.1 Gewässermaßnahmen

Für die Maßnahmenpakete „Maßnahmen im Gewässer“ (MP 1) und „Maßnahmen am Gewässer“ (MP 2) (II.5.2) erfolgte die Herleitung des Maßnahmenpotenzials auf Basis der Funktionselemente Strahlursprung, Aufwertungsstrahlweg und Durchgangsstrahlweg des „Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzepts“ (LANUV NRW, 2011). Die Funktionselemente bilden die Basis für die in NRW gültigen Maßnahmenübersichten zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele gemäß §§ 27-31 und 47 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG). Damit sind sie die Grundlage für das konventionelle Maßnahmenszenario, da aufgrund ihrer vom bestehenden gesetzlichen Rahmen vorgegebenen Notwendigkeit davon ausgegangen wurde, dass diese Maßnahmen kurz- bis mittelfristig umgesetzt werden. Für das nachhaltige Szenario wurde angenommen, dass durchgängig alle Maßnahmen umgesetzt werden. Eine Ausnahme bilden Maßnahmen mit Flächenbedarf. Für diese wurde bei vorliegenden „harten Restriktionen“ wie zum Beispiel direkt angrenzende Siedlungsbereiche oder Industrie, keine Umsetzung angenommen.

Die Bestimmung des Maßnahmenpotenzials erfolgte auf Basis der Funktionselemente Strahlursprung, Aufwertungsstrahlweg und Durchgangsstrahlweg. Diese unterscheiden sich in ihrer morphologischen und hydrologischen Qualität. Abb. 15 zeigt, welche Maßnahmenbündel in den jeweiligen Funktionselementen umgesetzt wurden. In sogenannten Degradationstrecken (z. B. verrohrte Bereiche) wurde keine Maßnahmenumsetzung angenommen.



¹ Zwischen der Entwicklung von Sekundärauen und der Reaktivierung von Primärauen wird kein Unterschied gemacht.
² Die Rückverlegung oder der Rückbau von Deichen werden nicht explizit in den Modellen abgebildet. Dennoch sollte wenn möglich nicht als Restriktion für die Entwicklung/Reaktivierung von Sekundär- und Primärauen gewertet werden.

Abb. 15: Herleitung der Umsetzung von Maßnahmen der Maßnahmenpakete „Maßnahmen im Gewässer“ (MP 1) und „Maßnahmen am Gewässer“ (MP 2) auf Basis der Funktionselemente Strahlursprung, Aufwertungsstrahlweg und Durchgangsstrahlweg

Ursprünglich sollten die in den Maßnahmenübersichten der Bezirksregierungen beschriebenen Funktionselemente zur Bestimmung des Maßnahmenpotenzials herangezogen werden. Diese wurden auf Ebene der Bezirksregierungen erstellt, liegen aber nicht in einem einheitlichen Datenformat und einer einheitlichen Detailtiefe vor. Insbesondere die konkrete Verortung der Funktionselemente entlang der Gewässer ist teilweise nicht vorhanden. Um eine einheitliche Datenbasis für das gesamte Einzugsgebiet der Lippe zu erhalten, wurden daher regelbasiert auf Basis der im Strahlwirkungs-Trittsteinkonzept definierten Regeln und der Gewässerstruktur, Funktionselemente generiert:

1. Alle 500 m erfolgt ein Wechsel zwischen Strahlursprung und Aufwertungsstrahlweg
2. Abschnitte, die im Ist-Zustand die Voraussetzungen für einen Strahlursprung erfüllen werden als Strahlursprung definiert
3. Abschnitte mit angrenzender restriktiver Landnutzung im unmittelbaren Umfeld werden als Durchgangsstrahlwege definiert
4. Einzelne Abschnitte (100 m) werden dem oberhalb liegenden Funktionselement zugeordnet

Damit liegen die Anteile der unterschiedlichen Funktionselemente in der für das Makrozoobenthos in Tieflandgewässern empfohlenen Größenordnung (LANUV NRW, 2011). Für die Fokuseinzugsgebiete Hammbach, Wienbach und Körne fand zusätzlich auf Basis von weiteren vorliegenden Informationen (Luftbildern, Landnutzung, Gewässerentwicklungskonzepten) eine detaillierte Plausibilisierung statt.

II.4.5.3.2 Landnutzungsänderung - Agrarland und Wald

Für die Maßnahmenpakete „Landnutzungsänderung Agrarland“ (MP 4) und „Landnutzungsänderung Wald“ (MP 5) wurden regelbasiert, schrittweise und ausgehend von der aktuellen Landnutzung (Abb. 19) Ziellandnutzungskarten für das nachhaltige Maßnahmenszenario erstellt (Abb. 20).

II.4.5.3.2.1 Landnutzungsänderung im Umfeld von Gewässern

Alle Ackerflächen die zu mindestens 50 % innerhalb der morphologischen Aue der Lippe (BfN, 2021) liegen wurden im nachhaltigen Szenario zu Laubwald umgewandelt. Für das konventionelle Szenario wurden nur Ackerflächen umgewandelt die maximal 50 m vom Fluss entfernt liegen.

Datengrundlage: Morphologische Aue der Lippe, Shapefile (BfN, 2021, zur Verfügung gestellt am 01.03.2024)

An allen weiteren Fließgewässerabschnitten im Einzugsgebiet der Lippe, die als Strahlursprung identifiziert wurden (II.4.5.3.1), wurden angrenzende Acker- und Grünlandflächen zu Laubwald umgewandelt. Die räumliche Ausdehnung ergibt sich über die vom LANUV NRW berechnete Entwicklungskorridorbreite zur Erreichung des guten ökologischen Zustands (LANUV NRW, 2020). Die Ausprägung im nachhaltigen und konventionellen Szenario ergibt sich über die Verortung der Gewässerabschnitte mit Strahlursprungsqualität.

Datengrundlage: Gewässerentwicklungsflächen und Entwicklungskorridorbreiten, Shapefile (LANUV NRW, 2020, zur Verfügung gestellt am 03.09.2024)

II.4.5.3.2.2 Landnutzungsänderung von ausgewählten Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet

Für die Umwandlung der Landnutzung von Acker- und Grünland zu Laubwald wurde angenommen, dass grundsätzlich alle im Lippeeinzugsgebiet aktuell als Acker- und Grünland genutzten Flächen geeignete Standortverhältnisse für eine Aufforstung aufweisen. Unter dieser Prämisse wurden Flächen mit einer Acker-/Grünlandzahl < 30 identifiziert. In die Acker-/Grünlandzahl fließen u.a. ausgewählte Landschaftsmerkmale wie die Beschattung durch einen an die landwirtschaftliche Fläche angrenzenden Wald ein. Diese Flächen besitzen eine geringe Ertragsfähigkeit, sodass der Nutzungskonflikt im Vergleich zu höherwertigen Flächen geringer ausfällt. Eine Aufforstung ist in diesen Fällen mit höherer Wahrscheinlichkeit umsetzbar und würde zu einer Vergrößerung schon bestehender Waldflächen führen, weshalb sie gegenüber kleinen, solitär in der Landschaft liegenden Flächen für eine Umsetzung priorisiert wurden.

Für die Modellierung mit SWAT+ wurden zusätzlich die Baumarten Buche und Eiche unterschieden. Zur Herleitung der potenziellen Baumartenverteilung wurde das Waldbaukonzept Nordrhein-Westfalen in Kombination mit der forstlichen Standortkarte NRW herangezogen. Abb. 16 zeigt die daraus abgeleitete potenzielle Verbreitung der Baumarten Eiche und Buche (als Hauptbaumart) im Einzugsgebiet der Lippe.



Abb. 16: Potenzielle Verteilung der Baumarten Eiche (Stieleiche) und Buche (Rotbuche) im Einzugsgebiet der Lippe.

Die Ableitung der potenziellen Baumartenverteilung erfolgte auf Grundlage einer Auswertung der Waldentwicklungstypen (WET) gemäß der forstlichen Standortkarte NRW (1:50.000). Die WET repräsentieren standorttypische, an die lokalen Standortfaktoren (Waldvegetationszeit, Gesamtwasserhaushaltsstufe, Nährstoffversorgung) angepasste Mischbestände mit Haupt- und Nebenbaumarten, die als Zieltypen für die zukünftige Waldbestandsentwicklung definiert sind. Darüber hinaus wurde ein potenzieller Standortdrift infolge des Klimawandels berücksichtigt. Die forstliche Standortkarte enthält Anbauempfehlungen für die einzelnen WET, die auf den aktuellen Empfehlungen des Waldbaukonzepts NRW, dem jeweiligen Standorttyp (Kombination der maßgeblichen Standortfaktoren) sowie den artspezifischen Ansprüchen der Baumarten beruhen. Für die insgesamt neun relevanten Waldentwicklungstypen, in denen Eiche (drei Typen) bzw. Buche (sechs Typen) als Hauptbaumart definiert sind, wurde diese Systematik angewendet. Jedem Standorttyp ist dabei ein besonders geeigneter sowie mehrere weitere geeignete WET zugeordnet.

Auf dieser Grundlage erfolgte eine gewichtete Bewertung der neun relevanten WET mit Eiche (3) oder Buche (9) als Hauptbaumart, wobei besonders geeignete WET mit einem Faktor von 1,0 und weitere geeignete WET mit einem Faktor von 0,5 berücksichtigt wurden. Unter Einbezug der unterschiedlichen Anzahl definierter WET pro Baumart wurde daraus abgeleitet, welche Hauptbaumart an den jeweiligen Standorten künftig mit der höchsten Wahrscheinlichkeit angebaut werden könnte. Verschiedene Gewichtungsansätze wurden getestet. Der hier beschriebene Ansatz wurde nach Abgleich mit spezifischen Standortparametern (z. B. den forstwirtschaftlichen Gesamtwasserhaushaltsstufen des Bodens) sowie unter Berücksichtigung des bei den Bearbeitern vorhanden Gebietswissens als methodisch konsistent und fachlich plausibel bewertet.

*Datengrundlage: IS LWSTO 50 Standortkarte für Landwirtschaftliche Nutzung 1:50.000 von NRW, Shapefile, Geologischer Dienst NRW 2022, dl-de/by-2-0,
<https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/geologie/boden/BK/ISLWSTO50/>*

Für die Umwandlung von Ackerflächen zu Grünland wurden Ackerflächen identifiziert die nach der allgemeinen Bodenabtragsgleichung eine mit einem Bodenabtrag von > 27,5 t/ha im Jahr extrem hohe Stufe der natürlichen Erosionsgefährdung aufweisen (Abb. 17). Außerdem wurden Ackerflächen identifiziert, die innerhalb der Landesmoorkulisse Nordrhein-Westfalens liegen und sich demnach für die Wiedervernässung besonders eignen.

Datengrundlage: IS EroGef Erosionsgefährdung der Böden in NRW nach der ABAG, Shapefile, Geologischer Dienst NRW 2023, dl-de/by-2-0, <https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/geologie/boden/BK/ISEROGEF/>

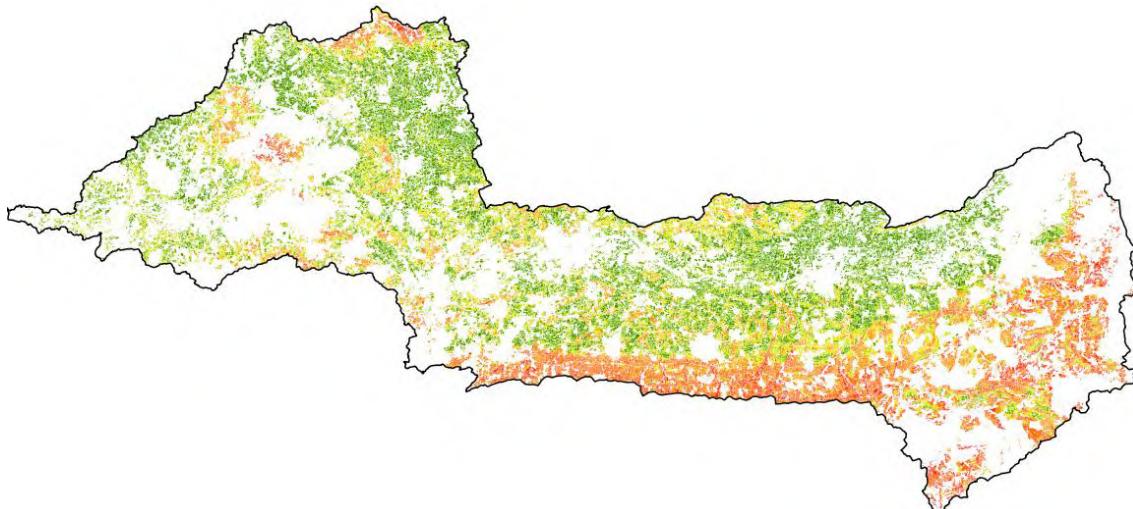


Abb. 17: Erosionsgefährdung der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet der Lippe. Die Erosionsgefährdung nimmt von grün über gelb und orange zu. Rot eingefärbte Flächen weisen eine extrem hohe Erosionsgefährdung auf. Basierend auf: Geologischer Dienst NRW 2022, dl-de/by-2-0, <https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/geologie/boden/BK/ISLWST050/>

II.4.5.3.2.3 Landnutzungsänderung von Nadel- zu Laubwald

Für die Umwandlung von Nadelwald zu Laubwald wurde auf Basis der forstlichen Standortkarte (1:50.000) für Kiefer und Fichte ermittelt, ob aktuelle Flächen dieser Baumarten eine hohe Standorteignung aufweisen oder nicht. Die in der forstlichen Standortkarte dargestellte Standorteignung für einzelne Baumarten wird anhand der drei Faktoren Gesamtwasserhaushalt, Nährstoffversorgung und Vegetationszeit für den aktuellen Zustand und die Klimaszenarien RCP4.5 und RCP8.5 ermittelt. Da die Waldentwicklung lange Zeiträume in Anspruch nimmt, wurde die Standorteignung auf Basis des moderaten Klimaszenarios RCP4.5 berücksichtigt (Abb. 18).

Für Flächen, die keine hohe Standorteignung für die genannten Nadelbaumarten aufweisen, wurde für das konventionelle Szenario angenommen, dass eine Umwandlung zu Laubwald stattfindet. Für Flächen die eine hohe Standorteignung aufweisen wurden gute kurzfristige Ertragsaussichten unterstellt, die keinen Anreiz für eine Umwandlung zu Laubwald bieten. Für diese Flächen wurde die Nachpflanzung von Nadelwald angenommen. Im nachhaltigen Szenario findet für alle Kiefer- und Fichtenwälder eine Umwandlung zu Laubwald statt. Auch hier fand für die Modellierung mit SWAT+ eine Unterscheidung in die Baumarten Eiche und Buche nach dem bereits oben beschriebenen Vorgehen statt.

Datengrundlage: Forstliche Standortkarte 1:50.000 von NRW (Übersichtskarte), auf Grundlage der Bodenkarte 1:50.000 und Klimaprojektionen nach Szenario RCP4.5, Geologischer Dienst NRW 2023, dl-de/by-2-0, <https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/geologie/boden/BK/ISFSK50RCP45/>

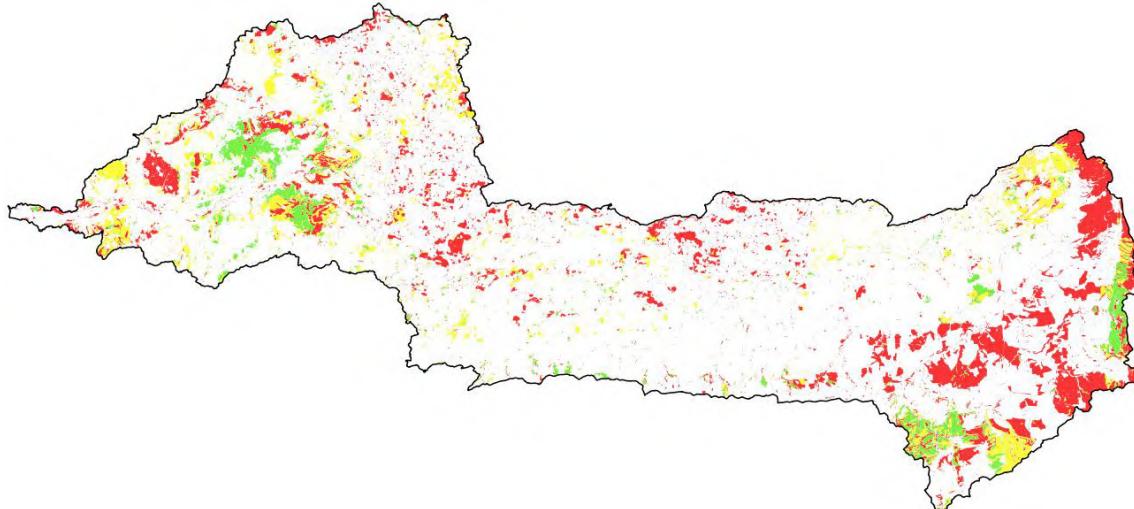


Abb. 18: Standorteignung am Beispiel der Fichte im Einzugsgebiet der Lippe für das Klimaszenario RCP4.5. Dargestellt ist die Eignung als standortgerecht (grün), bedingt standortgerecht (gelb), nicht standortgerecht (rot). Basierend auf: Geologischer Dienst NRW 2023, dl-de/by-2-0, <https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/geologie/boden/BK/ISFSK50RCP45/>

II.4.5.3.2.4 Veränderung der Landnutzung in den Maßnahmenszenarien

Die unter II.4.5.2 dargestellten Maßnahmenszenarien wurden entsprechend der oben beschriebenen Regeln auf Grundlage der aktuellen Landnutzung (Abb. 19) in neue Landnutzungskarten für das gesamte Lippegebiet überführt (Abb. 20). Es wird deutlich, dass die Waldflächen im nachhaltigen Szenario deutlich zunehmen, während die landwirtschaftlichen Flächen abnehmen würden. An steileren Hängen und den Abflussrinnen des Haarstrangs (Höhenzug am südlichen Rand des Lippeeinzugsgebiets) wurden in der Ziellandnutzung Ackerflächen zu Grünland umgewandelt. Dies entspricht dem Konzept der begrünten Abflussmulden („grassed waterways“), bei dem Oberflächenabfluss entlang der durch die Geländeform vorgegebenen Abflusswege abgeleitet wird. Diese sind begrünt, um den Abfluss zu verzögern und Erosion zu vermeiden (Fiener & Auerswald, 2017).

Nach Anwendung des konventionellen und des nachhaltigen Maßnahmenszenarios auf die aktuelle Landnutzung ergeben sich die in Abb. 21 dargestellten Veränderungen. Der Grünlandanteil bleibt in beiden Szenarien nahezu konstant. Dies liegt einerseits an der Aufforstung bestehender Grünlandflächen und andererseits an der Umwandlung erosionsgefährdeter Ackerflächen sowie von Flächen innerhalb der Landesmoorkulisse in Grünland. Deutliche Unterschiede zeigen sich bei den Kategorien Ackerland, Laubwald und Nadelwald. Im konventionellen Szenario bleibt der Anteil des Ackerlandes nahezu unverändert. Im nachhaltigen Szenario sinkt er dagegen von 41 % (2.235 km^2) im aktuellen Zustand auf 30 % (1.614 km^2). Parallel dazu nimmt der Anteil an Laubwald durch die Umwandlung von Nadelwald zu: von ursprünglich 11 % (619 km^2) auf 16 % (860 km^2) im konventionellen Szenario. Im nachhaltigen Szenario steigt der Laubwaldanteil infolge zusätzlicher Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen auf 30 % (1660 km^2) und verdreifacht sich damit gegenüber der aktuellen Landnutzung.

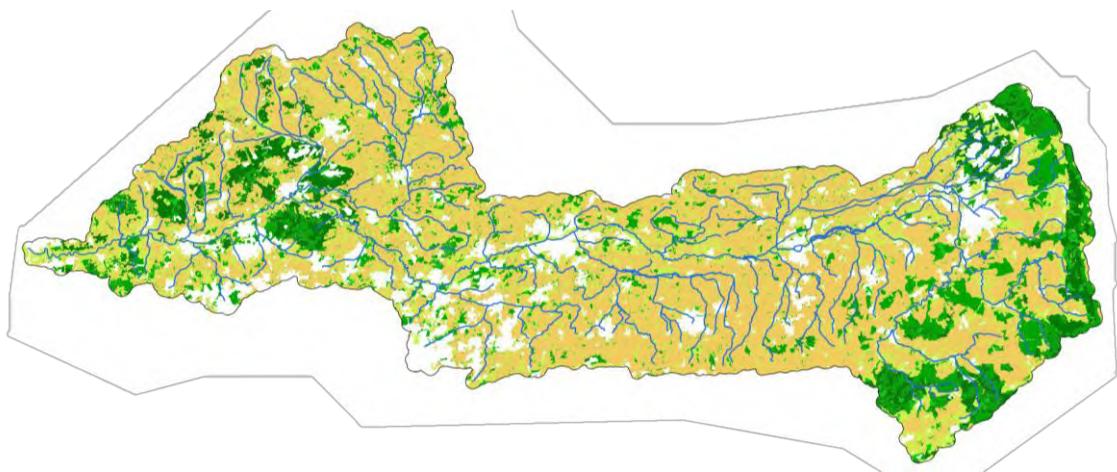


Abb. 19: Aktuelle Landnutzung im Einzugsgebiet der Lippe. Dargestellt sind Grünland (hellgrün), Laubwald (mittelgrün), Nadelwald (dunkelgrün), Ackerflächen (beige) sowie Siedlung und Industrie (weiß).



Abb. 20: Potenzielle Ziellandnutzung im nachhaltigen Szenario im Einzugsgebiet der Lippe. Dargestellt sind Grünland (hellgrün), Laubwald (mittelgrün), Nadelwald (dunkelgrün), Ackerflächen (beige) sowie Siedlung und Industrie (weiß).

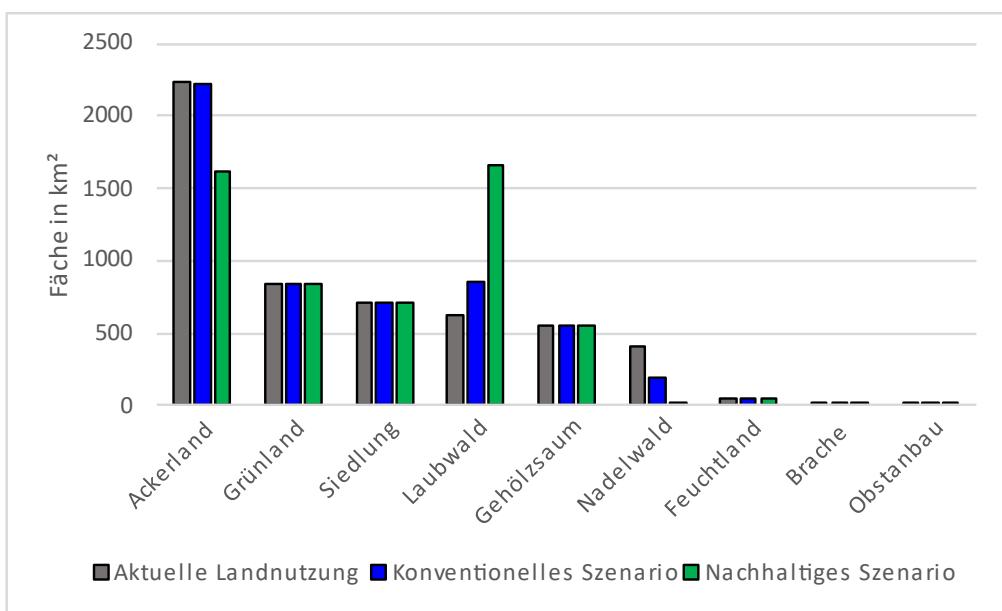


Abb. 21: Gegenüberstellung der aktuellen Landnutzung und der Landnutzung nach Übertragung der Maßnahmenszenarien in die Landschaft.

II.4.5.3.3 Urbane Maßnahmen

Eine umfangreiche Potentialanalyse zur möglichen Entsiegelung wurde im Zuge der im Rahmen des Projektes betreuten Masterarbeit von Lutz (2024) erarbeitet. Im Rahmen dieser Arbeit wurden das Umsetzungspotenzial und die hydrologische Wirkung der blau-grünen Infrastrukturen Gründach, Regenwasserzisterne und Versickerungsanlage im urban geprägten Oberlauf der Körne und im ruralen Einzugsgebiet des Hammbach-Wienbachs analysiert.

Die Maßnahmenwirkung wurde zunächst für ausgewählte Teilgebiete mithilfe des N-A-Modells NASIM untersucht. Es wurden unterschiedliche Konzepte erarbeitet und miteinander verglichen. Die Kombination verschiedener Maßnahmen erzeugt Synergien und führt zu einer Annäherung der Wasserbilanz an einen naturnahen Zustand. Dabei zeigte sich, dass insbesondere die Dachflächen aufgrund ihres hohen Anteils an der befestigten Fläche ein großes Potenzial zur Reduktion des Regenwassereintrags in die Kanalisation bieten.

Zur vereinfachten Übertragung der Wirkung einzelner Maßnahmen auf das gesamte Einzugsgebiet wurde eine Regionalisierungsstrategie entwickelt. Hierzu wurden empirische Formeln erstellt mit denen ein nomineller Entsiegelungsgrad berechnet werden kann. Dieser spiegelt insbesondere die Reduktion des Oberflächenabflusses von befestigten Flächen wieder. Die Formeln ermöglichen zudem eine Abschätzung der Veränderungen in den Wasserbilanzkomponenten Verdunstung, Versickerung und Oberflächenabfluss, ohne dass eine aufwendige Langzeitsimulation erforderlich ist. Als zentraler Parameter dient dabei der Anteil der Dachflächen an der Gesamtfläche. Die empirischen Gleichungen gelten für einen Dachflächenanteil (DG) zwischen 4,64 % und 32,36 % der Gesamtfläche:

$$\Delta E = 0,9742 * DG - 0,0089$$

$$\Delta ET = 0,3736 * DG - 0,0155$$

$$\Delta V = 0,3483 * DG - 0,0216$$

$$\Delta Qb = 0,7226 * DG - 0,005$$

ΔE = Entsiegelung, Reduktion der Versiegelung [%]

ΔET = Erhöhung der Verdunstung [%]

ΔV = Erhöhung der Versickerung [%]

ΔQb = Verringerung des befestigten Oberflächenabfluss [%]

DG = Anteil Dachfläche zur Gesamtfläche [%]

Da die Entsiegelung eine technisch realisierbare Maßnahme ist, wurde nicht zwischen dem nachhaltigen (M1) und konventionellen (M2) Maßnahmenszenario unterschieden. Tab. 11 gibt einen Überblick über das Entsiegelungspotenzial der EZG.

Tab. 11: Versiegelungsgrad der EZG Hammbach, Wienbach und Körne-Oberlauf in Abhängigkeit des Maßnahmenszenarios

	M0 [%]	M1 & M2 [%]
Hammbach	3,1	1,4
Wienbach	1,7	0,4
Körne-Oberlauf	23,0	18,8

II.4.5.4 Modellierung der Klima- und Maßnahmenszenarien

Für alle Maßnahmenszenarien wurden mit den entsprechenden Modellen Simulationen durchgeführt. Dabei wurden die hydrologischen Wirkungen der Maßnahmenszenarien für den klimatischen Ist-Zustand (1991-2020) und die beiden Klimaszenarien RCP 2.6 und 8.5 (regionalisierte Klimasimulations-Daten des DWD) für den Zeitraum 2071-2100 ermittelt (II.4.8). Insgesamt wurden pro EZG 31 Simulationen durchgeführt (Tab. 12).

Tab. 12: Simulationsmatrix bestehend aus den Maßnahmenszenarien M0, M1 und M2 sowie der Referenzperiode (Klima-Ist-Zustand K0) und den Klimaszenarien K1 und K2. K0: Je Maßnahmenszenario eine Simulation mit gemessenen Daten für den Zeitraum 1991-2020 (HYRAS). K1: Je Maßnahmenszenario 5 Simulationen mit den regionalisierten Klimasimulations-Daten. K2: Je Maßnahmenszenario 6 Simulationen mit den regionalisierten Klimasimulations-Daten. Shared Socioeconomic Pathways: SSP1: Der nachhaltige und grüne Weg und SSP5: Die fossile Entwicklung. Representative concentration pathways: RCP2.6 und RCP8.5 (IPCC, 2014).

Maßnahmenszenario		Klimaszenario	K0	K1	K2
			Klima-Ist-Zustand 1991-2020	5 regionale Klimazeitreihen basierend auf RCP2.6	6 regionale Klimazeitreihen basierend auf RCP8.5
M0	Maßnahmen-Ist-Zustand	keine Umsetzung von zusätzlichen Maßnahmen	✓	✓	✓
M1 Nachhaltig	Maßnahmenkombination basierend auf SSP1	Hohe Realisierung des Umsetzungspotentials	✓	✓	✓
M2 Konventionell	Maßnahmenkombination basierend auf SSP5	Geringe Realisierung des Umsetzungspotentials	✓		✓

II.4.6 Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der hydrologischen Modelle

II.4.6.1 Gesamteinzugsgebiet: Ökohydrologisches Modell SWAT+

Das ökohydrologische Modell SWAT+ (Arnold et al., 1998; Bieger et al., 2017) in der Version 60.5.4 wurde zur Modellierung der Maßnahmenszenarien im gesamten Lippeeinzugsgebiet (Abb. 22) eingesetzt. Es unterteilt das Einzugsgebiet in Teileinzugsgebiete und diese werden wiederum in Hydrological Response Units (HRUs) – räumliche Einheiten, die sich aus der Kombination von Informationen zu Boden, Landnutzung und Hangneigung ergeben – unterteilt. Für jede HRU werden die Veränderungen der Bodenwasserspeicherung sowie die Prozesse Verdunstung, Oberflächenabfluss, Zwischen- und Drainageabfluss im Bodenprofil sowie die Grundwasserneubildung im täglichen Zeitschritt berechnet. Wasser, das die HRUs über Oberflächen-, Zwischen- und Drainageabfluss verlässt, wird direkt von dem modellierten Vorfluter aufgenommen, von dem das Wasser zum Auslass des Teileinzugsgebiets weitergeleitet wird. Wasser, das aus HRUs versickert, gelangt in oberflächennahe Grundwasserleiter und wird – nach optionaler Subtraktion von Verlusten an einen tiefen Grundwasserleiter sowie Verlusten aufgrund von kapillarem Aufstieg und Pflanzenwasserbedarf – als Grundwasserfluss an den jeweiligen Vorfluter abgegeben (Neitsch et al., 2011). Die besonderen Stärken des Modells liegen in einem detaillierten Pflanzenwachstumsmodell, welches die Auswirkungen verschiedener Landnutzungen auf den Landschaftswasserhaushalt in einem hohen Detailgrad simulieren kann. Unterschiedliche versiegelte Landnutzungen wie Siedlungen, Gewerbe- und Industrieflächen lassen sich durch ihren Versiegelungsgrad differenzieren.



Datenquellen: Gewässerstationierungskarte NRW GSK3E 2019, Digitales Geländemodell 1 NRW 2023, Pegel und Übergabestelle Lippeverband 2022

Abb. 22: Übersicht über das Flusseinzugsgebiet der Lippe und Pegelstellen

II.4.6.1.1 Datengrundlage und Parametrisierung

Das Modell wurde mit Wetterdaten aus dem Rasterprodukt HYRAS des DWD angetrieben, die in Tagesschritten vorlagen. Dabei wurden die Tagessummen des Niederschlags (Rauthe et al., 2013) sowie die täglichen Temperaturminima und -maxima (Razafimaharo et al., 2020) verwendet. Die Ermittlung der potentiellen Evapotranspiration erfolgt nach der Hargreaves Methode (Hargreaves and Samani, 1985).

Die geographischen Eingangsdaten für das Modell wurden einheitlich auf eine Auflösung von 10 m projiziert und umfassten das Geländemodell DGM1 (Landesvermessung NRW, 2023), die Bodenkarte BK50 (Geologischer Dienst NRW, 2023) sowie die Landnutzungskarte CORINE 2018, 25 ha (European

Environment Agency, 2020). Für eine realistische Abbildung des Einzugsgebiets und als Grundlage für die Simulation der im Projekt vorgesehenen Maßnahmen zur Klimaanpassung durch Änderungen von Landnutzung und -management wurden die folgenden Erweiterungen der Parametrisierung vorgenommen.

Landwirtschaftlich genutzte Flächen

- Identifikation von Feldfrüchten und Fruchtfolgen anhand der Datenbank des integrierten Verwaltungs- und Kontrollsysteams (InVeKoS) zur Durchsetzung einer einheitlichen Agrarpolitik in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union für die Jahre 2016 bis 2022
- Landbewirtschaftungsparameter einschließlich Düngung und Bodenbearbeitung auf Grundlage von Literatur (KTBL, 2009) sowie für Sorghumhirse basierend auf Freilandversuchen (LfL, 2024)
- Experteninterview mit Vertretern der Landwirtschaftskammer NRW (2024)

Waldflächen

- Angepasste Pflanzenparameter für einheimische Baumarten (Müller, 2022)
- Zuordnung der dominanten Baumarten zu den in der Landnutzungskarte ausgewiesenen Waldflächen anhand von Daten des Thünen Instituts (Blickensdörfer et al., 2024)

Siedlungsflächen

- Identifikation des Versiegelungsgrades auf Grundlage von Fernerkundungsdaten (European Environment Agency, 2020)

Die so erstellte detaillierte Landnutzungskarte wurde vom Projekt als Grundlage zur Verortung der landnutzungsbasierten Maßnahmen im gesamten Einzugsgebiet entsprechend ihrer Umsetzungspotentiale verwendet (II.4.5.3).

II.4.6.1.2 Kalibrierung und Modellgüte

Die Kalibrierung des hydrologischen Modells für das gesamte Lippeeinzugsgebiet erfolgte anhand von gemessenen Abflüssen. Dabei war das Ziel eine gute Abbildung von Wassermengen und Abflussdynamik im täglichen Zeitschritt für das Gesamteinzugsgebiet. Als Vergleichswerte dienten bei der Kalibrierung die gemessenen Werte der Pegel „Schermbeck 1“ am Gebietsauslass sowie „Kesseler 3“ für das obere Einzugsgebiet (Abb. 22). Es erfolgte die Anpassung von 14 Modellparametern, welche die Mengen beziehungsweise Dynamiken der modellierten Wasserhaushaltsskomponenten Evaporation, Transpiration der Pflanzen, Oberflächenabfluss, Zwischen- und Drainageabfluss sowie Basisabfluss aus dem Grundwasserspeicher beeinflussen. Für den Kalibrierungszeitraum von 2016 bis 2020 wurden 19.200 durch „Latin Hypercube Sampling“ erstellte Parameterkombinationen getestet. Für die Auswahl der besten Parameterkombination galten folgende Bedingungen:

- Abweichung der simulierten von den gemessenen Abflüssen von weniger als 10 % an beiden Pegeln
- Minimierung der euklidischen Distanz der Kling-Gupta-Effizienzen (Kling et al., 2012) zwischen den beiden Pegeln

Abb. 23 verdeutlicht die gute Abbildung der Abflussdynamik in der Kalibrierungsperiode. Dabei werden die Spitzenabflüsse in der Höhe gut getroffen. Auch bei den Niedrigwasserperioden werden die mittleren Abflüsse gut wiedergegeben, wobei hier die Retention im Einzugsgebiet unterschätzt wird. Entsprechend produziert das Modell hier mehr Ablussvarianz, als gemessen wurde. Die Validierung anhand der Abflussdaten von 2011 bis 2016 bestätigt das realistische Modellverhalten mit dem gewählten Parametersatz, wobei hier die Tendenz zur Überschätzung der Abflüsse stärker ausgeprägt ist.

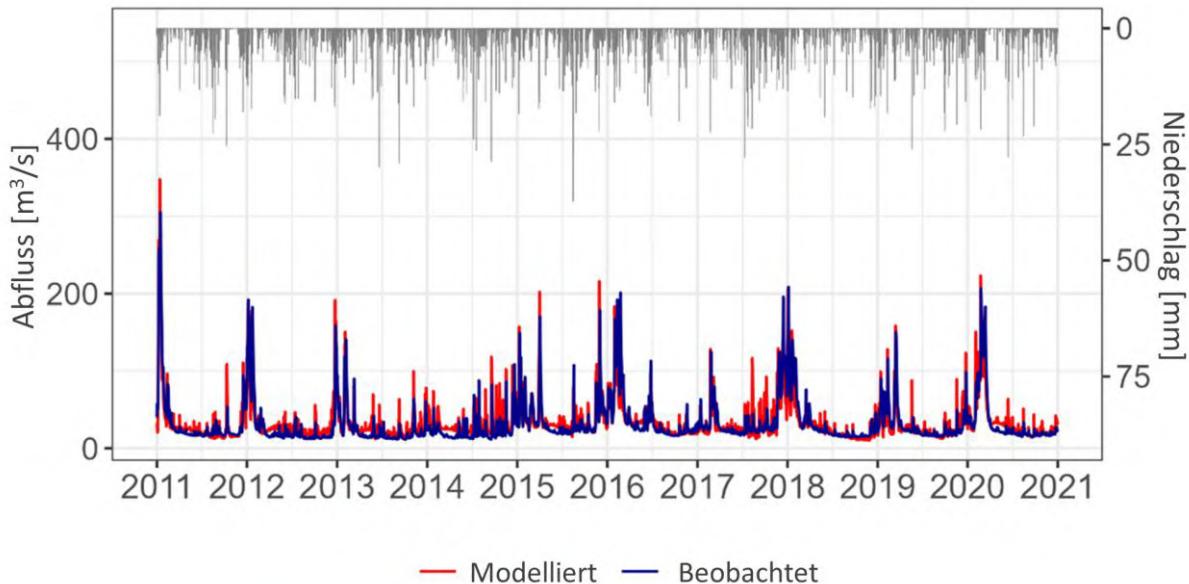


Abb. 23: Modellierte vs. beobachtete Abflussganglinie am Gebietsauslass (Pegel: Schermbeck 1)

Mit der Kalibrierungsstrategie konnte innerhalb des Untersuchungszeitraums von 2011 – 2020 eine zufriedenstellende Modellgüte erreicht (Tab. 13) und damit eine gute Grundlage für die Anwendung des Modells im Projekt gelegt werden.

Tab. 13: Modellgütemaße der Abflüsse im Untersuchungszeitraum 2011 – 2020 am Gebietsauslass (Pegel: Schermbeck 1) und für das obere Einzugsgebiet (Pegel: Kesseler 3)

Modellgütemaß	Nash Sutcliffe Modell- koeffizient (NSE)	Prozentuale Abweichung (PBIAS)	Wurzel des mittleren Standard- abweichungs- verhältnisses (RSR)	Kling-Gupta Effizienz (KGE)	Bestimmtheits- maß (R ²)
Schwellenwert für zufriedenstellende Modellgüte (Moriasi et al., 2007)	> 0.50	< +/-25	≤ 0.70		
Schermbeck 1	0.72	7.9	0.53	0.83	0.73
Kesseler 3	0.67	-8.3	0.57	0.82	0.72

II.4.6.2 Fokusteileinzugsgebiete: Grundwassерmodell SPRING und Niederschlags-Abfluss-Modelle NASIM

II.4.6.2.1 Datengrundlage Fokusteileinzugsgebiete

Die Eingangsdaten für das FTEZG Hammbach-Wienbach, die in den Niederschlags-Abfluss-Modellen (N-A-Modell) und im Grundwasser-Modell (GW-Modell) verwendet wurden, sind in Tab. 14 aufgeführt.

Tab. 14: Allgemeine Datengrundlage der N-A-Modelle (NASIM) und des GW-Modells (SPRING)

Modelldaten	Datenquelle
Gewässernetz	Digitale Gewässerstationierungskarte NRW (GSK3C)
Geländehöhen (Modelloberfläche)	DGM1 (Rasterdaten) – OpenGeodata.NRW
Parameter Bodenwasserhaushalt (Berechnung der Grundwasserneubildung)	Bodenkarte NRW 1:50.000 (BK50)
Flächennutzung	CORINE Land Cover 5 ha (CLC5), 2018 Zusätzlich Abgleich mit NASIM-Modell (Hydrotec)
Versiegelungsgrad	Copernicus: Imperviousness Density 2018 (raster 10 m), Europe, 3-yearly
Gemessene Abflüsse 2011-2023	Lippeverband <ul style="list-style-type: none"> • Hammbach, Pegel 20017, bei km 3,2 • Wienbach, Pegel 20069, Luner Weg • Körne, Pegel 20099, Westicker Straße
Rasterdaten für SPRING	DWD-Download <ul style="list-style-type: none"> • Niederschlag, HYRAS • Verdunstung über Gras, EVapo-P
Stationsdaten für NASIM	Lippeverband <ul style="list-style-type: none"> • Niederschlag, Dorsten-Harsewinkel (1936-2021) • Niederschlag, Dorsten-Lembeck (1950-2022) • Niederschlag, Schermbeck (1950-2022) • Niederschlag, Dülmen-Rorup (2011-2022) • Niederschlag, Dorsten-Harsewinkel (2011-2022) • Niederschlag, Aplerbeck (2010-2022) • Niederschlag, Nettebach (2010-2022) • Niederschlag, Kurl (2010-2022) • Niederschlag, Unna Billmerich (2010-2022) • Temperatur, Bochum (1911-2021) • Verdunstung, Bochum (1931-2021)

Im GW-Modell für das FTEZG Hammbach-Wienbach wurden zusätzlich die Daten aus Tab. 15 berücksichtigt.

Tab. 15: Spezifische Daten für das Grundwassermodell SPRING

Modelldaten	Datenquelle
Modellunterfläche (Unterkante des modellierten Grundwasserleiters)	Geowissenschaftliche Daten: Haltern Formation, Mächtigkeit, dargestellt in Isolinien (2020), Geologischer Dienst NRW, 2020 Dölling und Dölling, 2020
Vorflutpotenziale Lippe (2011-2023)	Messdaten Wasserstände Lippe, Lippeverband Pegel 20093, Marl Pegel 20004, Dorsten
Grenzen Teileinzugsgebiete NASIM-Modell	Hydrotec
Entnahmen Wasserwerk Dorsten-Holsterhausen (Brunngalerien Holsterhausen und Üfter Mark)	Wasserwerk Dorsten Holsterhausen (RWW): https://www.rww.de/fileadmin/assets/pdf/Flyer_wwdorsten.pdf
Gemessene Grundwasserstände (2011-2023)	Lippeverband

Die N-A-Modelle für die FTEZG Hammbach-Wienbach und Körne wurden als Bestandsmodelle vom Lippeverband zur Verfügung gestellt. Die Datengrundlage für die Aktualisierung und Verfeinerung wird in Tab. 16 zusammengefasst.

Tab. 16: Spezifische Daten für das N-A-Modell NASIM

Dateiname	Inhalt	Kommentar
N-A-Modelle		
hammbach_2021_nasim520_tag.sqlite	NASIM SQLite-Datenbank, Hammbach-Wienbach	Stand 2021
LW_Hammbach.sqlite	NASIM SQLite-Datenbank, Hammbach-Wienbach	Stand 2019
wienbach_plan_t2.sqlite	NASIM SQLite-Datenbank, Wienbach	Modell mit Überleitung zur Lippe (Trasse 2), Stand 2021
koerne2021_465.per	NASIM per-Datei, Körne	Stand 2009
20190614_Seseke IST LU.per	NASIM per-Datei, Seseke	Stand 2019
Hydraulik		
Hammbach2006.mdb	Jabron Datensatz Hammbach	bis km 3,6
wienbach_ist.mdb	Jabron Datensatz Wienbach	bis km 4

II.4.6.2.2 Grundwassерmodell SPRING Hammbach-Wienbach

Das GW-Modell des FTEZG Hammbach-Wienbach deckt das oberirdische Einzugsgebiet von Hammbach und Wienbach ab und wurde im Westen und Osten jeweils bis zu den Randstromlinien erweitert, um dort eine Randbedingung 2. Art: $q = 0$ zu definieren (Abb. 24). Das Gebiet weist im Norden des Einzugsgebiets Wienbach eine Grundwasserscheide auf. Nördlich dieser Grundwasserscheide wurde der Modellrand mit einer Leakagerandbedingung (RB 3. Art) belegt, d. h. die Austauschmenge zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer wird iterativ aus der Potenzialdifferenz zwischen dem Grundwasserpotenzial und dem Wasserstand im Gewässer ermittelt. Den Südrand des Modells bildet der Hauptvorfluter Lippe. Hier wurde ebenfalls eine Leakagerandbedingung angesetzt.

Um die Rechenzeiten niedrig zu halten und eine Kopplung mit NASIM zu erleichtern, wurde ein 2D-Modell aufgebaut. Variierende geologische Verhältnisse werden dabei über unterschiedliche Transmissivitäten abgebildet.

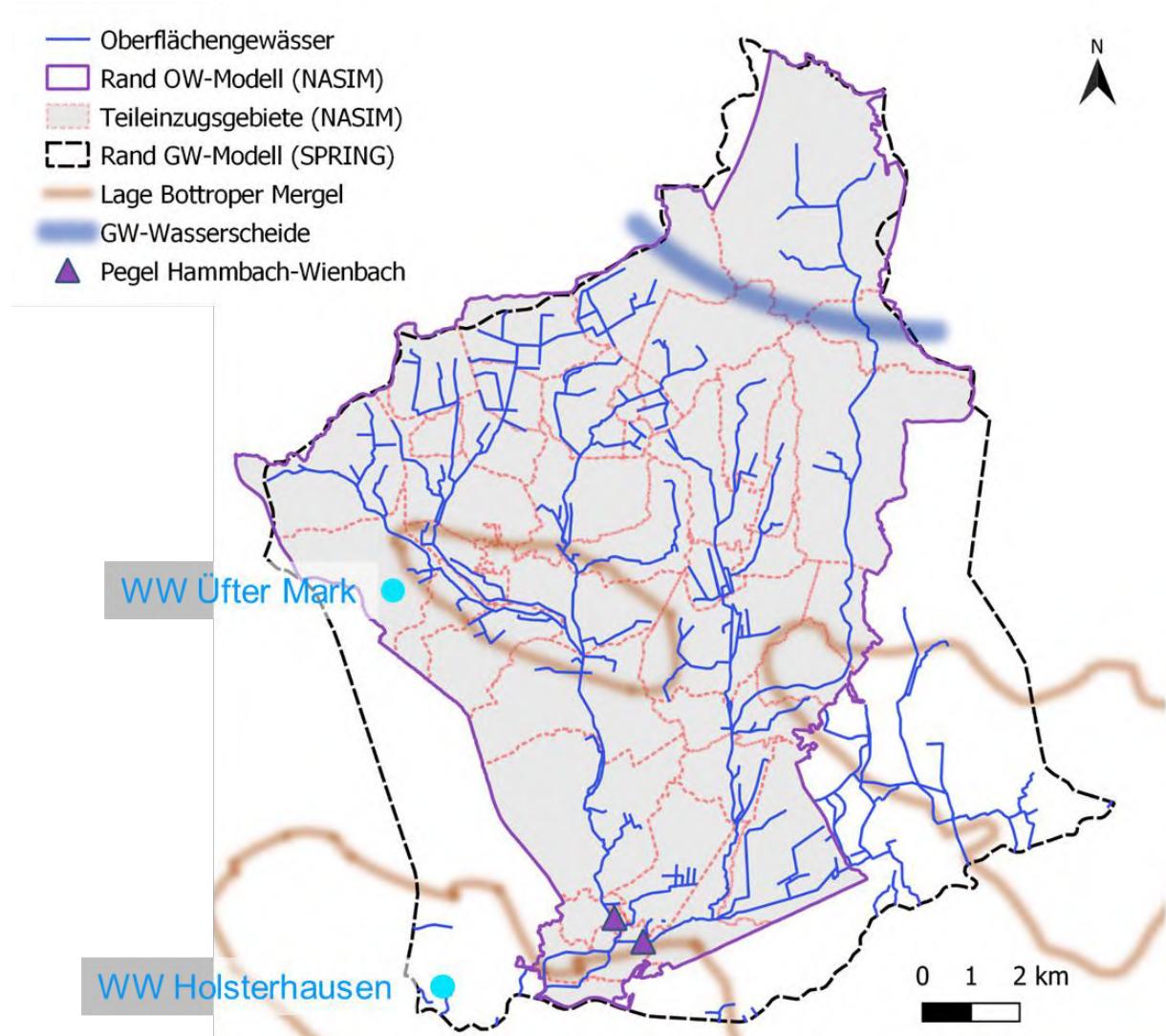


Abb. 24: Überblick des FTEZG Hammbach-Wienbach mit den Modellrändern in SPRING und NASIM

Das Modell wurde zunächst stationär und unter Verwendung einer flächendifferenzierten mittleren Grundwasserneubildung, die mit Hilfe des in SPRING integrierten Bodenwasserhaushaltsmodells für den Zeitraum 2011-2021 berechnet wurde, auf einen mittleren Zustand des Zeitraums 01.11.2011-31.10.2021 kalibriert. Der mittlere Zustand wurde auf der Basis von gemessenen Grundwasserständen an den Messstellen in Form eines Grundwassergleichenplans für das Modellgebiet definiert. Davon ausgehend wurde das Modell instationär mit einer Zeitschrittweite von einem Tag für den Gesamtzeitraum kalibriert. Die instationäre Kalibrierung erfolgte sowohl für die gemessenen Grundwasserstände im Gebiet als auch für die Abflusspegel von Hammbach (#20017) und Wienbach (#20069). Die Kalibrierung wurde parallel zur Modellkopplung durchgeführt, sodass auch die Ergebnisse aus dem N-A-Modell jeweils im nächsten Schritt der Kalibrierung des GW-Modells einbezogen wurden (II.4.6.2.4). Ist eine instationäre Kalibrierung über mehrere hydrologische Zyklen mit unterschiedlichen hydraulischen Systemzuständen erfolgt, bedarf es keiner zusätzlichen Modelltests bzw. Validierung des Modells (DVGW, 2016). Die Modellgüte ist in Tab. 17 und Abb. 25 dargestellt.

Tab. 17: Erreichte Modellgüte bei der Kalibrierung des Grundwassermodells (nach DVGW (2016))

	Mittlere Abweichung der gemessenen und berechneten Grundwasserstände [m]	Relativer Fehler der berechneten Grundwasserstände [%]
Stationäre Kalibrierung	0,5	1,2
Instationäre Kalibrierung	1,1	3,3

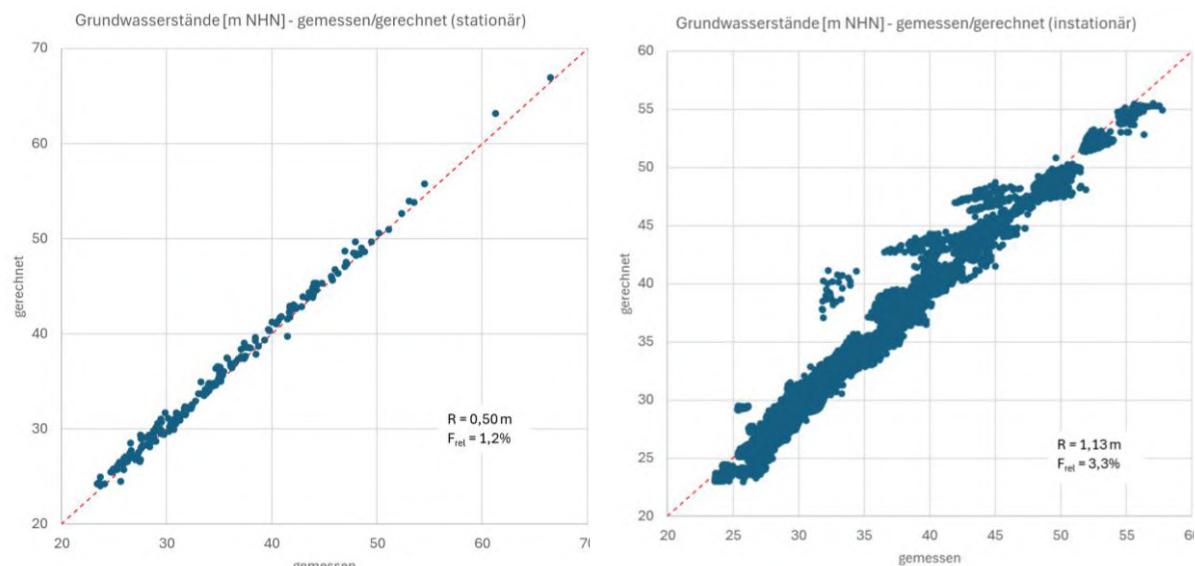


Abb. 25: Scatterplots der gemessenen und gerechneten Grundwasserstände für die stationäre (links) und die instationäre (rechts) Modellkalibrierung des Grundwassermodells (Zeitraum 01.11.2011-31.10.2021)

II.4.6.2.3 N-A-Modelle NASIM Hammbach-Wienbach und Körne

Die vorhandenen N-A-Modelle wurden zunächst zusammengeführt und aktualisiert. Bei der Aktualisierung der Modelle wurden neue Boden- und Landnutzungskarten eingeladen. Aus der Bodenkarte wurden die Bodenparameter permanenter Welkepunkt, Feldkapazität, Gesamtporenvolumen, Permeabilität sowie Mächtigkeit der Bodenschichten verwendet. Um die Simulationszeit zu reduzieren, wurden die Bodenschichten auf zwei Schichten aggregiert. Die Parametrisierung der Landnutzungen erfolgt in NASIM mit Bezug auf die maximale Wurzelgröße und die Interzeptionsverluste (Tab. 18). Hierbei ist zu beachten, dass eine vereinfachte Zusammenfassung von Laub- und Nadelwald im Prinzip nicht möglich ist, da es sowohl bei Laub- als auch bei Nadelwäldern Flach- sowie Tiefwurzler gibt. Bei der Parametrisierung in NASIM wurde davon ausgegangen, dass „klimaresiliente Baumarten“ (hier als Laubwald definiert) tief reichende Wurzeln besitzen, um auch in Trockenperioden tief liegende, wasserführende Bodenzonen zu erreichen.

Tab. 18: Landnutzung NASIM (Beispiel EZG Hammbach-Wienbach)

Name	Max. Wurzelgröße [m]	Max. Interzeptionsspeicher [mm]	Anteil Versiegelung [%]
Acker	1,0	1	0
Bebaut	0,5	1	100
Laubwald	3,0	3	0
Mischwald	2,5	4	0
Nadelwald	2,0	5	0
Sportplatz	0,2	1	20
Verkehrsfläche	0,0	1	100
Wasser	1,0	0	0
Wiese	0,5	1	0

Die Simulationen wurden in 5-Minuten-Zeitschritten durchgeführt. Die Kalibrierung erfolgte anhand von Pegelabflussdaten jeweils im Unterlauf der Gewässer: Pegel Luner Weg (EZG Wienbach), Pegel Rosenstraße (EZG Hammbach) und Pegel Westicker Straße (EZG Körne). Zusätzlich zur manuellen Kalibrierung, bei der die Parameter einzeln und schrittweise optimiert werden, wurde mit einem automatisierten Optimierungsverfahren gearbeitet, das auf der Kling-Gupta-Effizienz als Gütekriterium bzw. Fehlermaß beruht (Gupta H.V. et al., 2009). Die einzelnen Pegelabschnitte (Hammbach, Wienbach und Körne) wurden separat optimiert. Für den Kalibrierzeitraum über zehn hydrologische Jahre (2011-2021) wurden die gefundenen Eichfaktoren je Pegelabschnitt in einem Modelldatensatz zusammengefasst.

II.4.6.2.3.1 EZG Hammbach-Wienbach

Grundlage waren zwei NASIM Modelle aus den Jahren 2019 und 2021 (Meßer und Rieger, 2009; Meßer et al., 2019; Meßer und Louven 2021), die zu Beginn des Projektes zusammengeführt wurden. Neben Anpassung der Boden- und Landnutzungsdaten wurden zusätzlich Hauptabschnitte der Gewässer hydrodynamisch berechnet (1D Hydraulik). Hierfür wurden über 300 Querprofile in das Modell integriert. Die Grundwasserscheide im Norden des Einzugsgebiets Wienbach wurde entsprechend dem GW-Modell SPRING integriert. Hierfür wurde der Basisabfluss der nördlichen Gebiete zu einem externen Systemabfluss verschickt und somit aus der Wasserbilanz des Einzugsgebiets herausgerechnet.

Die Kalibrierung wurde in einem iterativen Prozess zusammen mit den Konsortialpartner delta h durchgeführt, da das EZG Hammbach ohne Modellkopplung keine zufriedenstellenden Kalibrierergebnisse lieferte. Abb. 26 zeigt zum Vergleich die gemessenen Abflüsse (blau) als auch die simulierten Basisabflüsse aus den Simulationen mit (rot) und ohne (orange) Modellkopplung. Der Basisabfluss wird durch die Integration der Leakage-Daten deutlich verbessert, während sich die maximalen Scheitelabflüsse ohne Kopplung nur verzögert und weniger ausgeprägt einstellen.

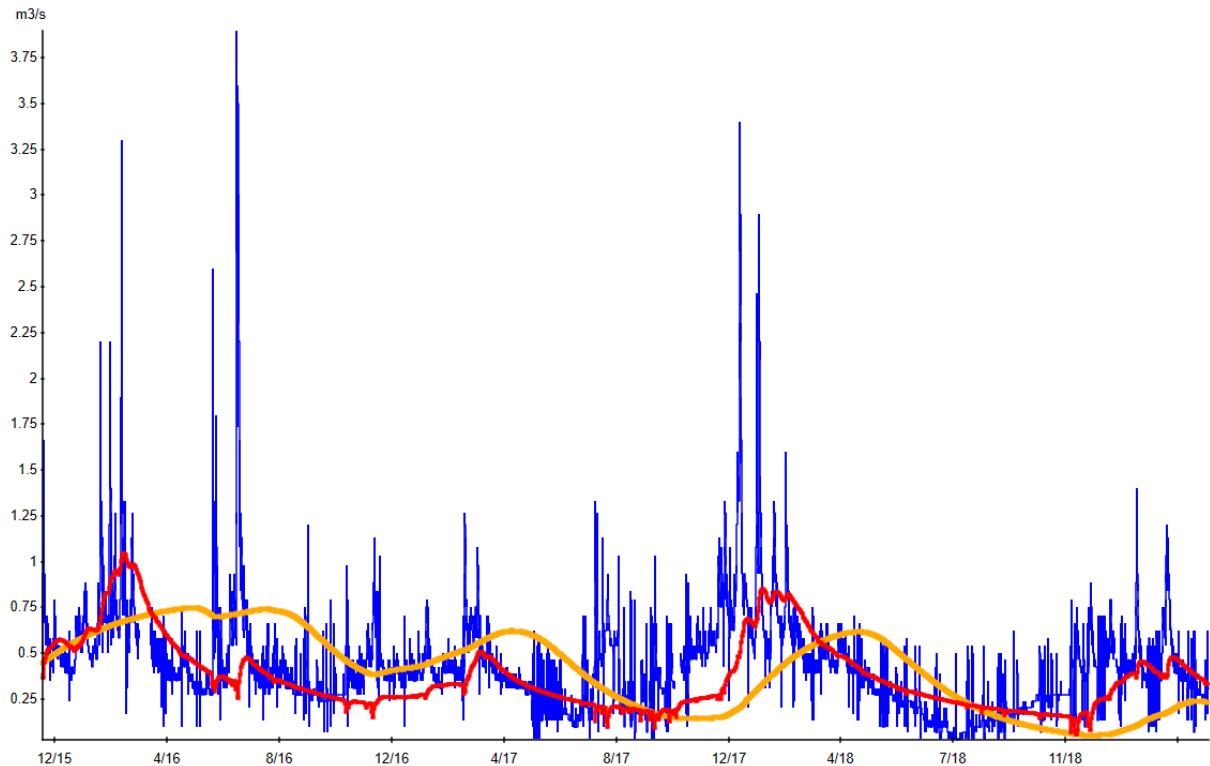


Abb. 26: Abflüsse am Pegel Hammbach. Dargestellt sind die gemessenen Werte (blau) sowie der modellierte Basisabfluss mit Kopplung (rot) und ohne Kopplung (orange).

Die Modellgüte für den Kalibrierzeitraum 2011 bis 2021 ist mit KGE-Werten > 0,6 in beiden Einzugsgebieten zufriedenstellend (ohne Kopplung KGE von 0,40). Wird hingegen der gesamte Zeitraum für den Messdaten vorliegen betrachtet, sinkt die Modellgüte (Tab. 19). Dies liegt u.a. an der Qualität der Pegelaufzeichnungen, die starke Fluktuationen am Pegel Hammbach aufweisen. Vor allem im Zeitraum zwischen 1998 und 2008 sind in der gemessenen Zeitreihe eine Vielzahl von hohen Ereignissen vorhanden, die sich in dem simulierten Datensatz nicht wiederspiegeln. Dies ist auf eine systematische Abweichung der Abflussbestimmungen auf Basis der Pegelaufzeichnungen in diesem Zeitraum zurückzuführen. Ferner ist ein sich über die Zeit veränderndes Abflussverhalten hin zu niedrigeren Abflüssen zu beobachten, was vor allem am Pegel Wienbach nicht gut abgebildet werden kann (Abb. 27). Einige hohe Abflussspeaks werden dadurch nicht getroffen. Weitere Details werden im Detail in II.4.6.2.4 (Modellkopplung) erläutert.

Tab. 19: Modellgütemaße der Abflüsse im Untersuchungszeitraum 2011 – 2021 für das EZG Hammbach (mit und ohne Kopplung) und Wienbach (ohne Kopplung)

EZG	Start	Ende	Kommentar	Korrelations-koeffizient	Nash Sutcliffe Modell-koeffizient (NSE)	Kling-Gupta-Effizienz (KGE)
Hammbach, nicht gekoppelt	11.2011	11.2021	Kalibrierzeitraum, Radardaten	0,42	-0,31	0,40
Hammbach, gekoppelt	11.2011	11.2021	Kalibrierzeitraum, Radardaten	0,62	0,14	0,60
	08.1998	11.2021	HYRAS-Daten, Zeitraum Messwerte	0,65	-0,44	0,30
Wienbach, nicht gekoppelt	11.2011	11.2021	Kalibrierzeitraum, Radardaten	0,76	0,56	0,70
	11.2003	10.2019	HYRAS-Daten, Zeitraum Messwerte	0,67	0,33	0,50

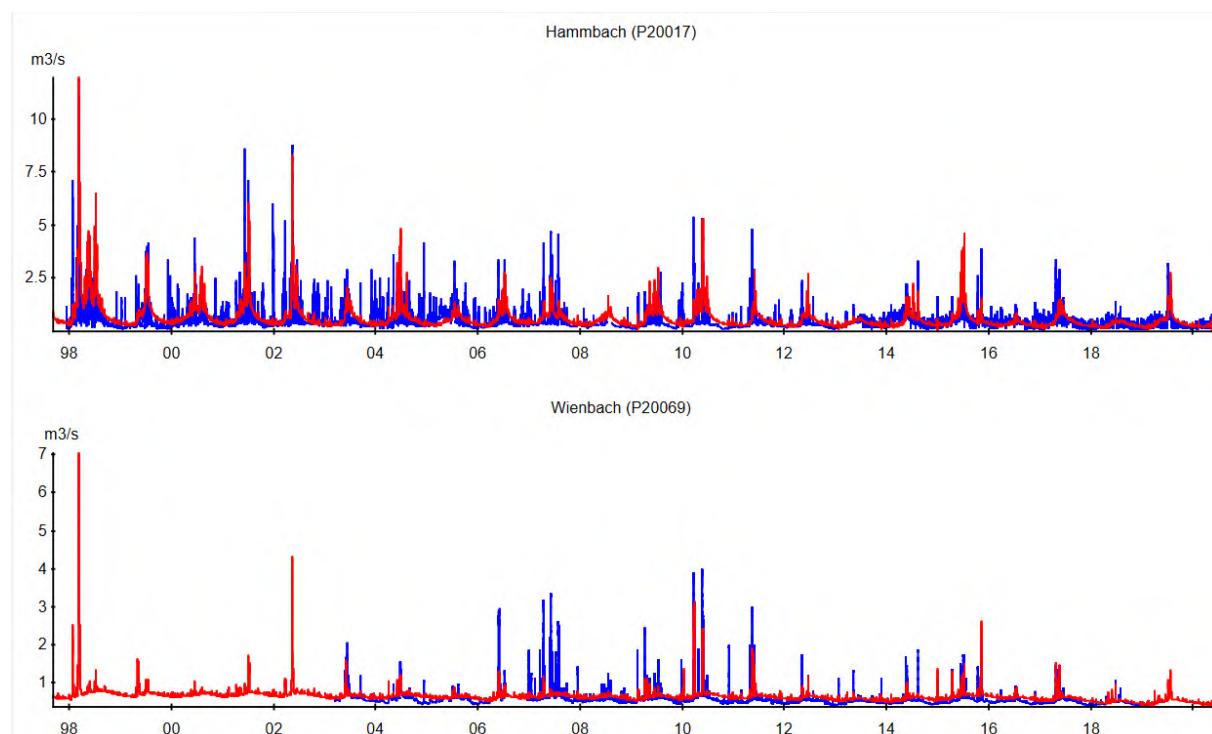


Abb. 27: Abflüsse am Pegel Hammbach und Wienbach. Dargestellt sind die gemessenen (blau) und die simulierten (rot) Werte.

II.4.6.2.3.2 EZG Körne Oberlauf

Das NASIM-Bestandsmodell des Körneoberlaufs (2009) wurde geprüft, korrigiert und aktualisiert. Für die Kalibrierung wurde das Modell mit Stationsniederschlägen in Zeitschritten von fünf Minuten belastet (Zeitraum 2010-2021). Die Kalibrierung wurde im Zuge einer bei Hydrotec durchgeföhrten Masterarbeit erarbeitet (Lutz, 2024).

Aus zeitlichen Gründen war eine Umstellung auf HYRAS-Niederschlagsdaten innerhalb der Projektlaufzeit nicht mehr möglich, da dies eine weitere Neukalibrierung erfordert hätte. Ein längerer Zeitraum für die Modellvalidierung konnte nicht gerechnet werden. Wie für den gesamten Kalibrierzeitraum als auch für ausgewählte Perioden dargestellt, ergibt sich eine zufriedenstellende Modellgüte mit einem KGE-Werte von meistens > 0,7 (Tab. 20).

Tab. 20: Modellgütemaße der Abflüsse im Untersuchungszeitraum 2011 – 2021, EZG Körne.

Start	Ende	Kommentar	Korrelationskoeffizient	Nash Sutcliffe Modellkoeffizient (NSE)	Kling-Gupta-Effizienz (KGE)
01.11.2011	01.11.2021	Gesamtzeitraum Kalibrierung	0,88	0,71	0,80
28.12.2011	17.01.2012		0,90	0,62	0,70
01.07.2014	17.07.2014		0,95	0,88	0,89
07.07.2017	31.07.2017		0,93	0,76	0,71
11.06.2021	05.08.2021		0,94	0,86	0,87

Die Ergebnisse der Kalibrierung werden exemplarisch für zwei Zeitabschnitte in Abb. 28 dargestellt. Abb. 28A zeigt ein Regenereignis im Juli 2020 im Zeitraum vom 21.06.-11.07.2020. Der oszillierende Basisgang in den Ganglinien ist auf Einleitungen der Kläranlage Dortmund-Scharnhorst zurückzuföhren. Geringe Abweichungen bestehen in der Höhe der Abflussspitzen und einem zu früh abfallenden Abfluss. Die kleineren Ereignisse besitzen in der Simulation eine geringere Ausprägung als in der gemessenen Ganglinie.

Abb. 28B zeigt die Abflussganglinien für den Winter 2020 (21.01.-28.03.2020). Während der Basisgang und die kleineren Ereignisse in Volumen und Abflussspitze übereinstimmend simuliert werden können, besteht eine Überschätzung der Abflusshöhen bei länger andauernden Ereignissen. Der höchste Spitzenabfluss wird jedoch korrekt abgebildet. Diese Abweichung besteht bei den meisten Winterhochwassern, wird jedoch in Kauf genommen, um die Abflussspitzen an anderer Stelle übereinstimmender abbilden zu können.

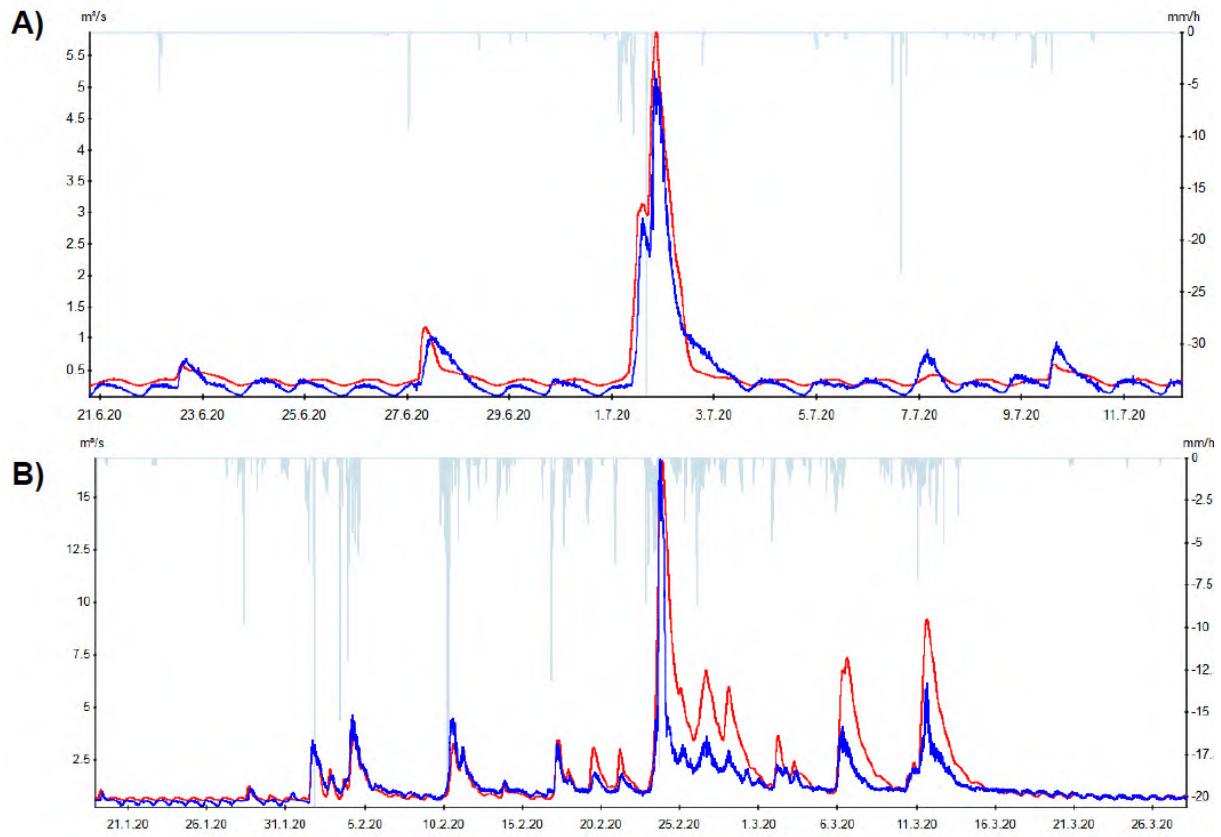


Abb. 28: Zeitreihen der Abflussganglinie des NASIM-Modells Körne. Dargestellt ist der Niederschlag in mm/h (hellblau), der Abfluss am Pegel 20099 (blau) und der simulierte Abfluss in m^3/s (Lutz, 2024).

II.4.6.2.4 Modellkopplung

II.4.6.2.4.1 Modellkopplungsansatz und Kalibrierungsstrategie

Im Projekt wurde die Kopplung der beiden EZG Hammbach und Wienbach des FTEZG getrennt voneinander durchgeführt, da diese für die Modellparametrisierung relevante Unterschiede aufweisen und erst kurz vor der Einmündung in die Lippe zusammenfließen. Sie bieten sich somit für einen Modellvergleich an.

In Vorstudien wurden die EZG Hammbach und Wienbach als stark grundwassergeprägt beschrieben (Meßer et al., 2009, 2019, 2021). Daher wurde im Projekt eine Kopplung des N-A-Modells NASIM mit dem Grundwasser-Simulationsprogramm SPRING entwickelt.

Es wurden mehrere Schnittstellen identifiziert, die für eine Modellkopplung in Frage kommen (Abb. 29) und folgende Kopplungsansätze eruiert:

1. Online-Kopplung: Die Modelle können zu jedem Simulationsschritt an geeigneter Stelle Simulationsergebnisse des anderen Modells einlesen. Diese Kopplung erfolgt bidirektional.
2. Offline-Kopplung: An geeigneter Stelle werden Simulationsergebnisse des anderen Modells statt der eigenen Berechnungen eingelesen und mit diesen weitergearbeitet. Diese Kopplung erfolgt sequentiell, d. h. ohne Rückkopplung.

Anhand der Analyse der ersten Modellergebnisse aus den Einzelmodellen wurde deutlich, dass die Basisabflussganglinien aus dem GW-Modell die gemessenen Pegelganglinien besser abbildeten als das N-A-Modell. Entsprechend wurde ein Kopplungsansatz entwickelt, bei dem der grundwasserbürtige Basisabfluss aus dem Programm NASIM durch den entsprechenden Abflussanteil aus dem GW-Modell SPRING ersetzt wird.

Für die Kalibrierung des gekoppelten Modells wurde eine zweistufige Strategie gewählt. Zunächst wurde wie oben beschrieben das GW-Modell anhand von Grundwasser- und Abflussmessdaten kalibriert. Das Modell NASIM wurde dann mit den Basisabflusswerten aus SPRING ergänzt und anhand der gemessenen Abflüsse an den Pegeln Hammbach (#20017) und Wienbach (#20069) für den Zeitraum 2011 bis 2021 kalibriert.

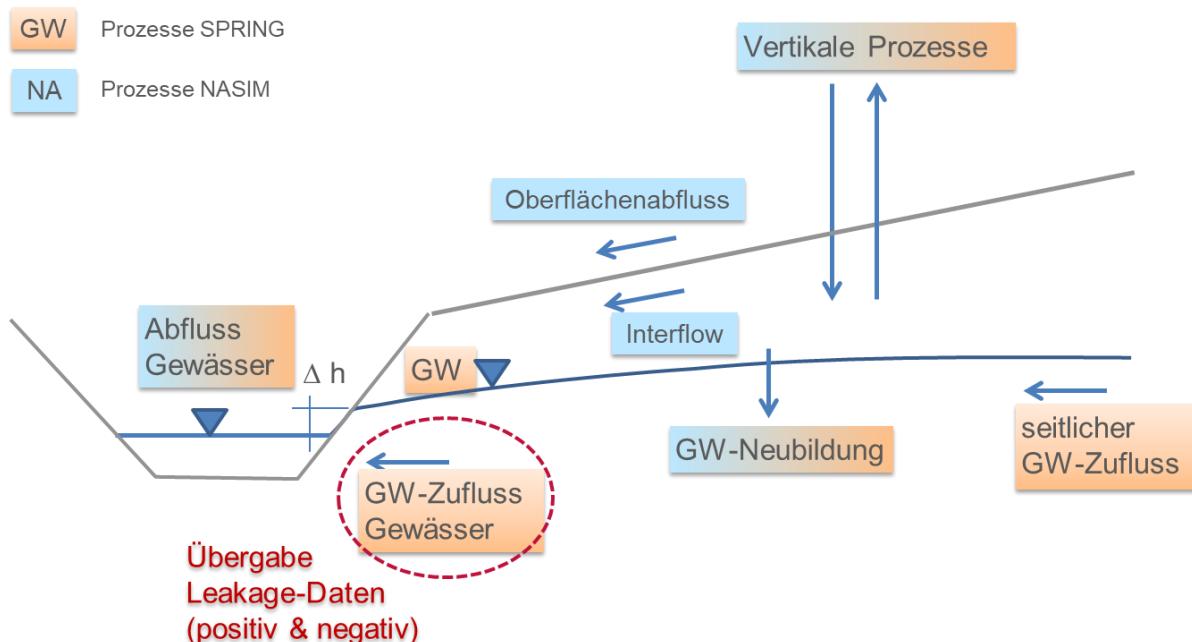


Abb. 29: Konzeption der Modellkopplung. Der im Projekt final verfolgte Ansatz ist in Rot hervorgehoben. Vertikale Prozesse umfassen Niederschlag, Verdunstung, Evapotranspiration, Interzeption und Kapillaraufstieg.

II.4.6.2.4.2 Modellierung von Grundwasserzufluss und -abfluss der Gewässer

Die Idee der Kopplung ist es, den Grundwasserzufluss ins Gewässer als wichtigen Abflussanteil über das GW-Modell SPRING zu ermitteln und dann an NASIM zu übergeben. Dafür mussten zunächst die Teileinzugsgebiete von NASIM mit den Knoten, Elementen und Kanten auf Gewässern im SPRING-Modell verknüpft werden. Dies erfolgte über eine Zusammenfassung der 319 Teileinzugsgebiete zu 40 Gebieten und entsprechend 40 Übergabepunkten im Gewässer. Jeder der Übergabepunkte wurde mit einem Knoten im SPRING-Modell verknüpft

Für die Ermittlung der Leakkagemenge eines Teileinzugsgebiets, d.h. der Wassermenge, die dem Gewässer in diesem Teileinzugsgebiet in einem Zeitschritt zufließt (Grundwasserexfiltration) bzw. von ihm ins Grundwasser abgegeben wird (Grundwasserinfiltration), werden die entsprechenden Mengen aus dem gesamten Teileinzugsgebiet aufsummiert. Sie setzen sich aus Leakkagemengen an einzelnen Gewässerknoten und Leakkagemengen an den Knoten in der Fläche zusammen. Letztere entstehen, wenn bei hohen Grundwasserständen an der Geländeoberfläche Grundwasser austritt und dem

Gewässer zufließt (z. B. über Drainagen). Die Leakagemengen am Gewässer sind abhängig vom Grundwasserstand und dem Wasserstand im Gewässer zum jeweiligen Zeitpunkt. Da SPRING den Wasserstand im Gewässer nach dem Manning-Strickler-Ansatz approximiert, können die Leakagemengen von einem zum nächsten Zeitschritt stark variieren. Für die Kopplung mit NASIM wurde deshalb eine neue Dämpfungsfunktion in SPRING integriert. Die Leakagemengen der Teileinzugsgebiete werden parallel zur Berechnung in SPRING für jeden Übergabepunkt aufsummiert und in Ausgabedateien geschrieben, die dann an NASIM als Modellinput übergeben werden.

II.4.6.2.4.3 Übernahme in das Niederschlags-Abfluss-Modell

Als Vorarbeit für die Modellkopplung mussten im Programm NASIM zunächst Flächen aggregiert und Knotenpunkte für die Datenübergabe definiert werden. Für 319 hydrologische Teilgebiete wurden insgesamt 40 Übergabestellen definiert (Abb. 30).

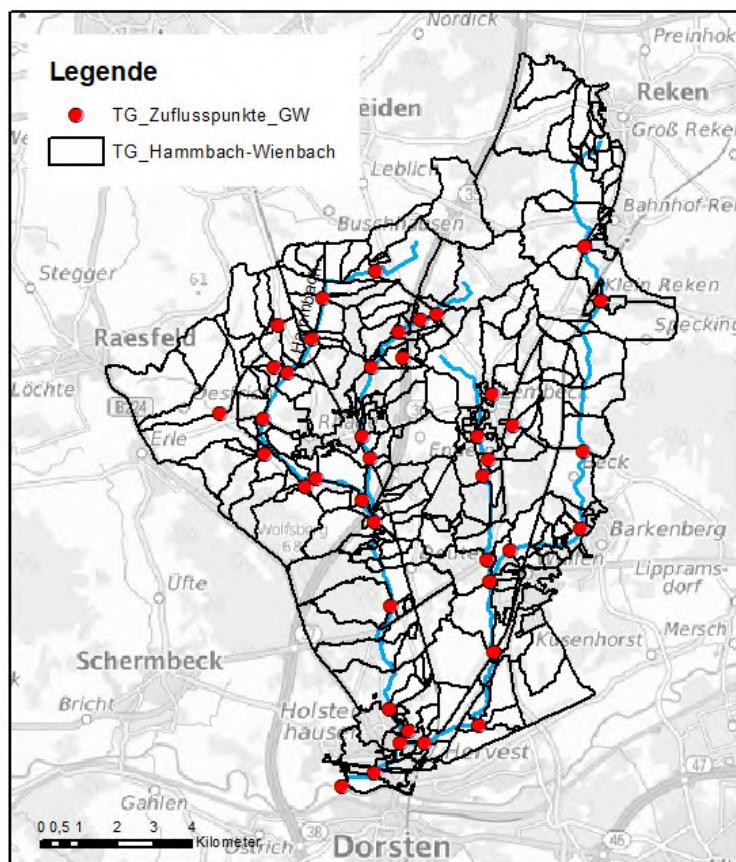


Abb. 30: Übergabepunkte der Leakage-Daten zwischen Grundwasserleitern und Gewässern aus SPRING an NASIM (rote Punkte).

An diesen Stellen wurde der in NASIM berechnete Basisabfluss, der in NASIM dem Gewässer zuströmt, durch den grundwasserbürtigen Gewässerzustrom/-abstrom aus bzw. in den Grundwasserleiter ersetzt. Diese aus SPRING importierten Leakage-Daten geben die instationären effluenten sowie influenten Verhältnisse an den Gewässerstrecken wieder, einschließlich des temporären Trockenfallens.

In beiden Modellen wurde durch Vergleich von Ergebnissen die Kalibrierung fortlaufend angepasst. Bei jeder Leakage-Daten-Übergabe erfolgte in NASIM eine Neukalibrierung.

II.4.7 Hydrologische Wirkungen von landnutzungsbasierten Einzelmaßnahmen

Im Projektverlauf wurde deutlich, dass eine Notwendigkeit für die Simulation von Wirkungen von landnutzungsbasierten Einzelmaßnahmen besteht. Das Ziel war eine detaillierte Überprüfung der bei der Maßnahmenauswahl zugrunde gelegten Wirkungshypothesen. Die Wirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt wurden für die Einzelmaßnahmen Waldumbau (Nadel- zu Laubwald), Anbau klimaresilienter Feldfrüchte und Flächenentsiegelung in den hierfür potenziell geeigneten Maßnahmengebieten Nadelwäldern, Agrarflächen mit Körnermaisfruchtfolgen sowie Siedlungs-, Industrie- und Gewerbegebäuden ausgewertet. Hierbei wurde das Untersuchungsgebiet auf das obere Einzugsgebiet bis zum Pegel Kesseler 3 (Abb. 22) begrenzt, um eine flächengenaue Modellierung mit vertretbarem Rechenaufwand zu ermöglichen und einige anthropogene Einflüsse wie die Wasserübergabestelle in Hamm bei der abflussbasierten Kalibrierung auszuschließen. Diese Untersuchung ging über die Projektantrag vorgesehene Simulation und Auswertung von Maßnahmenkombinationen hinaus.

Zur Untersuchung der Wirkungen der ausgewählten landnutzungsbasierten Maßnahmen wurde die Veränderung des Wasserhaushalts der jeweiligen für die Maßnahmenumsetzung geeigneten Flächen modelliert. Diese umfassten aufgrund der Maßnahmenauswahl land- und forstwirtschaftlich genutzte ebenso wie urbane Räume. Hierbei reagierte das Modell sensitiv auf alle genannten Änderungen der Landnutzungen. Die modellierten hydrologischen Wirkungen (Abb. 31) bestätigten die zuvor aufgestellte Wirkungshypothese, dass mit diesen Maßnahmen die WasserRetention in der Landschaft gesteigert werden kann.

Durch die wassereffiziente Anpassung der Feldfrüchte, in dieser Studie repräsentiert durch den Fruchtwechsel von Mais zu Hirse, kann die Evapotranspiration von landwirtschaftlichen Flächen deutlich reduziert werden. Der Direktabfluss (Summe aus Oberflächen-, Drainage und Zwischenabfluss) nimmt zu, wobei die Zunahme vor allem durch erhöhten Drainageabfluss bedingt ist. Hier bietet sich die Kombination mit gesteuerten Drainagen zur weiteren Steigerung der Retention an. Die Grundwasserneubildung steigt durch die Maßnahme deutlich an.

Der modellierte Wechsel von Nadel- zu Laubbäumen auf den Waldflächen führt ebenso zu einer Reduktion der Evapotranspiration. Gleichzeitig erhöht sich hier der Direktabfluss. Dies ist neben dem geringeren Wasserbedarf der Laubbäume auch durch ihren Blattabwurf und die dadurch verringerte Interzeption im Winter bedingt. In den Mittelgebirgsregionen steigt hier im Gegensatz zum Tiefland neben dem Zwischen- auch der Oberflächenabfluss. Dies sollte bei einer Maßnahmenumsetzung berücksichtigt und, sofern es unter den spezifischen Standortbedingungen als problematisch eingeschätzt wird, durch komplementäre Rückhaltemaßnahmen abgeschwächt werden. Die Grundwasserneubildung unter Laubwald fällt höher aus als unter Nadelwald.

Auf den bebauten Flächen wurde eine Entsiegelung durch Anpassung des Versiegelungsgrades simuliert. Abgebildet wurden hierbei sowohl entsiegelte Flächen als auch die Retention von Niederschlag auf Dachflächen durch Gründächer, Versickerungsanlagen und Zisternen. Entsprechend der durchgeföhrten Potentialstudie (II.4.5.3.3) wurde der durchschnittliche Versiegelungsgrad in Siedlungsgebieten von 46 % auf 33 % sowie in Industrie- und Gewerbegebieten von 58 % auf 43 % reduziert. Diese Anpassungen führen im Modell zu einer höheren Evapotranspiration, welche aufgrund ihres Kühlungseffektes eher der Anpassung an steigende Temperaturen als der WasserRetention dient.

Dagegen wirken sich die Reduktion des Direktabflusses und der Anstieg die Grundwasserneubildung förderlich auf die WasserRetention in bebauten Flächen aus.

Weitere Ergebnisse wie die Auswirkungen auf den Bodenwassergehalt und die Veränderungen im Jahresverlauf sind in der aktuell in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung aus dem Projekt dargestellt (Grantz et al., 2025). Hieraus ist auch die Kartendarstellung (Abb. 32), welche die räumliche Verteilung der Änderungen in der Landschaft darstellt.

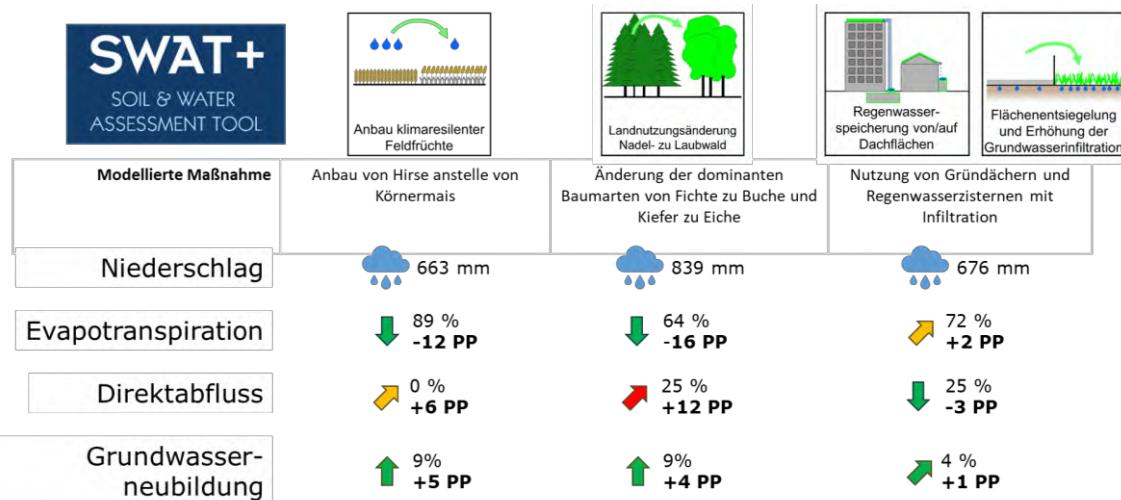


Abb. 31: Veränderung der Anteile von Evapotranspiration, Direktabfluss (Summe aus Oberflächen-, Drainage- und Zwischenabfluss) und Grundwasserneubildung am Niederschlag auf den jeweiligen Maßnahmenflächen

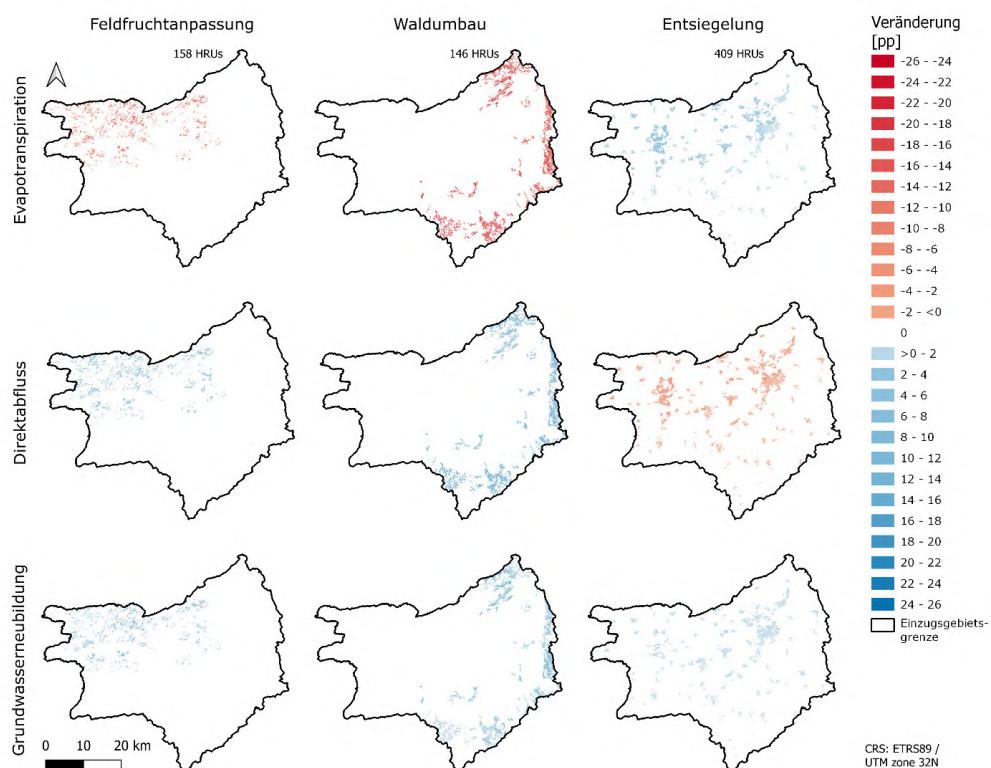


Abb. 32: Unterschiede der Wasserbilanzkomponenten zwischen dem Basisszenario ohne Maßnahmen und dem angepassten Szenario in flächengewichteten Prozentpunkten (pp) unterteilt nach Maßnahmenkategorien. Einzugsgebietsgrenzen nach GSK3E (LANUV, 2019), Abbildung nach Grantz et al., 2025

II.4.8 Hydrologische Wirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien

II.4.8.1 Gesamteinzugsgebiet Lippe

II.4.8.1.1 Veränderung von Landnutzung und -management in den Maßnahmenszenarien

Die aus der veränderten Landnutzung in den Maßnahmenszenarien (II.4.5.3.2.4) resultierenden Flächen verschiedener Landnutzungsklassen im Modell SWAT+ sind in Tab. 21 dargestellt. Durch die Abnahme der landwirtschaftlich genutzten Flächen hat sich auch die drainierte Fläche verändert. Diese umfasst im Ist-Zustand 1.552 km² und reduziert sich im konventionellen Szenario um 5 % sowie im Nachhaltigkeitsszenario um 14 %. Die Entsiegelung der urbanen Flächen wurde durch die Anpassung des Versiegelungsgrads in Siedlungsgebieten auf Grundlage der durchgeföhrten Potentialstudie (II.4.5.3.3) von 46 % auf 33 % sowie in Industrie- und Gewerbegebieten von 58 % auf 43 % abgebildet. Diese Entsiegelung findet als technische Maßnahme in beiden Maßnahmenszenarien gleichermaßen statt.

Tab. 21: Landnutzungsanteile in den Maßnahmenszenarien

	Ist-Zustand	Konventionelles Szenario	Nachhaltigkeits-szenario
Körnermais*-Getreide-Fruchtfolgen	457 km ²	431 km ²	343 km ²
Silomais-Getreide-Fruchtfolgen	696 km ²	667 km ²	471 km ²
Raps-Getreide-Fruchtfolgen	904 km ²	870 km ²	622 km ²
Grünland	703 km ²	700 km ²	714 km ²
sonstige Landwirtschaftsflächen	421 km ²	501 km ²	490 km ²
Laubwald	264 km ²	288 km ²	565 km ²
Nadelwald	338 km ²	169 km ²	5 km ²
Siedlungen	477 km ²	471 km ²	471 km ²
Industrie und Gewerbe	148 km ²	146 km ²	146 km ²
Moore, Grassland, Wasserkörper	51 km ²	51 km ²	51 km ²
Sonstige unversiegelte Flächen	264 km ²	429 km ²	845 km ²

* Körnermais ersetzt durch Hirse im Nachhaltigkeitsszenario

Außerdem wurde die geänderte Landbewirtschaftung im Modell abgebildet. Hierfür wurde im Nachhaltigkeitsszenario bei Ackerflächen der SCS-Abflussbeiwert (USDA Soil Conservation Service, 1972) zur Berechnung der Infiltration verringert (https://swatplus.gitbook.io/io-docs/introduction-1/landuse-and-management/cntable.lum/name_cn), um angepasste Anbauweise, hangparallele Bewirtschaftung und schonende Bodenbearbeitung abzubilden. Ebenso wurde dieser Wert bei den Waldflächen entsprechend der Standardwerte für mittleren zu gutem Zustand angepasst (-2 bis -6 Punkte), um den verbesserten Zustand der Landbedeckung durch klimagerechte Baumarten und schonendes Forstmanagement abzubilden. Bei bebauten Flächen wurde durch die Reduktion des SCS-Abflussbeiwerts die kleinräumige Entsiegelung (z.B. durch durchlässige Pflasterbeläge) abgebildet. Diese Reduktionen führen entsprechend der im Modell verwendeten Gleichungen zu einer höheren Infiltration und einem geringeren Oberflächenabfluss auf den geänderten Flächen (Neitsch et al., 2011). Der Rauhigkeitsbeiwert für den Oberflächenabfluss aus der Landschaft (Overland Mannings n) wurde zur Abbildung der hydrologischen Effekte der oben genannten Maßnahmen bei Waldflächen und urbanen Flächen erhöht. Diese Änderung bewirkt eine langsamere Abflusskonzentration und damit eine Dämpfung der Abflussgeschwindigkeit aus der Landschaft (Neitsch et al., 2011).

II.4.8.1.2 Wirkungen der Maßnahmenszenarien

Zur Einschätzung der Auswirkungen der in den verschiedenen sozioökonomischen Szenarien umgesetzten Maßnahmen auf die hydrologischen Prozesse im gesamten Lippeeinzugsgebiet wurden diese im Modell des Lippeeinzugsgebiets abgebildet. Die Wirkungssimulationen wurden für den historischen Untersuchungszeitraum von 1991-2020 durchgeführt.

Die Auswirkungen der Maßnahmen auf das Abflussgeschehen wurden anhand der Veränderungen am Gebietsauslass am Pegel Schermbeck 1 (Abb. 22) untersucht. Für die Analyse der täglichen simulierten Abflusswerte wurden die in Tab. 22 dargestellten, in Deutschland üblichen wasserwirtschaftlichen Abflusskenngrößen sowie die relevanten Quantile der Abflusswerte herangezogen. Damit können sowohl wasserwirtschaftliche Extremwerte als auch mittlere Abflussverhältnisse erfasst werden. Untersucht wurden sowohl die Auswirkungen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 auf die Abflüsse als auch die Effekte der Maßnahmen unter Klimawandelbedingungen. Die Auswertung basierte auf der relativen Veränderung des Medians des Projektionsensembles (Tab. 6) zwischen der Referenzperiode 1991-2020 und der Periode 2071-2100 („Ende des Jahrhunderts“). Es wurde eine Bias-Korrektur bei den genannten Indikatoren vorgenommen, bei der die Abweichungen der Indikatoren in der Referenzperiode zwischen den mit Klimaprojektionen und den mit gemessenen Daten angetriebenen Modelläufen berücksichtigt wurden.

Tab. 22: Untersuchte Abflusskenngrößen am Pegel Schermbeck 1 in der Lippe. Die Abflusswerte wurden in Tagesschritten simuliert.

Abkürzung	Definition	Bedeutung
NNQ	Niedrigster Abflusswert im Untersuchungszeitraum	Extremstes Niedrigwasser
MNQ	Mittel der niedrigsten Abflusswerte der einzelnen Jahre im Untersuchungszeitraum	Extremes Niedrigwasser
MQ	arithmetischer Mittelwert der Abflusswerte im Untersuchungszeitraum	Mittlere Abflussverhältnisse
MHQ	Mittel der höchsten Abflusswerte der einzelnen Jahre im Untersuchungszeitraum	Extremes Hochwasser
HHQ	Höchster Abflusswert im Untersuchungszeitraum	Extremstes Hochwasser
q5	Unteres 5 %-Quantil der Abflusswerte	Sehr niedrige Abflüsse
q50	Median der Abflusswerte	Mittlere Abflussverhältnisse
q95	Oberes 5 %-Quantil der Abflusswerte	Sehr hohe Abflüsse

II.4.8.1.2.1 Wirkungen der Maßnahmen auf den Landschaftswasserhaushalt

Die Ergebnisse der Wasserbilanzsimulationen für die Referenzperiode von 1991-2020 zeigen deutliche Unterschiede zwischen dem Ist-Zustand sowie den Szenarien mit einer konventionellen oder einer nachhaltigen Maßnahmenumsetzung (Tab. 23). Der durchschnittliche Niederschlag pro Jahr betrug 814 mm. Im Vergleich zum Ist-Zustand sinkt die Evapotranspiration im konventionellen Szenario um 13 mm und im Nachhaltigkeitsszenario um 21 mm. Somit steht durch die abgebildeten Änderungen von Landbedeckung, -nutzung und -management mehr Wasser an der Landoberfläche zur Verfügung. Der Oberflächenabfluss steigt in beiden Alternativen leicht an, wobei der Anstieg im konventionellen Szenario (+1 mm) geringer ausgeprägt ist als im nachhaltigen Szenario (+4 mm). Besonders stark ausgeprägt ist die Entwicklung beim Drainageabfluss als Folge der Landnutzungsänderungen von agrarisch genutzten zu naturlassenen Flächen: Der Drainageabfluss reduziert sich im konventionellen Szenario um 11 mm und im Nachhaltigkeitsszenario um 28 mm. Durch diese Abnahme verbleibt mehr Wasser im Bodenprofil und steht damit für Grundwasserneubildung sowie

Zwischenabfluss durch das Bodenprofil zur Verfügung. Entsprechend steigt die Grundwasserneubildung von 145 mm im Ist-Zustand auf 173 mm im konventionellen und 200 mm im Nachhaltigkeitsszenario. Der Zwischenabfluss steigt dagegen nur im Nachhaltigkeitsszenario um 4 mm an und bleibt bei der konventionellen Maßnahmenumsetzung unverändert. Die nach Abzug der hier betrachteten Prozesse verbleibende Speicheränderung geht in beiden Maßnahmenszenarien zurück.

Tab. 23: Wirkungen der Maßnahmenszenarien auf die hydrologischen Prozesse im gesamten Lippeeinzuflussgebiet für die Referenzperiode 1991 bis 2020. Vergleich der Maßnahmenszenarien mit dem Maßnahmen-Ist-Zustand

	Ist-Zustand*	Konventionelles Szenario	Nachhaltigkeitsszenario
Niederschlag	814 mm	814 mm	814 mm
Evapotranspiration	417 mm	404 mm	396 mm
Oberflächenabfluss	47 mm	48 mm	51 mm
Drainageabfluss	111 mm	100 mm	83 mm
Zwischenabfluss	41 mm	41 mm	45 mm
Grundwasserneubildung	145 mm	173 mm	200 mm
Speicheränderung	53 mm	48 mm	39 mm

*ohne weitere Maßnahmenumsetzung

Die dargestellten Unterschiede in den hydrologischen Prozessen lassen erkennen, dass die Veränderungen von Landnutzung und Landmanagement direkte Auswirkungen auf die Wasserhaushaltskomponenten im Gesamteinzuflussgebiet haben. Die Reduktion der Evapotranspiration in beiden Szenarien bedeutet, dass weniger Wasser durch Verdunstung und Transpiration aus dem Einzuflussgebiet verloren geht. Die hiermit potenziell verbundenen Unterschiede bei der Biomasse- und Energieproduktion sind nicht Teil dieser Studie, aber erfordern bei einer weiteren Maßnahmenplanung entsprechende Güterabwägungen. Mit der deutlichen Reduktion der Drainageabflüsse wird durch die geänderte Flächennutzung mehr Wasser in der Landschaft gehalten. Sie resultiert aus der Reduktion der drainierten Flächen und reduziert damit eine schnelle Abflusskomponente, die außerdem wesentlich zu Stoff- und Sedimenteinträgen beitragen kann. Dies wirkt sich unmittelbar positiv auf die Grundwasserneubildung aus, die in beiden Szenarien zunimmt – im Nachhaltigkeitsszenario sehr deutlich. Dieser Zusammenhang unterstreicht den positiven Einfluss extensiver und naturbelassener Landnutzungen auf die langfristige Wasserspeicherung und dadurch die Resilienz gegenüber Dürren. Mit der erhöhten Wasserverfügbarkeit im Einzuflussgebiet steigt auch der Oberflächenabfluss leicht an. Dies ist plausibel und darauf zurückzuführen, dass die Rückhalte- bzw. Infiltrationskapazitäten durch die Maßnahmen noch nicht in ausreichendem Maße steigen und weiter ausgebaut werden sollten.

Zusammenfassend wird deutlich, dass das konventionelle Szenario bereits eine Verbesserung des Wasserrückhalts bewirkt, jedoch das Nachhaltigkeitsszenario ein deutlich größeres Potenzial für eine klimaresiliente und ressourcenschonende Wasserbewirtschaftung bietet. Die Ergebnisse zeigen, dass insbesondere die Verringerung von Drainageabfluss und die Steigerung der Grundwasserneubildung zentrale Hebel für eine nachhaltige Wasserwirtschaft darstellen.

II.4.8.1.2.2 Wirkungen der Maßnahmen auf das Abflussgeschehen

Die Analyse der modellierten Abflüsse zeigt, dass die Umsetzung der Maßnahmen zu einer Zunahme des mittleren Abflusses (MQ) führt (Tab. 24). Diese resultiert insbesondere aus der Abnahme der Evapotranspiration. Im konservativen Szenario steigt MQ gegenüber dem Basisszenario ohne Maßnahmen um 5 %, während im nachhaltigen Szenario mit umfassenderer Umsetzung ein doppelt so hoher Zuwachs erreicht wird. Besonders ausgeprägt ist der relative Anstieg von MQ im Sommerhalbjahr, während im Winterhalbjahr die ohnehin höheren Abflüsse nur leicht zunehmen. Die Werte der Abflussmediane q50 liegen unter denen der Abflussmittelwerte und die Verteilung ist somit rechtsschief. Dies deutet auf Hochwasserereignisse hin. Die Wirkung der Maßnahmen auf den Median ist stärker als auf den Mittelwert. Dies zeigt, dass die Wirkung der Maßnahmen auf höhere Abflüsse insgesamt stärker ausgeprägt ist als auf niedrige.

Sehr niedrige Abflüsse profitieren in besonderem Maße von den Maßnahmen. So steigen die jährlichen niedrigsten Abflüsse (MNQ) im konservativen Szenario um 14 % und im nachhaltigen Szenario um 25 %. Noch deutlicher treten die Unterschiede zwischen den Szenarien beim unteren Abflussquantil (q05) hervor. Der absolute niedrigste Abfluss im gesamten Untersuchungszeitraum (NQ) reagiert zwar am stärksten auf die Maßnahmen, weist jedoch geringere Unterschiede zwischen den Maßnahmenszenarien auf. Insgesamt lässt sich daraus ableiten, dass eine umfassendere Maßnahmenumsetzung eine breitere Stärkung im Niedrigabflussbereich bewirkt.

Die jährlichen (MHQ) und absoluten (HQ) Spitzenabflüsse werden durch die Maßnahmen deutlich reduziert. Während im konventionellen Szenario eine gleiche Reduktion zwischen MHQ und HQ beobachtet wird, zeigt das nachhaltige Szenario insgesamt eine deutlich stärkere Reduktion – insbesondere bei extremen Hochwasserereignissen. Das hohe Abflussquantil (q95) weist zwar ebenfalls eine Verringerung auf, diese fällt jedoch weniger stark aus. Zusammenfassend lässt sich hier festhalten, dass die Maßnahmen vor allem die Höhe extremer Hochwasserabflüsse wirksam dämpfen, ohne die natürliche Abflussdynamik wesentlich einzuschränken.

Tab. 24: Wirkungen der Maßnahmenszenarien auf das Abflussgeschehen der Lippe am Gebietsauslass des Lippeeinzugsgebiets am Pegel Schermbeck 1 für die Referenzperiode 1991-2020. Vergleich der Maßnahmenszenarien mit dem Maßnahmen-Ist-Zustand

Wert	Ist-Zustand*	Konventionelles Szenario		Nachhaltigkeitsszenario	
		Abfluss [m³/s]	Änderung [%]	Abfluss [m³/s]	Änderung [%]
NQ	4	5.9	+48	6.2	+55
MNQ	15.4	17.5	+14	19.3	+25
MQ	51.3	53.8	+5	56.5	+10
MQ_Winter	68.4	70.8	+4	73.5	+7
MQ_Sommer	34.4	37.1	+8	39.7	+15
MHQ	255.3	240.7	-6	214.2	-16
HQ	432.5	408.3	-6	353.1	-18
q05	13.3	15	+13	17.2	+29
q50	38	42.4	+12	47.2	+24
q95	136.8	135	-1	132.6	-3

*ohne weitere Maßnahmenumsetzung

Zusammenfassend zeigt sich, dass die Maßnahmen eine zweifache Wirkung entfalten: Einerseits werden die Niedrigwasserabflüsse erheblich gesteigert, insbesondere bei umfassender Umsetzung von Maßnahmen, was die Wasserverfügbarkeit in Trockenperioden deutlich stärkt. Andererseits werden gleichzeitig die extremen Hochwasserabflüsse spürbar reduziert, wodurch das Hochwasserrisiko gesenkt wird. Die mittleren Abflüsse steigen leicht an, wobei der Effekt im Sommerhalbjahr ausgeprägter ist als im Winter. Insgesamt tragen die Maßnahmen somit sowohl zur Erhöhung der Resilienz gegenüber Trockenperioden als auch zur Abmilderung von Hochwassergefahren bei, ohne die bestehende Abflussdynamik wesentlich einzuschränken.

Der Vergleich der Abflussganglinien des nachhaltigen Maßnahmenszenarios mit dem Ist-Zustand (Abb. 33) verdeutlicht die oben beschriebenen Maßnahmenwirkungen auf das Abflussgeschehen. Die erhöhte WasserRetention in der Landschaft kappt die extremen Abflussspitzen, während die Magnitude kleinerer Abflussspitzen nicht so stark beeinflusst wird. Der Abfluss wird durch das Abfließen über langsamer reagierende Speicher mit höheren Verweildauern (z.B. Boden- und Grundwasserspeicher) verzögert. Diese Verzögerung führt in Verbindung mit der geringeren Evapotranspiration zu einer Anhebung der niedrigen Abflüsse in den trockenen Sommermonaten.

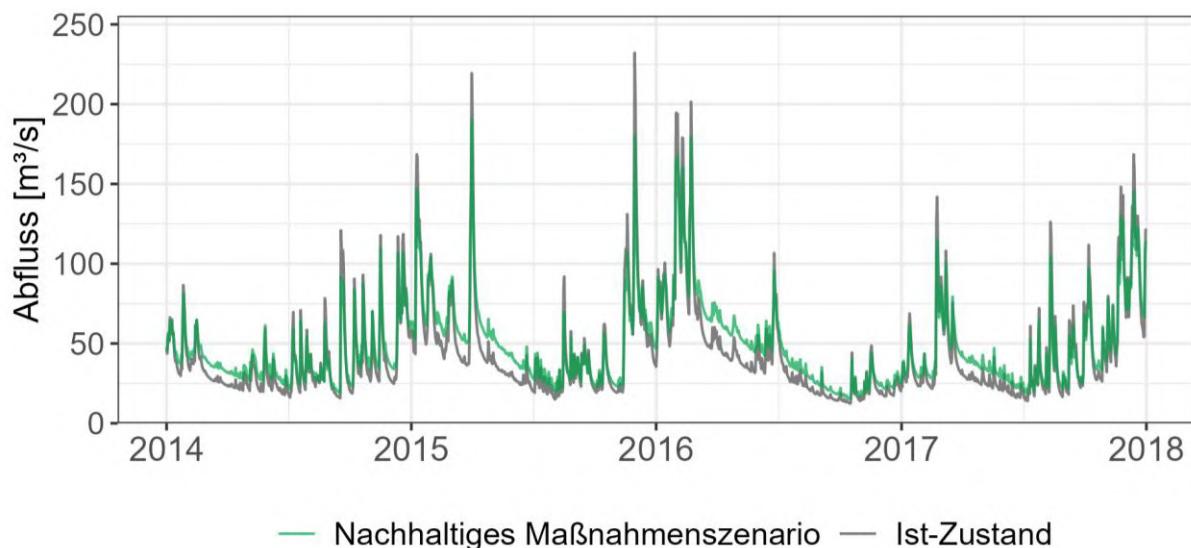


Abb. 33: Abflussganglinien für das nachhaltige Maßnahmenszenario (grün) und den Maßnahmen-Ist-Zustand (grau) in der Lippe am Pegel Schermbeck 1 am Gebietsauslass des Lippeeinzugsgebiets für die Referenzperiode 1991-2020 (Ausschnitt 2014-2018)

Während die vorangegangenen Analysen sich auf die Maßnahmenwirkungen auf das Abflussgeschehen am Gebietsauslass beziehen, werden diese im Folgenden räumlich differenziert betrachtet. Hierzu werden die Veränderungen der mittleren Jahreshöchst- (MHQ) und Jahresniedrigstwasserabflüsse (MNQ) für die modellierten Gerinne im gesamten Einzugsgebiet betrachtet. Abb. 34 zeigt, dass sich eine Verringerung der extrem starken Abflüsse an den meisten Gewässerabschnitten feststellen lässt. Allerdings steigen im Gegensatz dazu in einigen der bergigen und bewaldeten Kopfeinzugsgebiete in einigen Vorflutern die Spitzenabflüsse. Hier wurde insbesondere der Wandel der dominanten Baumarten von Nadel- zu Laubbäumen als Maßnahme simuliert. Dies ist somit auf den bereits bei der Untersuchung der Wirkungen von Einzelmaßnahmen (II.4.7) deutlich gewordenen Effekt der ansteigenden Oberflächenabflüsse aus Laubwäldern im Winter zurückzuführen. Die am Gebietsauslass bereits festgestellte stärkere Senkung der Spitzenabflüsse

durch eine umfassendere Umsetzung im nachhaltigen Maßnahmenszenario im Vergleich zur konventionellen Maßnahmenumsetzung wird hier an allen modellierten Gewässerabschnitten deutlich. Im nachhaltigen Maßnahmenszenario können zum Teil auch an Flussabschnitten Senkungen erzielt werden, wo im konventionellen Szenario die Spitzenabflüsse ansteigen.

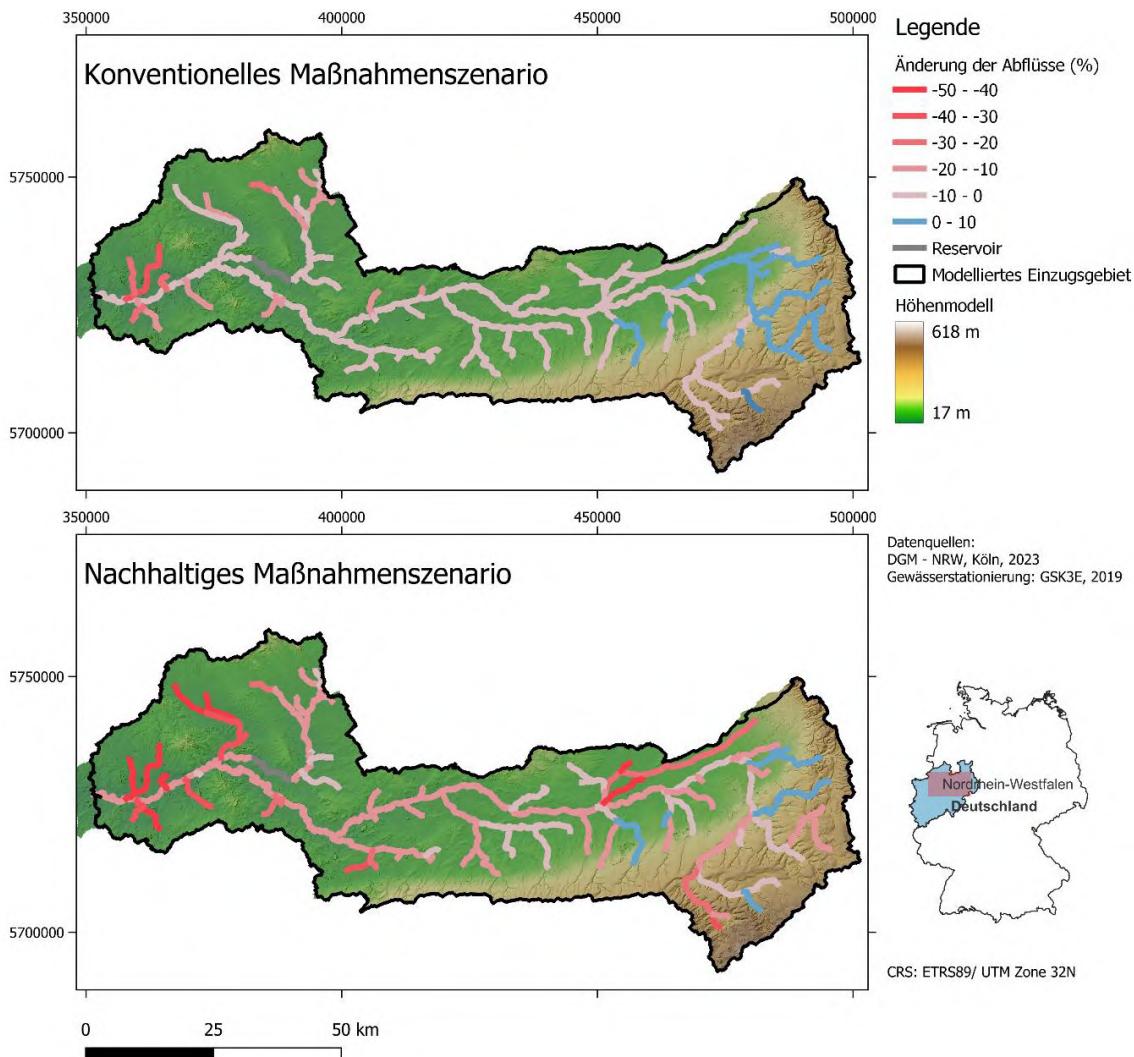


Abb. 34: Auswirkungen der Maßnahmen im konventionellen und nachhaltigen Maßnahmenszenario auf die Spitzenabflüsse in Gerinnen im Lippeeinzugsgebiet. Dargestellt sind die Veränderungen der mittleren Jahreshöchstabflüsse (MHQ) im Referenzzeitraum 1991-2020 in %.

Die Karten in Abb. 35 zeigen die Veränderung der Niedrigwasserabflüsse in den modellierten Gerinnen. Hier wird deutlich, dass der am Gebietsauslass festgestellte Anstieg nahezu einheitlich im ganzen Einzugsgebiet erfolgt. Eine interessante Ausnahme stellen zwei Gewässerabschnitte dar, bei denen im nachhaltigen Maßnahmenszenario die Niedrigabflüsse etwas absinken. Dies ist plausibel darauf zurückzuführen, dass in diesen Einzugsgebieten ein Landnutzungswandel mit einer starken Erhöhung von Laubwäldern simuliert wurde, der im Sommer zu mehr Evapotranspiration führt. Hier zeigt sich, dass die räumlich differenzierte Analyse der Modellergebnisse Hinweise auf lokale Abweichungen von den intendierten Wirkungen geben kann. An diesen Stellen bieten sich vor der konkreten Maßnahmenumsetzung kleinräumige Untersuchungen an. Die Notwendigkeit einer lokal angepassten Maßnahmenplanung wird hier deutlich.

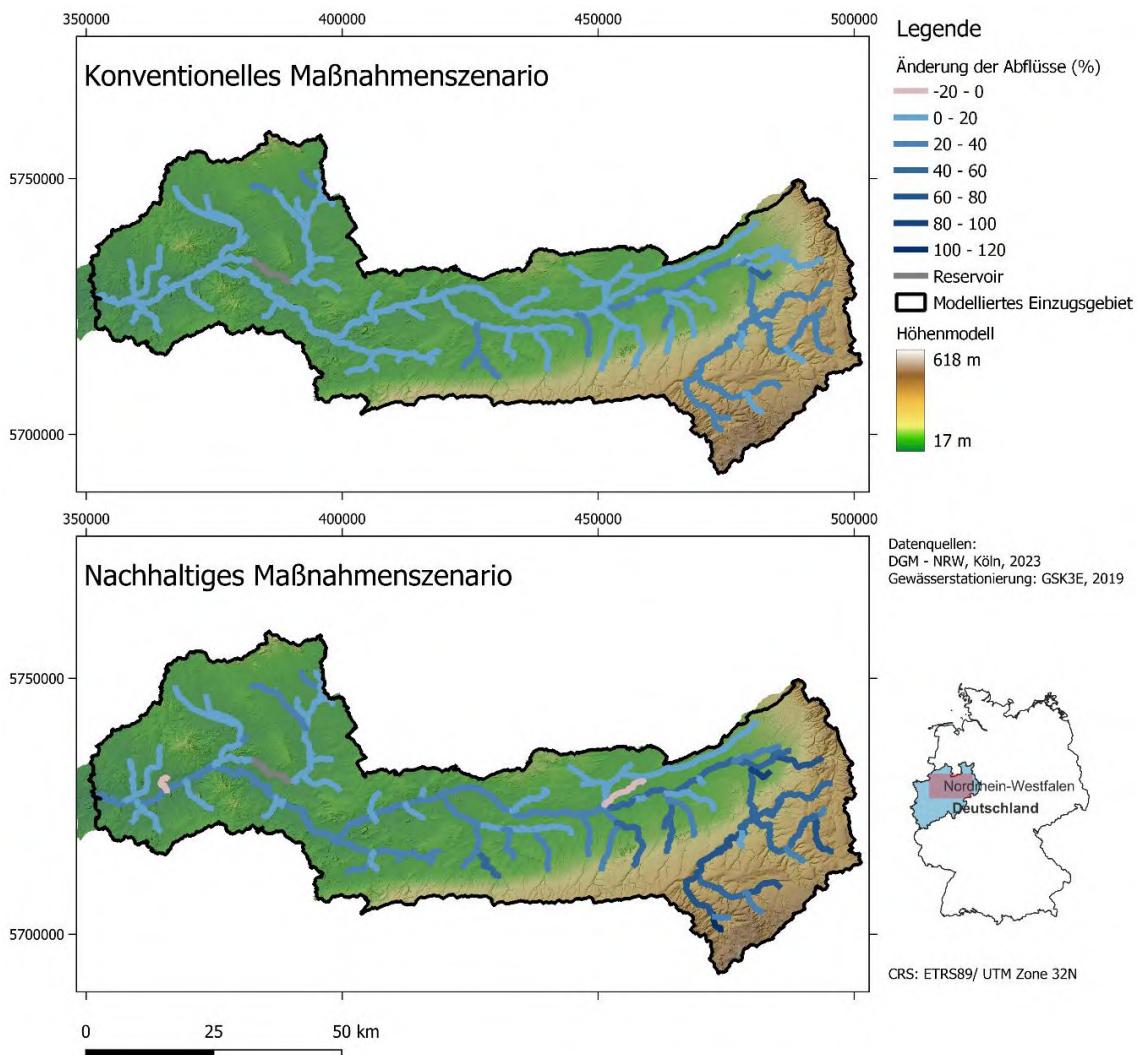


Abb. 35: Auswirkungen der Maßnahmen im konventionellen und nachhaltigen Maßnahmenszenario auf die Niedrigwasserabflüsse in Gerinnen im Lippeeinzugsgebiet. Dargestellt sind die Veränderungen der mittleren Jahresmindestabflüsse (MNQ) im Referenzzeitraum 1991-2020 in %.

II.4.8.1.2.3 Wirkungen der Maßnahmen in Kombination mit den Klimaszenarien auf das Abflussgeschehen

Die Veränderungen der Abflussindikatoren im Maßnahmen-Ist-Zustand (Tab. 25) verdeutlichen, wie sich unterschiedliche Klimaszenarien auf Mittelwerte, Extreme und die saisonale Verteilung der Abflüsse in der Lippe auswirken. Der mittlere Abfluss (MQ) bleibt in beiden Klimaszenarien nahezu unverändert, was auf eine insgesamt gleichbleibende Wasserverfügbarkeit hinweist. Demgegenüber zeigt der Abflussmedian (q50) eine leichte Zunahme unter RCP2.6 (+2 %) sowie eine Abnahme unter RCP8.5 (-2 %).

Deutlichere Veränderungen ergeben sich in der saisonalen Abflussverteilung. Unter RCP2.6 verschieben sich die Abflüsse leicht vom Winterhalbjahr (-1 %) in das Sommerhalbjahr (+4 %). RCP8.5 zeigt hingegen ein ausgeprägteres Muster: Die Winterabflüsse steigen um +5 %, während die Sommerabflüsse um -9 % abnehmen. Der Wassermangel im Sommer kann sich somit verschärfen, während deutlich feuchtere Winter zu erwarten sind. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer unterjährigen Wasserspeicherung und eines angepassten Wasserressourcenmanagements.

Die Hochwasserindikatoren deuten darauf hin, dass bereits im Klimawandelszenario RCP2.6 mit stärkeren höheren Hochwässern (MHQ: +2 %) zu rechnen ist. Im Gegensatz dazu fällt das extremste modellierte Hochwasser niedriger aus (HQ: -4 %). Bei einem Klimawandel entsprechend des RCP8.5 steigen das mittlere (MHQ: +5 %) und das extremste Hochwasser (HQ: +4 %) deutlich an. Sehr hohe Abflüsse, die durch den weiter gefassten Indikator q95 erfasst werden, nehmen in beiden Klimaszenarien zu.

Starke Abhängigkeiten von der Ausprägung des Klimawandels sind bei den Niedrigwasserindikatoren festzustellen. So kommt es im Szenario RCP2.6 nur zu geringfügigen Änderungen der zu erwartenden Niedrigwasserabflüsse. Während MNQ hier leicht ansteigt (+1 %) sinkt das extremste Niedrigwasser etwas. Sehr niedrige Abflüsse (q05) zeigen hier eine negative Änderung um 8 %. Die Änderung dieses Niedrigwasserindikators fällt im Szenario RCP8.5 ebenso hoch aus, aber extreme Trockenereignisse verschärfen sich mit zunehmendem Klimawandel deutlich. Letzteres zeigt sich im Absinken des MNQ um -14 % sowie des NQ um -35 %.

Zusammenfassend lässt sich aus den Modellergebnissen entnehmen, dass sich mit dem prognostizierten Klimawandel die Abflussdynamik der Lippe verändern wird. Selbst das optimistischere Szenario RCP2.6 zeigt eine Abnahme der sehr niedrigen und eine Zunahme der sehr hohen Abflüsse. Im Szenario RCP8.5 ist insbesondere der Anstieg der hohen und das Absinken der extrem niedrigen Abflüsse noch stärker ausgeprägt. Dies geht einher mit einem höheren Wasserdargebot im Winter und einem geringeren im Sommer. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit von Anpassungsmaßnahmen, um dieser Entwicklung hin zu mehr Extremereignissen entgegenzuwirken.

Tab. 25: Auswirkungen der Klimaveränderung auf das Abflussgeschehen in der Lippe unter verschiedenen Maßnahmenszenarien für die „Ende des Jahrhunderts“-Periode (2071-2100) im Vergleich zur Referenzperiode (1991-2020) am Pegel Schermbeck 1 am Gebietsauslass des Lippeinzugsgebiets. Dargestellt ist die Änderung des Ensemblemedians der einzelnen Klimaprojektionen in %.

Klimaszenario	RCP2.6			RCP8.5			
	Maßnahmen-szenario	Ist-Zustand*	Konventionell	Nachhaltig	Ist-Zustand*	Konventionell	Nachhaltig
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
NQ	-5	+53	+68	-35	+5	+28	
MNQ	+1	+15	+27	-14	-2	+9	
MQ	0	+5	+11	0	+4	+11	
MQ_Winter	-1	+3	+8	+5	+5	+7	
MQ_Summer	+4	+12	+13	-9	-1	+5	
MHQ	+2	-3	+13	+5	-1	-11	
HQ	-4	-7	-17	+4	-4	-14	
q05	-8	+5	+22	-8	+3	+23	
q50	+2	+13	+27	-2	+8	+24	
q95	+4	+3	0	+7	+5	+4	

* ohne weitere Maßnahmenumsetzung

Mit der Umsetzung der Maßnahmen steigen die im Gerinne abfließenden Wassermengen auch unter Bedingungen des Klimawandels. So steigt der mittlere Abfluss MQ im konventionellen Maßnahmenszenario um 4-5 % und im nachhaltigen Maßnahmenszenario um 11 %.

Mit den Maßnahmen lassen sich die durch den prognostizierten Klimawandel verstärkten hohen Abflüsse reduzieren. So wird im Klimawandelszenario RCP8.5 durch die Maßnahmen der Anstieg der sehr hohen Abflüsse (q95) abgeschwächt. Dieser beträgt im nachhaltigen Maßnahmenszenario 3 Prozentpunkte weniger als ohne Maßnahmenumsetzung. Der mittlere jährliche Höchstabfluss MHQ sinkt um -11 % anstelle eines Anstiegs von +5 % ohne Maßnahmen. Somit kann mit den Maßnahmen

dem Klimawandel entgegengewirkt werden. Im konventionellen Maßnahmenszenario wird der Anstieg zumindest verhindert ($MHQ = -1\%$). Das extremste Hochwasser HQ im Untersuchungszeitraum fällt in beiden Maßnahmenszenarien deutlich niedriger aus. Im Klimawandelszenario RCP2.6 kann durch eine nachhaltige Maßnahmenumsetzung der Anstieg der sehr hohen Abflüsse q95 vollständig vermieden werden. Bei den extrem hohen Abflüssen zeigen die Maßnahmen eine insgesamt dämpfende Wirkung, wobei eine Zunahme von $MHQ (+13 \%)$ im nachhaltigen Maßnahmenszenario aus dem Rahmen fällt. Dies hängt mit der im Klimawandelszenario RCP2.6 prognostizierten Zunahme der extremen Niederschläge im Winterhalbjahr zusammen, die durch die Maßnahmen, insbesondere dem Wandel zu mehr Laubwald, in diesem Fall nicht abgefangen werden können.

Die Maßnahmen zeigen eine deutliche Wirkung auf die Niedrigabflüsse. So steigen die niedrigsten Abflüsse q05 auch unter dem Klimawandelszenario RCP8.5 bereits im konventionellen Maßnahmenszenario um +3 % während sie ohne Maßnahmen um -8 % absinken. Im nachhaltigen Maßnahmenszenario kann sogar eine Steigerung um +23 % erreicht werden. Bei den extremen Niedrigwasserabflüssen findet bei konventioneller Maßnahmenumsetzung eine teilweise Mitigation der Auswirkungen des Klimawandels (RCP8.5) statt ($MNQ: -2 \%$). Mit einer nachhaltigen Umsetzung steigen dagegen die mittleren Niedrigwasserabflüsse (MNQ) um 9 %. Somit werden die Klimawandelfolgen nicht nur vollständig kompensiert, sondern sogar eine darüber hinausgehende Stärkung erzielt. Im Klimawandelszenario RCP2.6 wird folgerichtig eine erhebliche Stärkung der sehr und extrem niedrigen Abflüsse erzielt.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die hier simulierten Maßnahmen zur Steigerung der Retention in der Landschaft geeignet sind, die Auswirkungen des Klimawandels im Lippeeinzugsgebiet auf das Abflussgeschehen der Lippe zu mitigieren. Bei einer nachhaltigen Maßnahmenumsetzung, die alle Maßnahmenpotentiale berücksichtigt, ist darüber hinaus noch eine Dämpfung der extrem niedrigen und hohen Abflüsse (mit der Ausnahme von HQ unter RCP2.6) erreichbar. Da das Lippeeinzugsgebiet bereits heute stark anthropogen geprägt ist, stellt dies über die Klimaanpassung hinaus eine wünschenswerte Verbesserung des Status Quo dar.

II.4.8.2 Fokuseinzugsgebiete Hammbach-Wienbach und Körne-Oberlauf

Für das Fokuseinzugsgebiet Hammbach-Wienbach wurden die hydrologischen Wirkungen mithilfe eines GW-Modells (SPRING, König et al., 2023) und eines N-A-Modells (NASIM, Version 5.5.5) ermittelt, wobei die Modelle für das Teilgebiet des Hammbachs über die Leakkagemengen miteinander gekoppelt wurden.

Die hydrologischen Wirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien werden im Folgenden anhand ausgewählter Parameter ausgewertet. Für den Vergleich der unterschiedlichen Maßnahmenszenarien (M0 – Ist-Zustand, M1 - nachhaltig, M2 - konventionell) wurden Simulationen für die Referenzperiode (K0 – 1991-2020) durchgeführt (Tab. 12). Simulationen, die mit den unterschiedlichen Klimamodellen für den Zeitraum 2071-2100 durchgeführt wurden, wurden mit K1 (RCP2.6) bzw. K2 (RCP8.5) ausgewiesen.

II.4.8.2.1 Grundwassерmodell SPRING

Die Modellierung des Ist-Zustands erfolgte auf der Basis der beim DWD in Tageswerten vorliegenden Daten zum Niederschlag (HYRAS) und zur Grasreferenzverdunstung (EVAPO-P). Beide Datensätze wurden als Eingangsdaten für das GW-Modell verwendet. Zusammen mit den im zuvor am Ist-Zustand kalibrierten GW-Modell enthaltenen Parametern zur Flächennutzung, zu Bodeneigenschaften sowie

zur Morphologie wurden aus diesen Daten Tageswerte für die Grundwasserneubildung für jedes Modellelement ermittelt und während der Berechnung als Mengenrandbedingung auferlegt. Für den Ist-Zustand wurde der Zeitraum 1991-2020 berechnet. Da der Datensatz EVAPO-P erst ab dem 01.01.1991 vorliegt, war kein Vorlauf für das Bodenwasserhaushaltsmodell RUBINFLUX möglich.

Die Modellierung der Klimaszenarien erfolgte auf der Basis der vom DWD übergebenen Daten zu Klimaprojektionen, die alle in Tageswerten vorlagen. Die folgenden Datensätze wurden jeweils als Eingangsdaten für das GW-Modell verwendet:

- Niederschlag (pr)
- Lufttemperatur (tas)
- Relative Luftfeuchte (hurs)
- Globalstrahlung (rsds)
- Windgeschwindigkeit (sfcWind)

Zusammen mit den im Modell enthaltenen Parametern zur Flächennutzung, zu Bodeneigenschaften sowie zur Morphologie wurden aus diesen Daten Tageswerte für die Grundwasserneubildung für jedes Modellelement ermittelt und während der Berechnung als Mengenrandbedingung auferlegt. Für die Klimaprojektionen von RCP2.6 und RCP8.5 wurde jeweils der Zeitraum 2066-2100 mit 1 Jahr Vorlauf für das Bodenwasserhaushaltsmodell RUBINFLUX berechnet. Die Auswertung erfolgte jeweils für die Periode 2071-2100.

Die Maßnahmenszenarien wurden entsprechend Tab. 26 im Modell umgesetzt:

Tab. 26: Parametrisierung der Maßnahmenszenarien im Grundwassermodell

	Nachhaltiges Maßnahmenszenario (M1)	Konventionelles Maßnahmenszenario (M2)
Änderungen Landnutzung	Übernahme der geänderten Landnutzung für M1 aus shp	Übernahme der geänderten Landnutzung für M2 aus shp
Entsiegelung	Reduktion des Versiegelungsgrades für bebaute Flächen (NKFN=7) um 16,32 %	Reduktion des Versiegelungsgrades für bebaute Flächen (NKFN=7) um 0,83 %
Sekundärauen	Anpassung des Bodentyps entlang der Fließgewässer (beidseitig): Typ C, NKBT=4 zu 100 % Anpassung der Flächennutzung entlang der Fließgewässer (beidseitig): Mischwald, NKFN=16 zu 100 %	Anpassung des Bodentyps entlang der Fließgewässer (beidseitig): Typ C, NKBT=4 für Strahlursprünge Anpassung der Flächennutzung entlang der Fließgewässer (beidseitig): Mischwald, NKFN=16 für Strahlursprünge

Die aus den Maßnahmenszenarien (II.4.5.3) resultierende Verteilung der Flächennutzung ist in Abb. 36 und in Tab. 27 dargestellt.

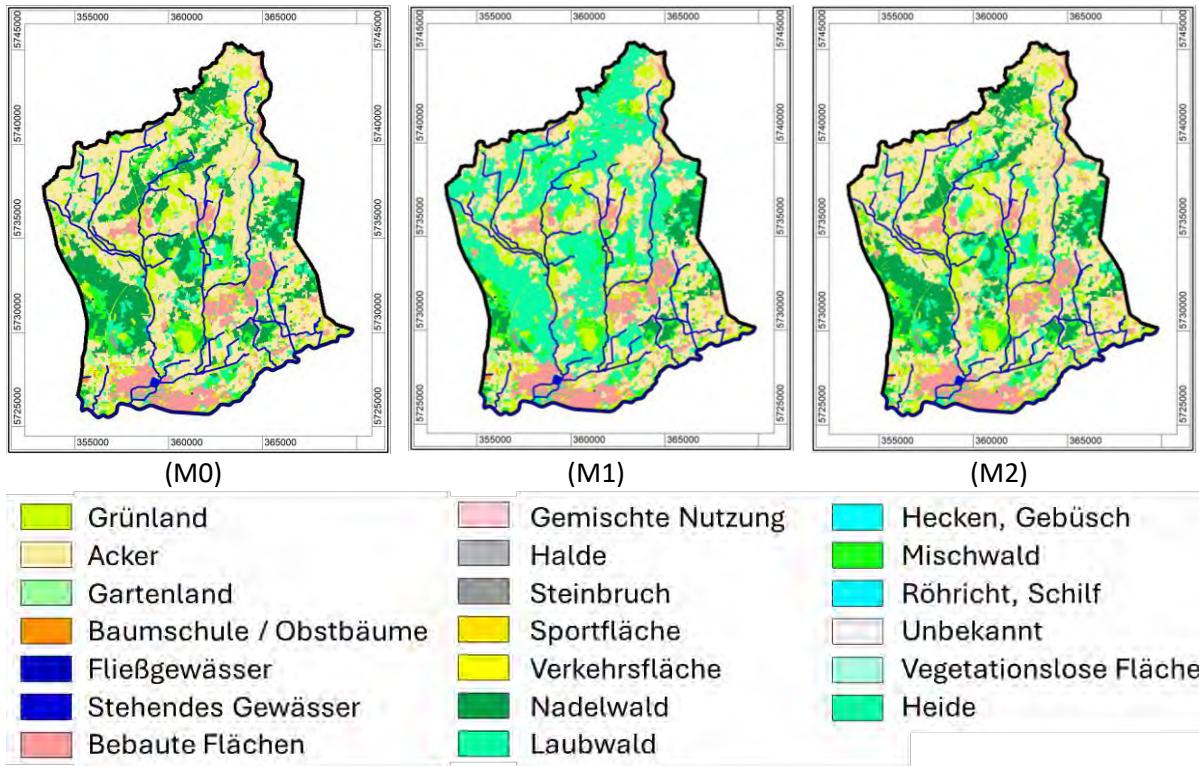


Abb. 36: Flächennutzungsverteilung der untersuchten Maßnahmenszenarien Ist-Zustand (M0), nachhaltige (M1) und konventionelle Maßnahmenumsetzung (M2)

Tab. 27: Verteilung der Flächennutzungen in den untersuchten Maßnahmenszenarien Ist-Zustand (M0), nachhaltige (M1) und konventionelle Maßnahmenumsetzung (M2) im Grundwassерmodell

Flächennutzung	M0	M0	M1	M1	Änderung M0>M1	M2	M2	Änderung M0>M2
	Fläche [ha]	Anteil [%]	Fläche [ha]	Anteil [%]				
Grünland	3.137	16,1	2.703	13,9	-2,2	3.098	15,9	-0,2
Acker	7.906	40,6	5.399	27,7	-12,9	7.861	40,3	-0,2
Garten	34	0,2	34	0,2	0	34	0,2	0
Baumschule, Obst	21	0,1	21	0,1	0	21	0,1	0
Fließgewässer	13	0,1	12	0,1	0	12	0,1	0
Stehendes Gewässer	43	0,2	40	0,2	0	42	0,2	0
Bebaut	2.075	10,6	2.065	10,6	-0,1	2.075	10,6	0
Tagebau	17	0,1	17	0,1	0	17	0,1	0
Sport, Freizeit, Friedhof	51	0,3	51	0,3	0	51	0,3	0
Verkehrsfläche	77	0,4	75	0,4	0	76	0,4	0
Nadelwald	3.448	17,7	858	4,4	-13,3	2.879	14,8	-2,9
Laubwald	1.349	6,9	6.579	33,8	26,8	1.906	9,8	2,9
Hecken	0,1	0,001	0,1	0,001	0	0,1	0,001	0
Mischwald	1.316	6,8	1.632	8,4	1,6	1.413	7,2	0,5
Röhricht	2	0,008	2	0,008	0	2	0,008	0
Heide	1	0,004	1	0,004	0	1	0,004	0

Für das Gebiet des Hammbachs wurden aus jedem Rechenlauf und für jeden Zeitschritt die Leakagemengen am Gewässer und im zugehörigen Teileinzugsgebiet aufsummiert und an das NASIM-Modell übergeben.

Für die Untersuchung der hydrologischen Auswirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien wurden die folgenden Ergebnisdaten aus dem GW-Modell Hammbach-Wienbach ausgewertet:

- Grundwassererneubildung
- Leakage aus dem Grundwasser in die Oberflächengewässer
- Trockenfallen von Gewässern

Für die Auswertung zum Trockenfallen von Gewässerabschnitten im Oberstrom wurden in einem ersten Schritt die Punkte für die Auswertung der Abflüsse definiert. Im Rechenlauf des Ist-Zustands (1991-2020) wurde anhand der Speicheränderung über die Zeit als Zeitpunkt mit den niedrigsten Grundwasserständen der 01.10.2019 ermittelt. Für diesen Zeitpunkt wurden die Abflüsse in den Gewässern analysiert. An Gewässern, bei denen ein oberstromiger Abschnitt trockenfällt, d. h. der Abfluss gleich null ist, wurde der unterste (am weitesten von der Quelle entfernte) Punkt des trockenen Abschnitts gewählt. Für Gewässer, die am betrachteten Zeitpunkt nicht trockenfallen, wurde ein Punkt ca. 1 km von der Quelle entfernt festgelegt. Im Hammbach, Wienbach und Gecksbach wurden auf diese Weise insgesamt 21 Punkte ausgewählt, für die die Analyse zum Trockenfallen in den berechneten Projektionen der beiden Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 durchgeführt wurde (Abb. 37). Für jede Simulation wird jeweils die Anzahl der Tage im Jahr ermittelt, an denen der Gewässerabschnitt (repräsentiert durch einen Modellknoten) trockenfällt.

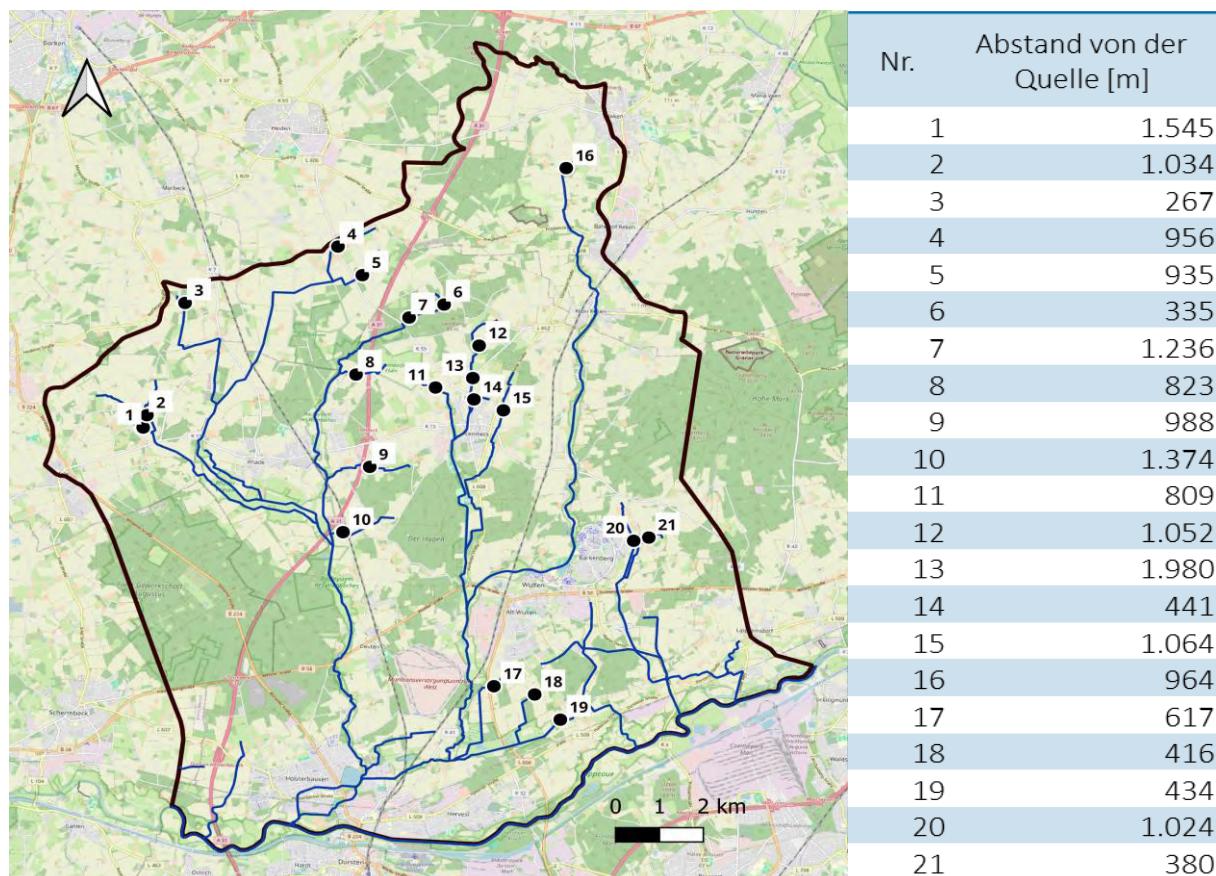


Abb. 37: Lage der Punkte und der jeweilige Abstand zur Quelle für die Analyse zum Trockenfallen von Gewässern

II.4.8.2.2 N-A-Modell NASIM

In NASIM erfolgte für das nachhaltige und das konventionelle Szenario eine umfangreiche Anpassung der Gewässerabschnitte, um die erhöhte Retentionswirkung durch die Anlage von Sekundärauen abbilden zu können. Hierfür wurden im Modell Hammbach-Wienbach die Uferbereiche der Querprofile des hydraulischen 1D-Gewässerschlauches auf den Wasserspiegel bei MQ abgesenkt und entsprechend den zuvor definierten Entwicklungskorridoren aufgeweitet (ca. 7-fache Breite für M1 und 3,5-fache Breite für M2). MQ wurde für alle Gewässerabschnitte mittels statistischer Auswertung der Simulationsergebnisse des Ist-Zustandes ermittelt. Zusätzlich wurden die Rauheiten der Böschungsbereiche erhöht (von Krautwuchs zu Sträuchern, K_s -Rauheits-Wert von 0,4 auf 0,8 m).

Die geänderten Landnutzungen (II.4.5.3.2) wurden für die Maßnahmenszenarien M1 und M2 in die Modelle eingeladen. Für die Umsetzung der Maßnahme Flächenentsiegelung wurde die empirische Gleichung zur Entsiegelung von Lutz (2024) (II.4.5.3.3) auf jedes Teilgebiet angewandt und in die NASIM-Modelle integriert.

Im EZG Körne, in welchem lediglich vereinfachte Gewässerprofilgeometrien pro Teilgebiet definiert sind, wurde die Retentionswirkung über eine Faktorisierung der Gewässerlänge im Modell mit dem Wert von 1,2 erzielt. Zusätzlich wurden die Rauheiten an Gewässerstreifen analog zum Modell Hammbach-Wienbach angepasst. Analog zum FTEZG Hammbach-Wienbach wurde die Entsiegelung umgesetzt und die gelieferten Landnutzungskarten der Maßnahmenszenarien M1 und M2 eingeladen.

II.4.8.2.3 Bilanz-Unterschiede in den Einzugsgebieten (NASIM)

Die hydrologischen Prozesse wurden für alle EZG getrennt und flächengewichtet betrachtet. Abb. 38 und Abb. 39 zeigen die über alle Teilgebiete gebildeten Mittelwerte für die Parameter Verdunstung von versiegelten und natürlichen Flächen, Zwischenabfluss (Interflow), Grundwasserneubildung (Exfiltration in NASIM) sowie den Abfluss von versiegelten und natürlichen Flächen.

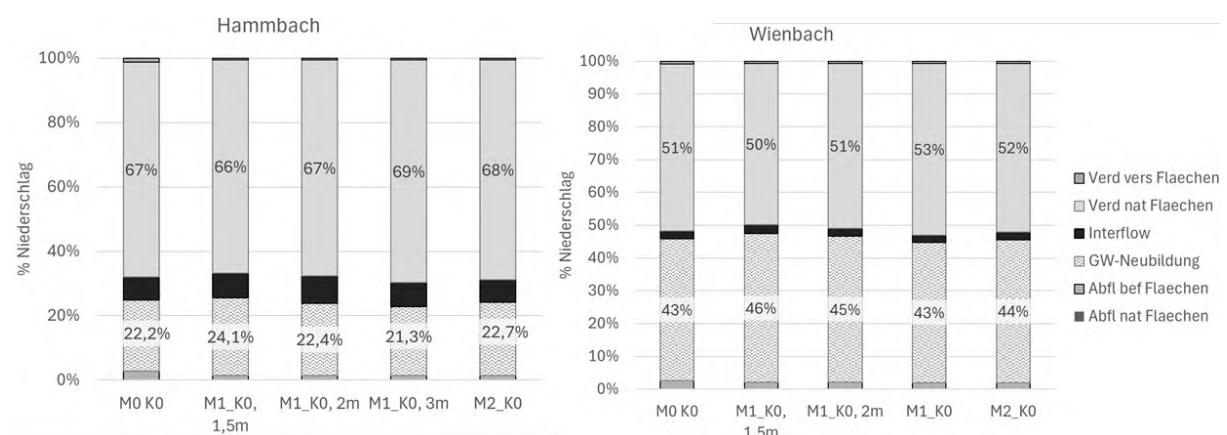


Abb. 38: Bilanzierung der Prozesse in den EZG Hammbach und Wienbach für die Referenzperiode K0 (1991-2020) sowie den Maßnahmen-Ist-Zustand M0 und die Maßnahmenszenarien M1 und M2. In einer Parameterstudie wurde der Effekt der maximalen Wurzelgröße getestet (zwischen 1,5 und 3 m).

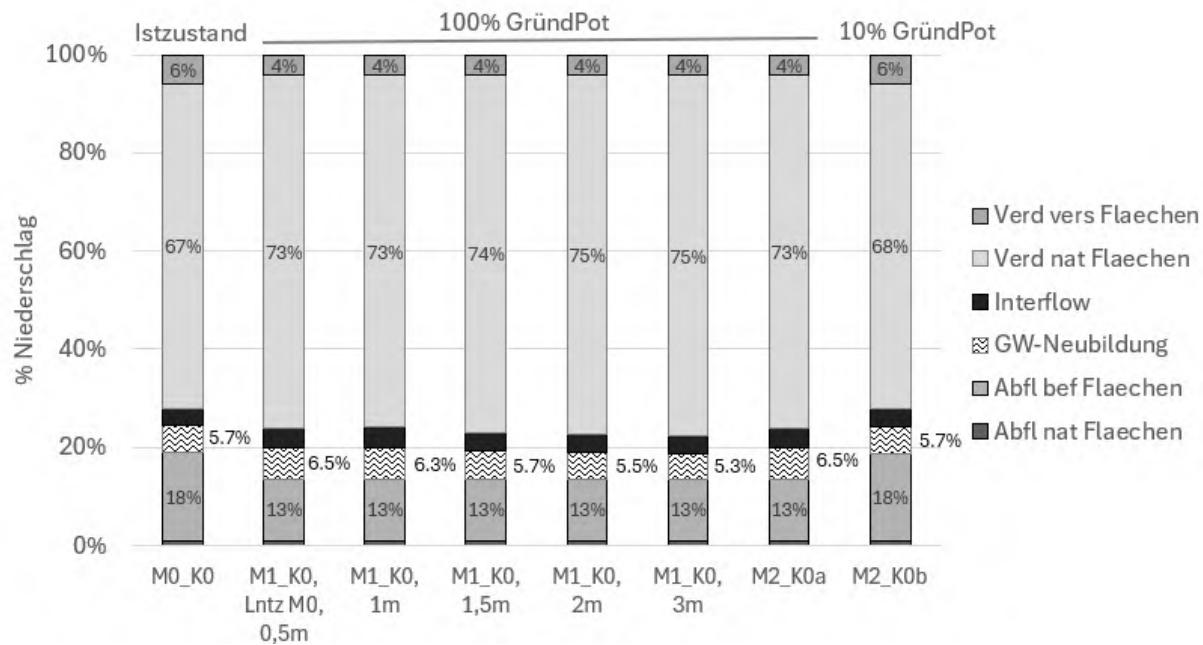


Abb. 39: Bilanzierung der Prozesse im EZG Körne-Oberlauf für die Referenzperiode K0 (1991-2020) sowie den Maßnahmen-Ist-Zustand M0 und die Maßnahmenszenarien M1 und M2 (10 Jahre Simulationszeitraum). In einer Parameterstudie wurde der Effekt der maximalen Wurzeltiefe getestet (zwischen 0,5 und 3 m).

II.4.8.2.3.1 Hammbach-Wienbach

Die Grundwasserneubildung ist im EZG Wienbach deutlich höher als im EZG Hammbach (ca. +20 %) (Abb. 38). Dies ist auf die unterschiedliche Parametrisierung der Gebiete zurückzuführen. Im Zuge der Kalibrierung mussten die Bodendaten im EZG Wienbach (Gesamtporenvolumen, Welkepunkt, Feldkapazität) mit einem Kalibrierfaktor von 0,4 versehen werden. Aufgrund des geringeren Gesamtporenvolumens kann die Aufsättigung des Bodens früher erfolgen und es kommt zu einer schnelleren und erhöhten Exfiltration aus dem Boden in den Grundwasserspeicher. Eine weitere Konsequenz ist, dass durch die reduzierte Bodenschicht der Anteil des Interflows im Gebiet Wienbach wesentlich kleiner ist. Durch die schnellere Versickerung und Exfiltration in den Grundwasserspeicher ergibt sich für die Gesamtbilanz im EZG Wienbach eine reduzierte Verdunstung.

II.4.8.2.3.2 Körne-Oberlauf

Die Grundwasserneubildung ist im EZG Körne mit 5-6 % wesentlich geringer als in den anderen beiden EZG (Abb. 39). Dies lässt sich mit dem hohen Versiegelungsgrad erklären. Während der Versiegelungsgrad in den EZG Hammbach und Wienbach bei maximal 3,1 % liegt, ist das Gebiet der Körne zu 23 % versiegelt. Entsprechend sind der Abfluss und die Verdunstung von befestigten Flächen größer (13-18 % Abfluss vers. Flächen, 4-6 % Verdunstung vers. Flächen). Durch die Entsiegelungsmaßnahmen (M1 & M2), reduziert sich der Versiegelungsgrad von 23 % auf ca. 16 %. Damit kann im Maßnahmenszenario M1 mehr Wasser von natürlichen Flächen verdunsten. Ein weiterer Grund liegt in der Beschaffenheit des Untergrunds. Im Vergleich zu den anderen EZG besteht der Boden aus geringdurchlässigen tonigen Böden, die eine Infiltration behindern.

II.4.8.2.3.3 Einfluss der Wurzeltiefe

Bei der Parametrisierung des Laubwaldes wurde zu Beginn der Studie eine große Wurzeltiefe angesetzt, da tiefere Wurzeln bei Trockenstress als vorteilhaft bzw. nachhaltiger erachtet werden. In NASIM stellt diese Wurzeltiefe einen Maximalwert dar, der durch die Bodenmächtigkeit der BK50-Daten begrenzt ist. Im Vergleich dazu wird im Modell SPRING ein fester Simulationshorizont für den durchwurzelten Bereich angenommen (1,2 m).

Literaturangaben zeigen für Eichen maximale Wurzeltiefen von 2-3 m (Bund Leipzig, 2022) bzw. 2,4 m (Gulder, 2017). Gulder (2017) untersuchte 5.259 Bäume verschiedener Arten und wies darauf hin, dass die maximale Wurzeltiefe nicht dem effektiven Wurzelraum entspricht. So liegt der Hauptwurzelhorizont bei Fichten meist bei 20-60 cm, Kiefern und Buchen können auch Tiefen >1 m erschließen. Das Wachstum der Wurzeln erfolgt bis zu einem Alter von ca. 80 Jahren. Die tatsächliche Wurzelentwicklung hängt stark von den Bodeneigenschaften ab: stabile Böden ermöglichen größere Wurzeltiefen, wohingegen vernässte Böden das Wachstum begrenzen. Hartmann (2012) untersuchte die nutzbare Feldkapazität bis 2 m Bodentiefe und stellte fest, dass effektive Wurzeln überwiegend bis 1 m Tiefe vorkommen. Der Einfluss tieferer Feinwurzeln (> 1 m Tiefe) bleibt unklar und könnte v. a. in Trockenphasen relevant sein. Die Untersuchung betont zudem die Standortabhängigkeit der Wurzelentwicklung, z.B. auf flachgründigen Böden wie Lessivés, Pseudogleyen und Gleyen. Wegehenkel (2012) gibt für drei Waldbestände folgende maximale Wurzeltiefen an: 1 m bei Fichte (130 Jahre), 1,4 m im Eichen-Buchen-Mischwald (170 Jahre) und 0,6-1 m bei Kiefer-Lärche (223 Jahre).

Entsprechend der Literaturangaben ist die maximale Wurzeltiefe von 3 m, welche bei der Parametrisierung des Laubwaldes angenommen wurde, überdimensioniert. Aus diesem Grund wurden für das nachhaltige Szenario (M1) Simulationen mit unterschiedlichen maximalen Wurzeltiefen durchgeführt (Abb. 38 und Abb. 39). Die Ergebnisse zeigen, dass die Grundwasserneubildung mit größeren Wurzeltiefen abnimmt. Im Vergleich zum Ist-Zustand (M0) ergibt sich im nachhaltigen Szenario (M1) ein Anstieg der Grundwasserneubildung, wenn die Wurzeltiefe auf 1,5 m beschränkt wird (+1,9 % Hammbach und +2,5 % Wienbach). Im EZG Körne-Oberlauf ergibt sich eine Erhöhung der Grundwasserneubildung bei einer maximalen Wurzeltiefe < 1,5 m (+0,5 % bei 1 m Wurzeltiefe). Bei Wurzeltiefen > 1,5 m sinkt die Grundwasserneubildung. Eine Reduzierung der Grundwasserneubildung wird auch von Goldberg & Bernhofer (2011) beschrieben. In dieser Studie erfolgte ein Vergleich zwischen Fichten-Altbestand, Jungbestand und Brache. Es werden geringere Oberflächenabflüsse sowie eine reduzierte Grundwasserneubildung bewaldeter EZG beschrieben. Als maßgeblicher Prozess ist die Transpiration aus der durchwurzelten Bodenzone zu nennen, wodurch die Bodenwassersättigung gesenkt wird. Dies fördert die Infiltration und resultiert in einer Reduzierung des Oberflächenabflusses. Durch die geringere Wassersättigung des Bodens sinkt die relative Durchlässigkeit und die Exfiltration (bzw. Grundwasserneubildung) aus der durchwurzelten Zone ist geringer.

Schlussfolgerungen:

- Durch die unterschiedliche Parametrisierung der Modelle NASIM und SPRING ist die Berechnung der Grundwasserneubildung nicht direkt vergleichbar. Das gekoppelte Modell für das EZG Hammbach stellt somit eine Mischberechnung aus beiden Ansätzen dar.
- Veränderungen der Bodeneigenschaften durch Wurzelbildung, welche zu einer erhöhten Wasserdurchlässigkeit führen können, sind in NASIM nicht abbildbar. Die Grundwasserneubildung kann möglicherweise unterschätzt werden. Auch das Alter von Waldbeständen bleibt im Modell unberücksichtigt.

- Eine grundsätzliche Parametrisierung „Laubwald“ oder „Nadelwald“ ist aufgrund unterschiedlicher Wurzeltiefen schwierig. Es sollte daher eher eine sortenreine Parametrisierung stattfinden, die auf lokale Standortbedingungen zugeschnitten ist.

II.4.8.2.4 Oberflächenabfluss (NASIM)

Der Abfluss von befestigten Flächen wird maßgeblich durch den Grad der Versiegelung beeinflusst. Durch die Maßnahmenumsetzung verringert sich der Anteil versiegelter Flächen im EZG Hammbach von 3,1 % auf 1,4 %, im EZG Wienbach von 1,7 % auf 0,4 % und im EZG Körne von 23 % auf 18,8 %. Da beide Maßnahmenszenarien identische Entsiegelungsmaßnahmen beinhalten, sind Änderungen und damit auch die Auswirkungen auf den Abfluss identisch. Besonders im EZG Körne, das den höchsten Versiegelungsgrad aufweist, ist der Oberflächenabfluss hoch (Abb. 40). Durch die Umsetzung der Maßnahmen verringert sich der Oberflächenabfluss in allen Teileinzugsgebieten proportional zur Größe der entsiegelten Flächen (Abb. 41). Beispiele: 1) Ohne Entsiegelung bleibt der Abfluss unverändert. 2) Eine vollständige Entsiegelung im Gebiet 2070008 (-11.606 m²) führt zu einer Reduktion des Oberflächenabflusses um rund 6 mm/a. 3) Eine Entsiegelung von 80 % in der Stadt (Gebiet 3010021, -165.428 m²) bewirkt eine Abnahme des Abflusses um etwa 122 mm/a.

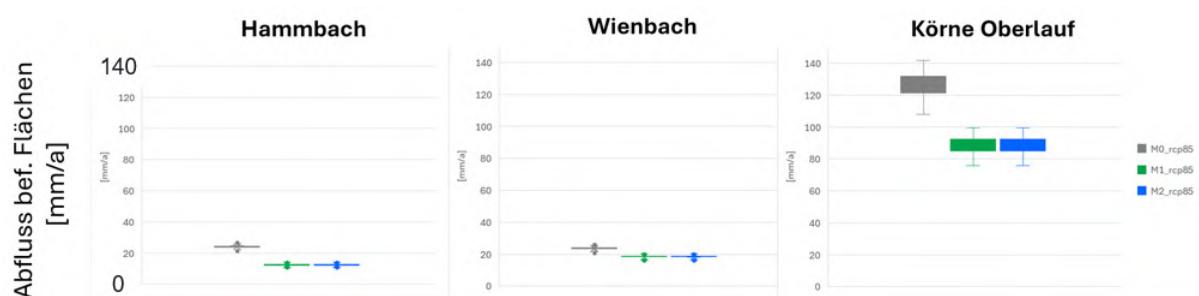


Abb. 40: Box-Plot der Abflussbilanzen befestigter Flächen im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für das Klimaszenario RCP8.5 (2071-2100)

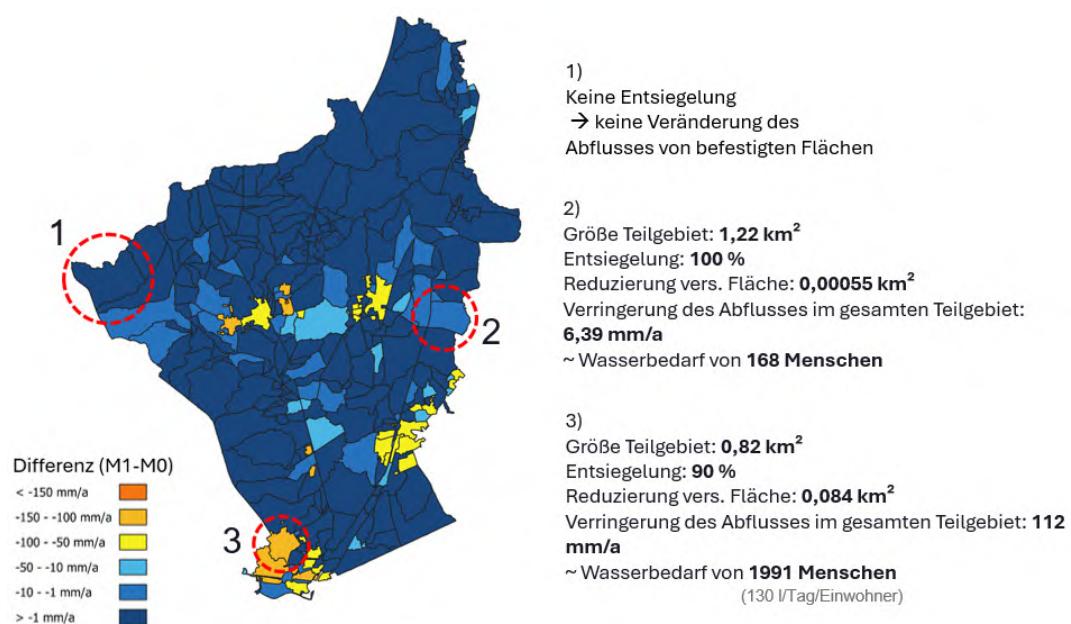


Abb. 41: Abfluss versiegelter Flächen im Einzugsgebiet Hammbach-Wienbach: Bilanzdifferenz zwischen nachhaltigem Maßnahmenszenario (M1) und Maßnahmen-Ist-Zustand (M0) pro Teilgebiet

II.4.8.2.5 Grundwasserneubildung (SPRING)

Die Auswertung der Grundwasserneubildung erfolgt jeweils summiert über das gesamte Modellgebiet Hammbach-Wienbach. Die Ausgabe erfolgt in Tagesschritten, die für jedes Jahr bzw. für die Winter-/Sommermonate eines Jahres aufsummiert werden.

In der Basisperiode (1991-2020) führt die nachhaltige Maßnahmenkombination M1 zu einer Erhöhung der Grundwasserneubildung um 3,1 %, während die konventionelle Maßnahmenkombination M2 zu keiner Veränderung führt. Die nachhaltige Maßnahmenkombination M1 führt im Vergleich zur Maßnahmenkombination M0 zu einer Erhöhung der Grundwasserneubildung von 3,4 % im Szenario RCP2.6 bzw. 4,0 % im Szenario RCP8.5 (Abb. 42). Die Ergebnisse zeigen, dass nachhaltige Landnutzungsänderungen z.B. hin zu mehr Laubwald sich positiv auf die Grundwasserneubildung und damit positiv auf den Landschaftswasserhaushalt auswirken.

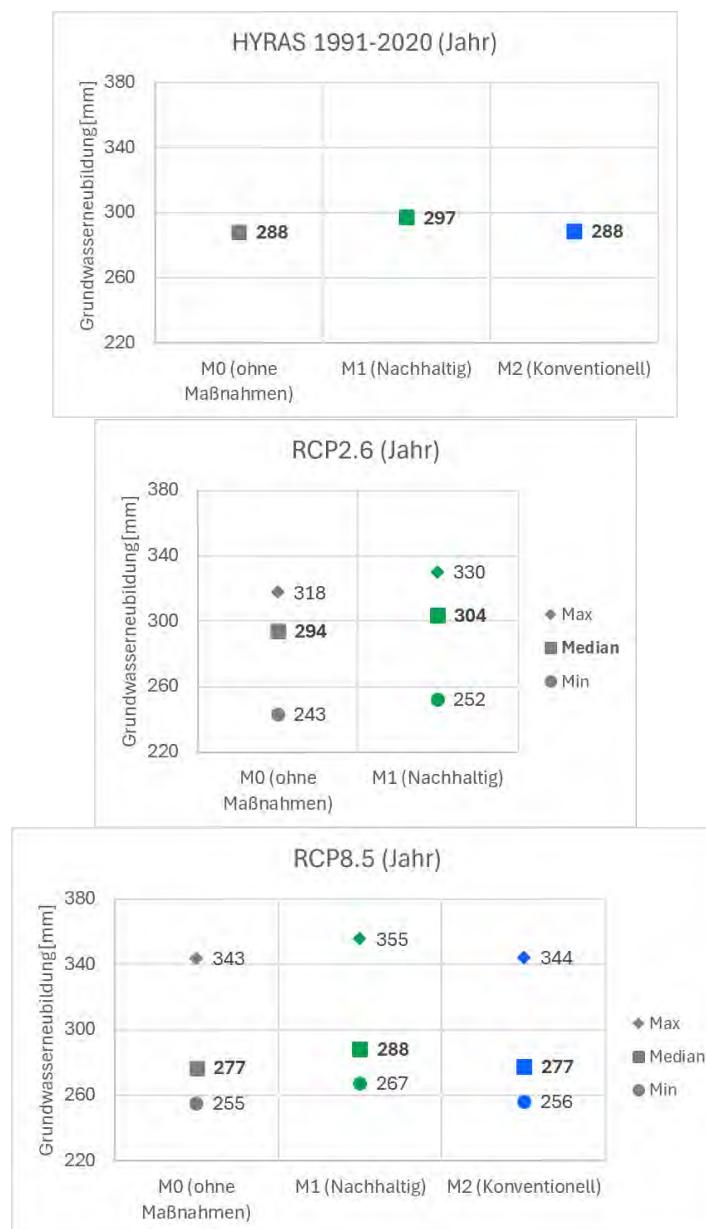


Abb. 42: Jahressummen der Grundwasserneubildung (mm) im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für die Referenzperiode 1991-2020 und die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (2071-2100)

Die Spannbreite der jährlichen Neubildungssummen innerhalb der Projektionen aus dem Klimaszenario RCP2.6 reicht von 94 bis 660 mm/a, während sie in der Referenzperiode nur zwischen 156 und 533 mm/a schwankt (Abb. 43). Auf der Basis der durchgeführten Berechnungen kann für die Entwicklung der Neubildung in der fernen Zukunft nach RCP2.6 festgestellt werden, dass die Variabilität deutlich zunimmt. Die Wirkung der Maßnahmenkombination M1 ist für die Mittel-/Medianwerte und für die Maxima sichtbar und liegt bei allen Projektionen in der gleichen Größenordnung. Die Beobachtungen gelten auch für RCP8.5, wobei hier die Variabilität noch einmal zunimmt. Die zunehmende Variabilität bedeutet für Maßnahmenplanungen, dass sowohl Niedrig- als auch Hochwasserzustände berücksichtigt werden müssen. Die Neubildungen für M0 und M2 unterscheiden sich kaum und bestätigen, dass die Maßnahmenkombinationen M1 und M2 keine signifikante Veränderung der Varianz der Neubildung bewirken.

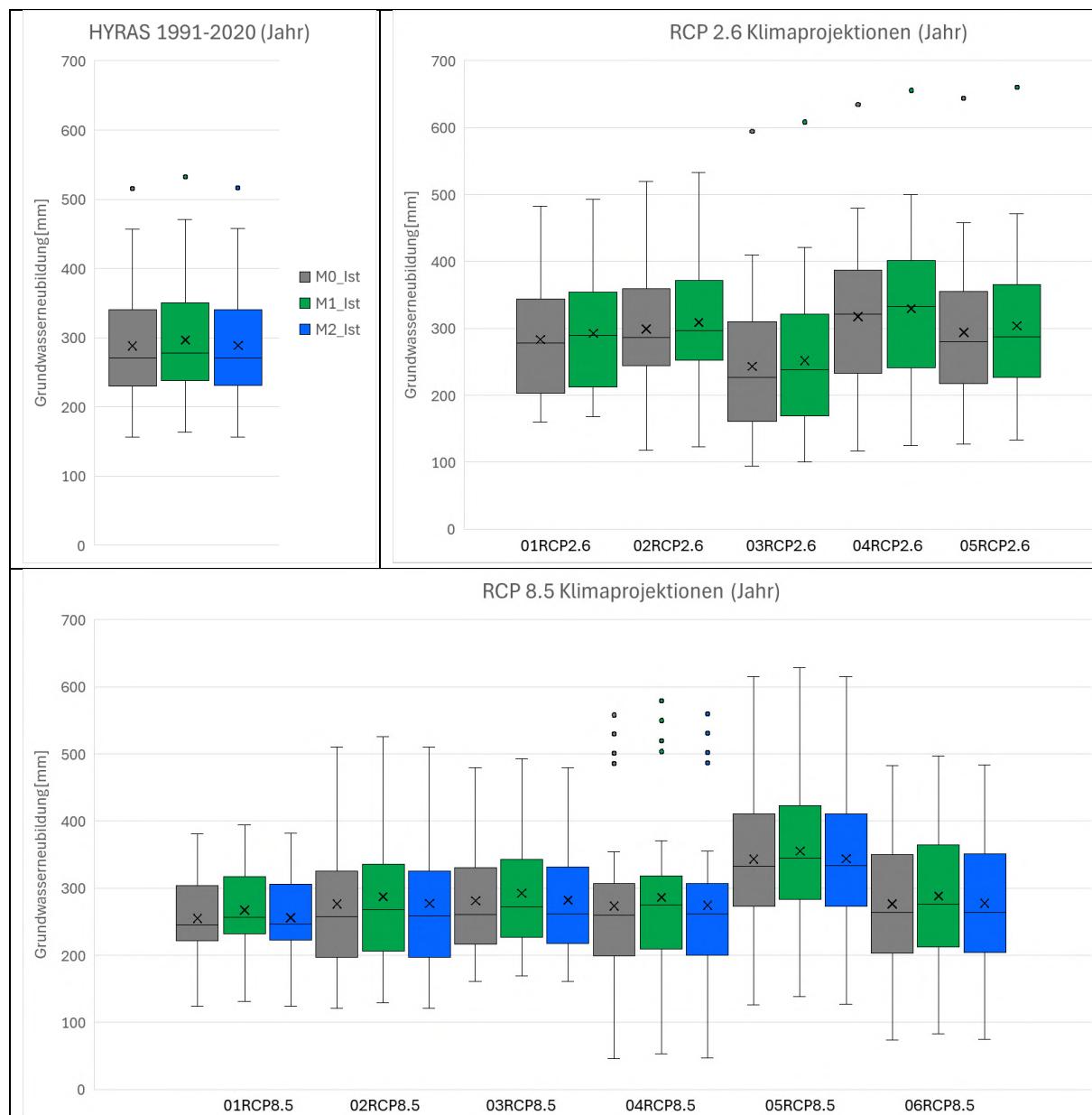


Abb. 43: Jahressummen der Grundwasserneubildung (mm) im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für die Referenzperiode 1991-2020 und die einzelnen Projektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (2071-2100)

II.4.8.2.6 Saisonaler Einfluss (Sommer/Winter) auf die Grundwassererneubildung (SPRING)

Eine Gegenüberstellung der Auswertungen für das hydrologische Winter- und Sommerhalbjahr macht deutlich, dass die für das Gesamtjahr berechnete Erhöhung der Grundwassererneubildung überwiegend im Winterhalbjahr stattfindet (Abb. 44). Dies ist damit zu begründen, dass im Winterhalbjahr grundsätzlich höhere Bodenfeuchten bestehen und damit die Versickerung stärker ausgeprägt ist. Im Sommer hingegen ist die verstärkte Verdunstung und Transpiration zusätzlich zu berücksichtigen. Durch Umwandlung von Nadel- zu Laubwald wird die Transpiration im Winter reduziert und das Versickerungspotential (d.h. Grundwassererneubildung) kann gesteigert werden. Die getesteten Maßnahmen wirken sich also nur im Winterhalbjahr positiv auf die Grundwassererneubildung aus. Durch Speicherung im Grundwasserleiter ergeben sich auch im Sommerhalbjahr höhere Grundwasserstände, was durch die Reduktion des Trockenfallens von Gewässern (II.4.8.2.12) bestätigt wird.

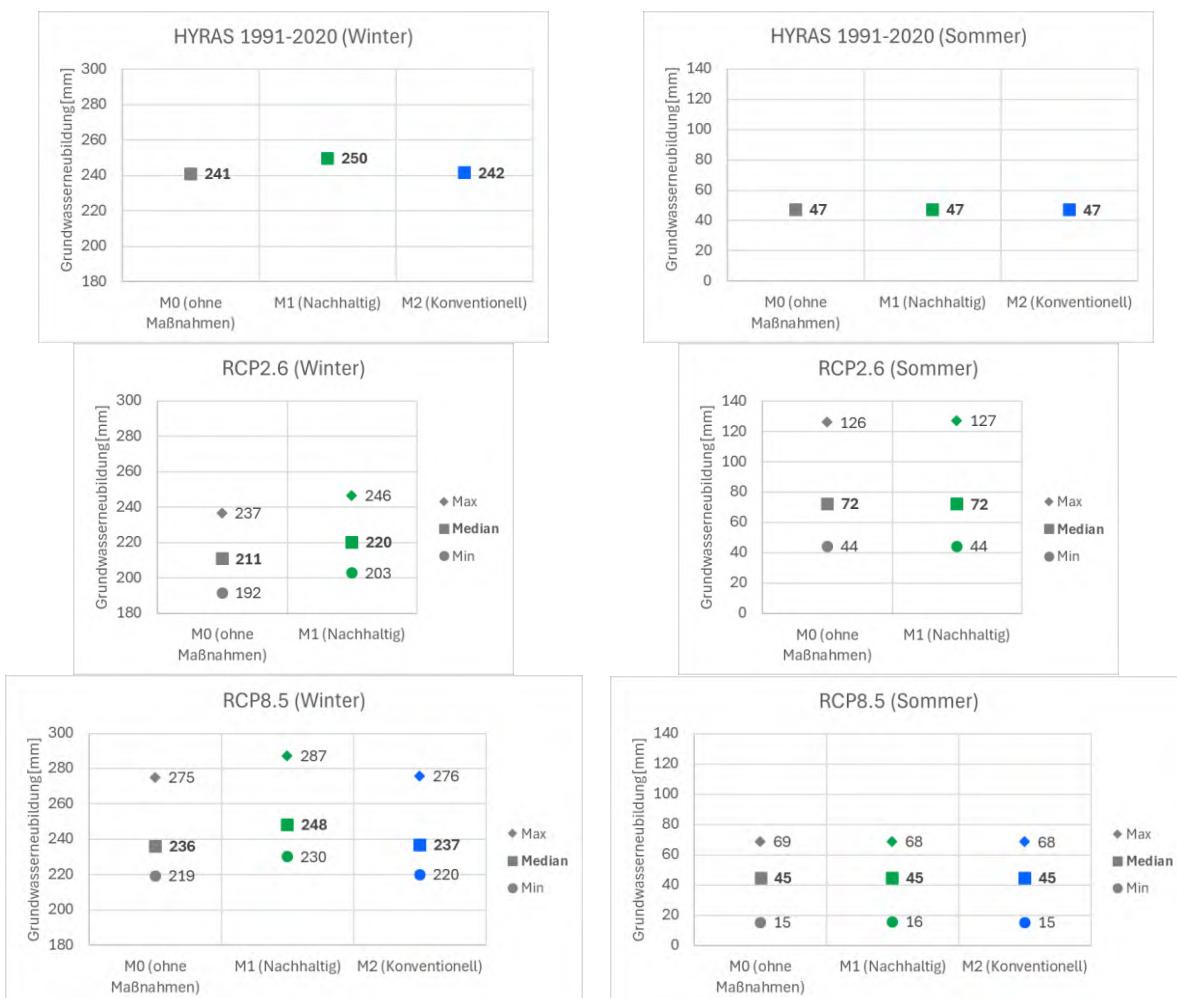


Abb. 44: Grundwassererneubildung (mm) getrennt aufsummiert nach Winter- (links) und Sommerhalbjahr (rechts) im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für die Referenzperiode 1991-2020 und die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (2071-2100)

II.4.8.2.7 Grundwasserstände (SPRING)

Die Auswertung der Wirkung der Maßnahmenszenarien auf die mittleren Grundwasserstände erfolgt für den Ist-Zustand im Zeitraum 1991-2020 sowie für jeweils eine ausgewählte Klimaprojektion aus den Kernensembles der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 im Zeitraum 2071-2100.

Die Erhöhung der mittleren Grundwasserstände aufgrund der nachhaltigen Maßnahmenkombination M1 wird in den Gleichen kaum sichtbar (Abb. 45). Der Differenzenplan weist aber Bereiche im Norden der beiden Einzugsgebiete sowie zwischen den Hauptgewässern aus, in denen die erhöhte Grundwasserneubildung durch Landnutzungsänderungen von Acker zu Wald eine Erhöhung der Grundwasserstände bewirkt. Die höheren Differenzen am westlichen Rand entstehen durch Überlagerung mit dem Entnahmetrichter des Wasserwerks Üfter Mark, dessen Entnahme konstant angesetzt ist. Die durch die Maßnahmenkombination M2 bewirkte Erhöhung der mittleren Grundwasserstände bleibt auf eine kleine Fläche beschränkt und ist nur schwach ausgeprägt.

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Auswertung der Projektion 03_RCP2.6, die die geringste mittlere Neubildung innerhalb des RCP2.6-Szenarios aufweist, wobei die Flächen, bei denen die nachhaltige Maßnahmenkombination M1 eine, wenn auch geringe, Erhöhung der mittleren Grundwasserstände bewirkt, noch vergrößert sind (Abb. 46). Die Projektion 01_RCP8.5 weist die geringste Grundwasserneubildung innerhalb des RCP8.5-Szenarios auf. Die Erhöhungen der Grundwasserstände durch die Flächennutzungsänderungen in M1 und die daraus resultierende erhöhte Grundwasserneubildung sind ähnlich wie bei der Projektion 03_RCP2.6, während M2 sich vergleichbar gering auswirkt wie im Ist-Zustand (Abb. 47).

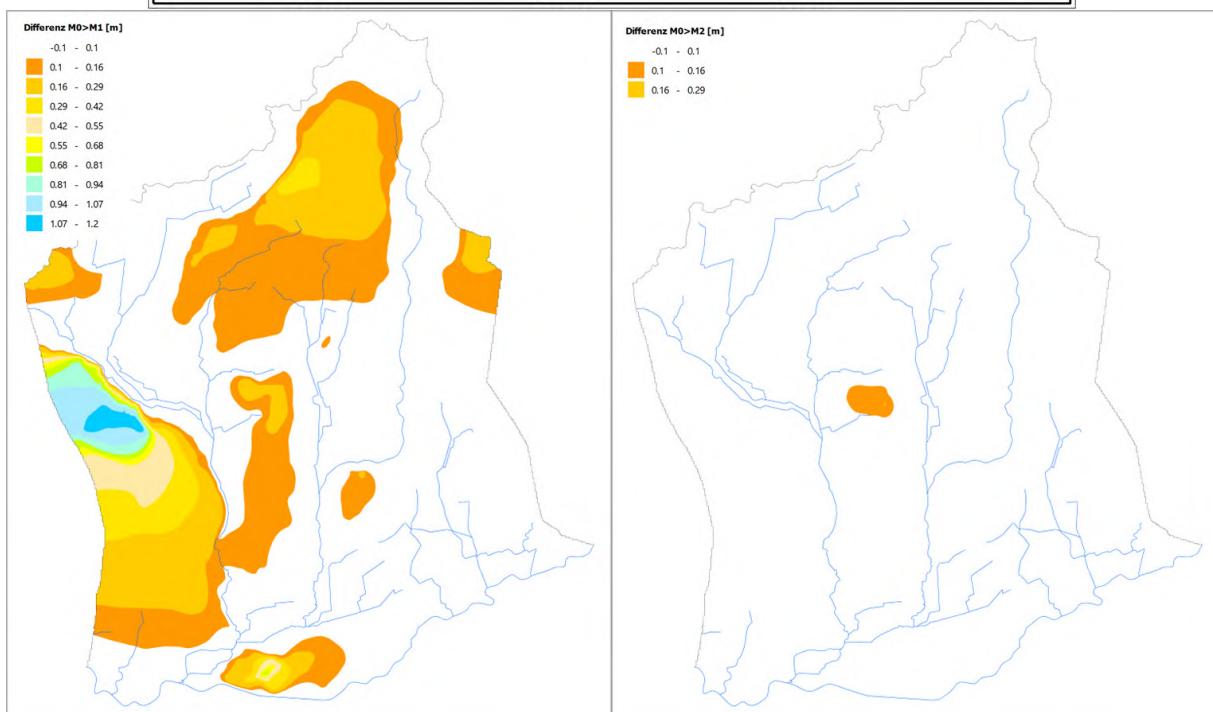
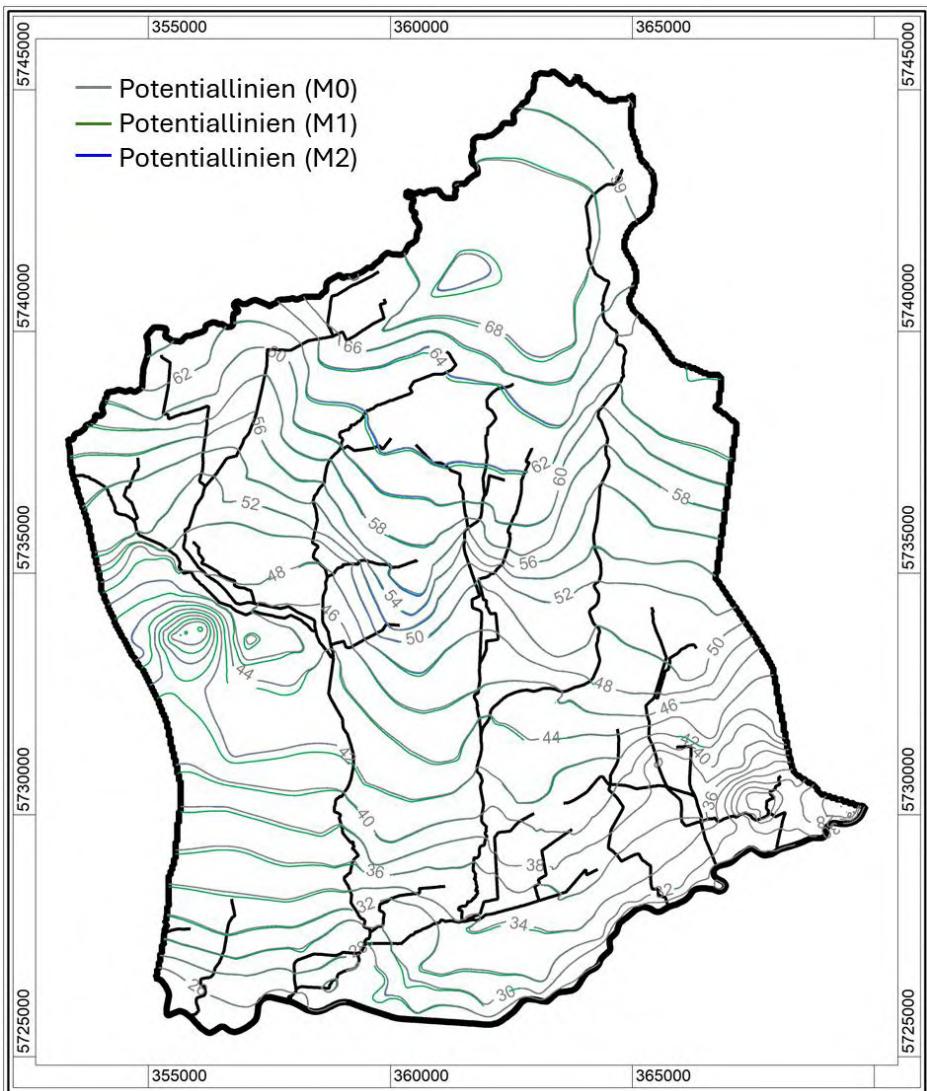


Abb. 45: Mittlere Grundwassergleichen (oben) im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0), nachhaltigen (M1) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2) für die Referenzperiode 1991-2020. Grundwasserdifferenzen von M0 nach M1 (unten links) und von M0 nach M2 (unten rechts)

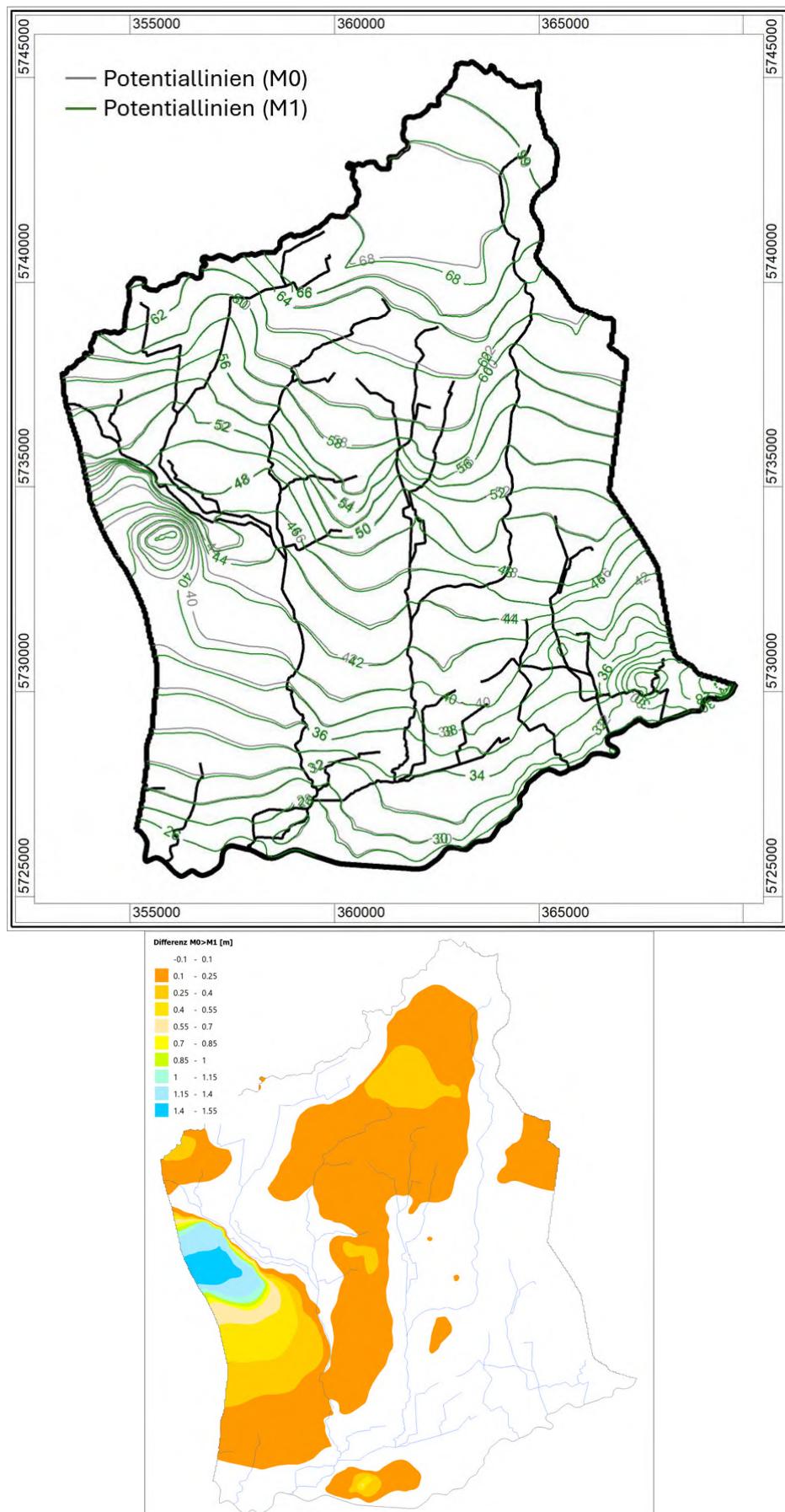


Abb. 46: Mittlere Grundwassergleichen (oben) im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0) und nachhaltigen Maßnahmenszenario (M1) für die Projektion 03 im Klimaszenario RCP2.6 (2071-2100). Grundwasserdifferenzen von M0 nach M1 (unten)

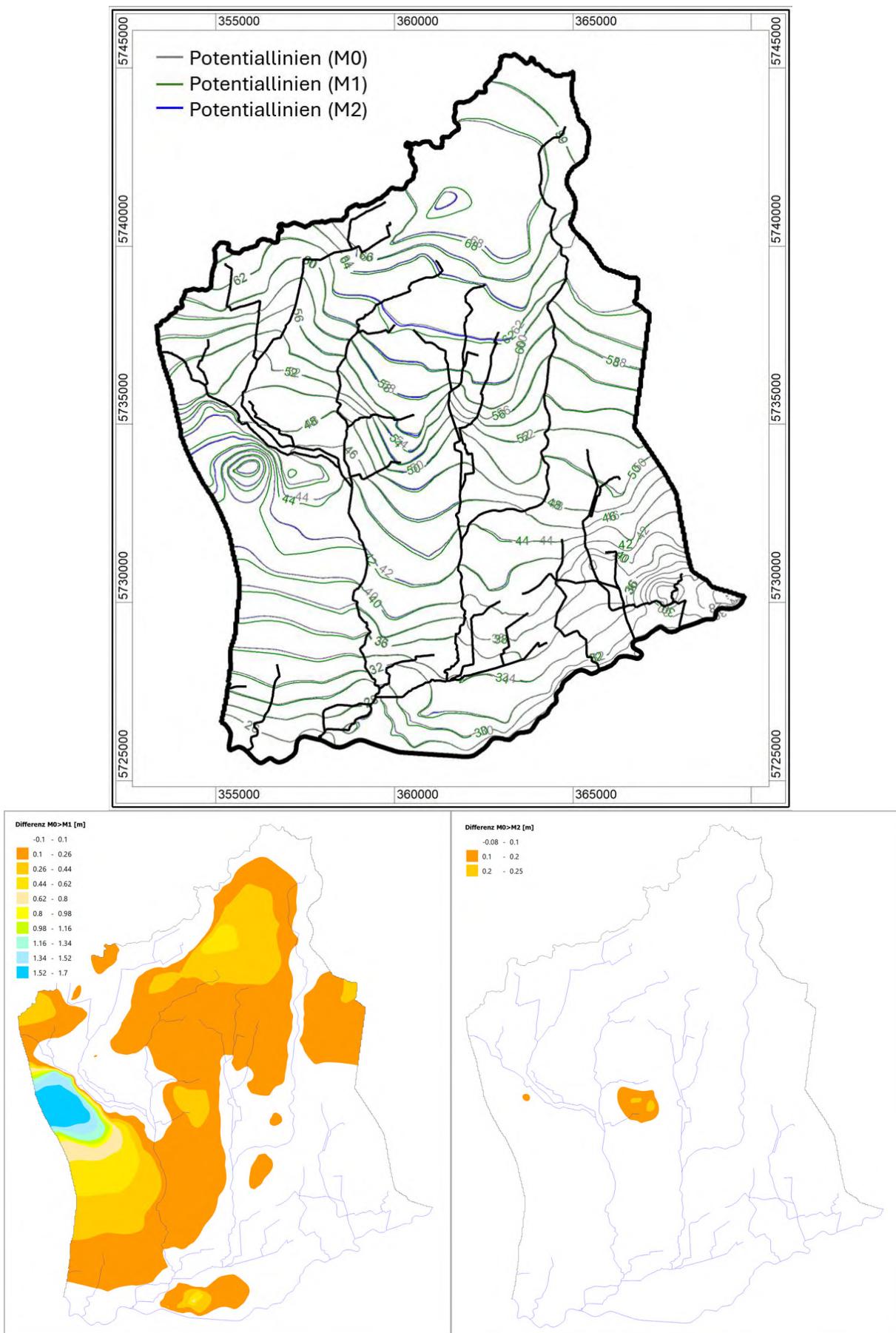


Abb. 47: Mittlere Grundwassergleichen (oben) im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0), nachhaltigen (M1) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2) für die Projektion 01 im Klimaszenario RCP8.5 (2071-2100). Grundwasserdifferenzen von M0 nach M1 (unten links) und von M0 nach M2 (unten rechts)

II.4.8.2.8 Sekundärauen – Einfluss auf die Grundwasserneubildung (NASIM)

Es wurde die Hypothese untersucht, dass die Schaffung zusätzlicher Retentionsflächen die Versickerung von Wasser erhöht und somit die Grundwasserneubildung begünstigt. Im Rahmen einer Detailstudie wurde ein ausgewähltes Teilgebiet in einen Auenbereich und das angrenzende Umland unterteilt (Abb. 48).

Es wurden unterschiedliche Simulationen durchgeführt. Für ein erstes Szenario (Szenario 1) wurde der Auenbereich auf die Wasserspiegellage eines mittleren Abflusses (MQ) abgesenkt und zusätzlich zur natürlichen Niederschlagsbelastung mit einem synthetischen Niederschlagsereignis beaufschlagt, um eine gezielte Überflutung zu simulieren. Die daraus resultierende zusätzliche Versickerung wurde auf Grundlage der maximalen kf-Werte der Bodenkarte berechnet.

Da die tatsächliche Grundwasserneubildung auch von der Fließrichtung des Grundwassers abhängig ist, wurden in einem zweiten Szenario (Szenario 2) die Leakage-Werte aus dem GW-Modell SPRING berücksichtigt. Eine Exfiltration des Grundwassers in das Gewässer wurde dabei als Ausschlusskriterium für eine zusätzliche Grundwasserneubildung gewertet.

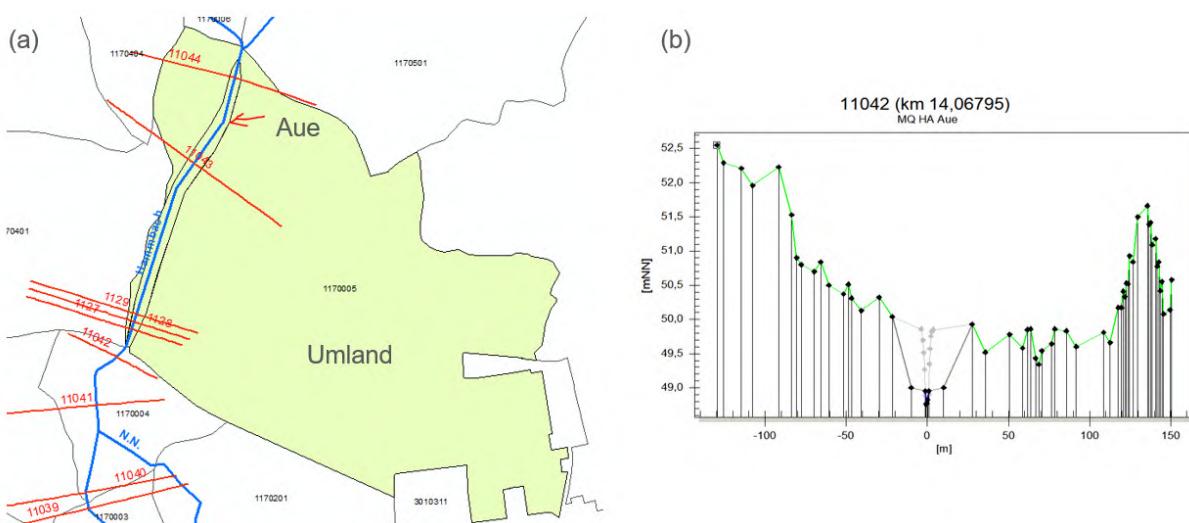


Abb. 48: (a) Modellgebiet (grün) mit ausgewiesenen Auenbereich sowie des Umlandes. (b) Beispiel einer Sekundäraue mit Absenkung auf MQ (grau hinterlegt: Zustand vor Anpassung)

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte hinsichtlich Bodenfeuchte, Infiltration und Veränderung der Grundwasserneubildung. Mit Fokus auf den Auenbereich werden in Abb. 49 für die unterschiedlichen Simulationsläufe (Ist-Zustand, Überflutungs-Szenario 1 und Überflutungs-Szenario 2) die Entwicklung der Bodenfeuchte sowie die Summenlinien der Grundwasserneubildung über einen Zeitraum von zehn Jahren dargestellt. Klar zu erkennen ist, dass bei hohem Bodenwassergehalt im Zuge der Auen-Überflutung die Grundwasserneubildung ansteigt. Im Vergleich zum Ist-Zustand kann das Grundwasser in Überflutungs-Szenario 1 mit einem Plus von 100 mm bzw. in Szenario 2 mit zusätzlichen 75 mm gestärkt werden (Abb. 50).

In der Gegenüberstellung zur Versickerungsleistung des Umlandes ist dies allerdings gering. Zu berücksichtigen sind hierbei einerseits die Flächenverhältnisse aber auch die Beschaffenheit der Böden. Der Bereich „Aue“ mit einer Fläche von $0,033 \text{ km}^2$ wird in der BK50 als Niedermoor mit einem kf-Wert von $2,9 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ beschrieben. Das Umland mit einer Fläche von $0,94 \text{ km}^2$ besteht vorwiegend aus höher durchlässigen und sandigeren Böden mit kf-Werten zwischen $2,5 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ und $4,6 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ (Gley 14 %, Humusbraunerde 30 %, Podsol-Braunerde 36 %, Pseudogley-Humusbraunerde 5 %). Während die kumulative Grundwasserneubildung in der Aue 205 mm (Ist-Zustand) bzw. 280-307 mm (mit Sekundäräue) beträgt, liegt diese bedingt durch die höheren Bodendurchlässigkeiten im Umland bei 1.070 mm (im Betrachtungszeitraum von 10 Jahren).

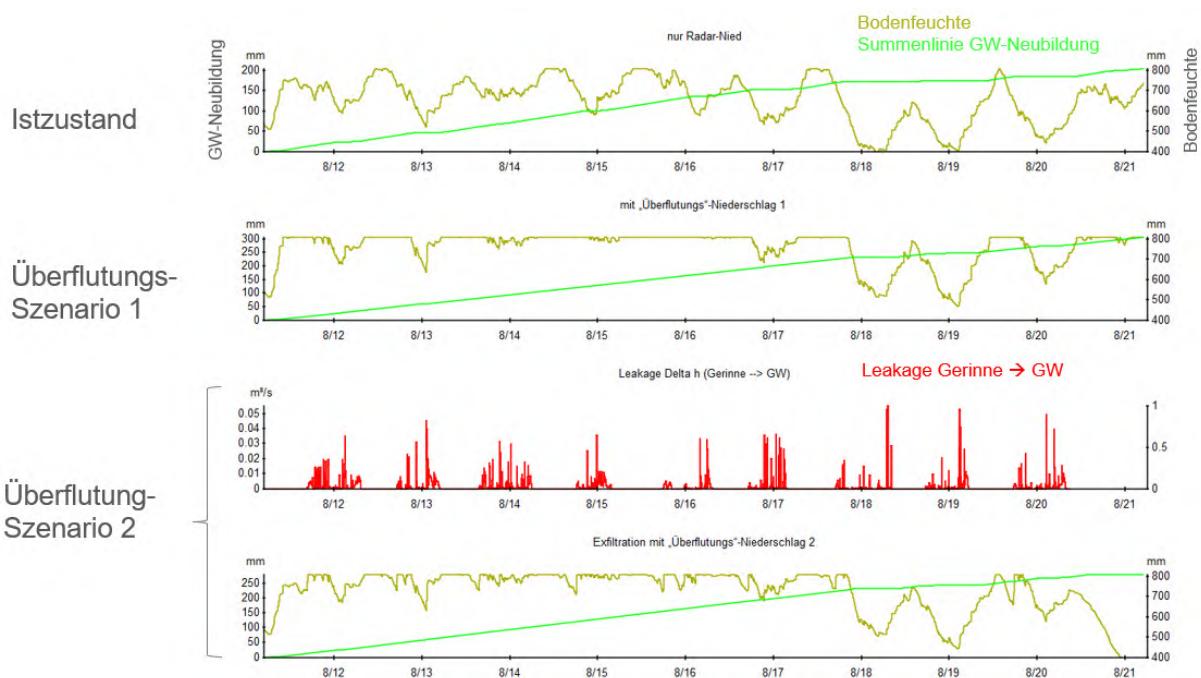


Abb. 49: Ergebnisse der Auenstudie: Vergleich zwischen Ist-Zustand, Überflutungsszenario 1 mit zusätzlichem Niederschlag und Szenario 2 unter Einbezug der Leakage-Daten aus dem Grundwassерmodell (SPRING)

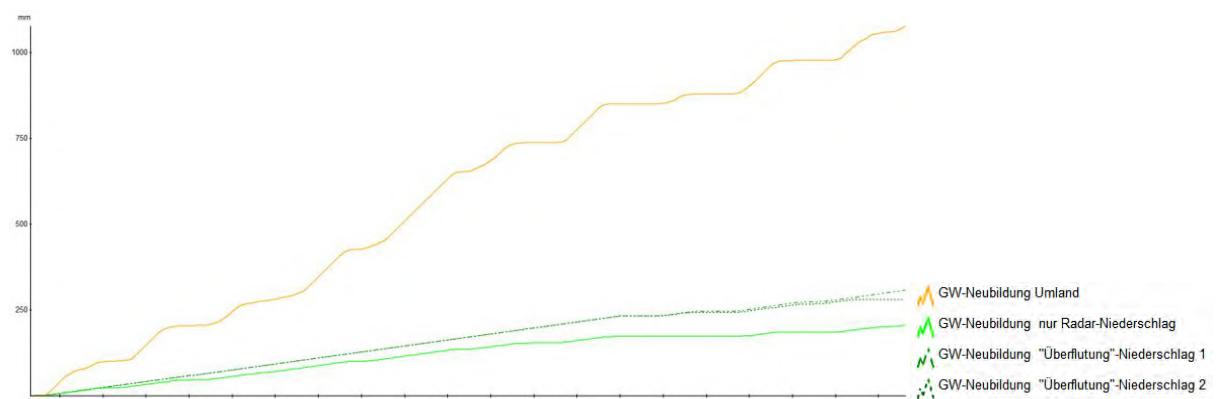


Abb. 50: Kumulative Grundwasserneubildung (mm) im Auenbereich im Ist-Zustand (hellgrüne Linie), Überflutungs-Szenario 1 (grüne gestrichelte Linie) und Überflutungs-Szenario 2 (dunkelgrüne gestrichelte Linie) sowie Umland (gelbe Linie)

II.4.8.2.9 Leakage aus dem Grundwasser in die Oberflächengewässer (SPRING)

Die Auswertung der Leakagemenge erfolgt getrennt für Hammbach und Wienbach jeweils summiert über die gesamte Länge aller zugehörigen Haupt- und Nebengewässer. Die Ausgabe erfolgt in Tagesschritten, aus denen ein gleitendes 7-Tage-Mittel berechnet wird. Die Werte werden dann für jedes Jahr bzw. für die Winter-/Sommermonate eines Jahres aufsummiert.

Im Zeitraum 2011-2022 lag der gemessene mittlere Abfluss im Hammbach bei $0,37 \text{ m}^3/\text{s}$ und im Wienbach bei $0,50 \text{ m}^3/\text{s}$. Beide Gewässer haben einen hohen Basisabflussanteil, der aus Grundwasser gespeist wird, mit Ausnahme der oberstromigen Bereiche des Midlicher Mühlenbachs, in denen die Flurabstände hoch sind und deshalb der Grundwasserzustrom gering. Da das Maßnahmenszenario M1 die Grundwasserneubildung erhöht, wirken sie sich auch steigernd auf die Leakagemengen aus (Abb. 51). Beim Hammbach erhöht sich die Leakagemenge um 4,1 % und beim Wienbach um 2,6 % für das Gesamtjahr. Der Unterschied ist durch die Grundwasserneubildung begründet, die sich durch M1 im Hammbach-EZG um 5,1 % und im Wienbach-EZG um 3,8 % erhöht.

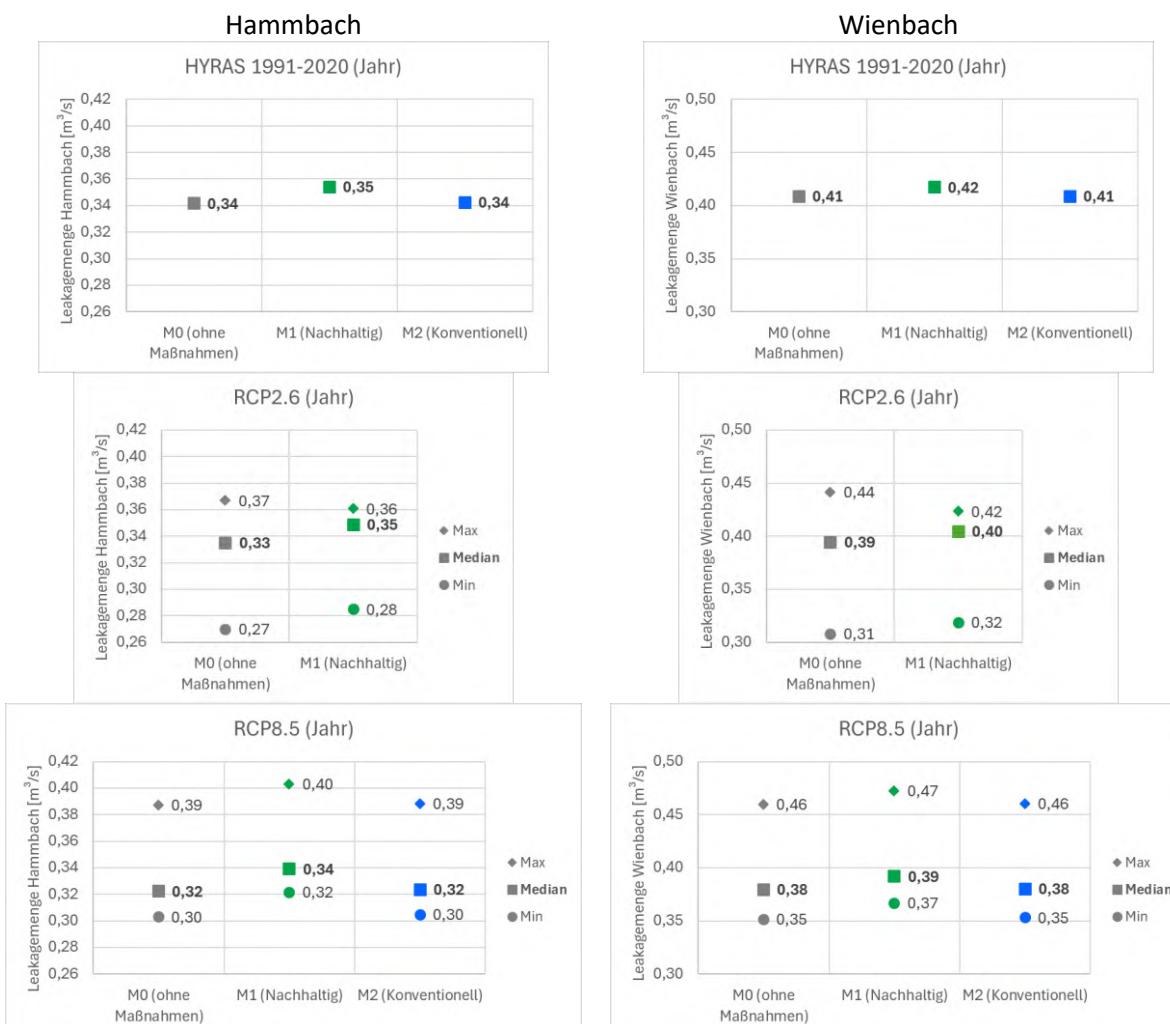


Abb. 51: Jahressummen der Leakagemengen (m^3/s) aus dem Grundwasser in den Hammbach (links) und Wienbach (rechts) im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für die Referenzperiode 1991-2020 und die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (2071-2100)

II.4.8.2.10 Einfluss Sommer / Winter auf die Leakage-Werte (SPRING)

Im Gegensatz zur Grundwasserneubildung bewirkt die nachhaltige Maßnahmenkombination eine leichte Erhöhung der Leakagemengen sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr. Dies ist plausibel auf den Speichereffekt des Grundwasserleiters zurückzuführen. Höhere Neubildungsraten im Winter bewirken ganzjährig höhere Grundwasserstände und damit auch höhere Leakageraten im Sommer. Die nachhaltige Maßnahmenkombination M1 führt im Hammbach im Winterhalbjahr zu einer Erhöhung der Leakageraten um 4,1 % für das RCP2.6 bzw. 5,0 % für das RCP 8.5 (Abb. 52). Im Wienbach sind es 2,5 % für das RCP2.6 bzw. 3,3 % für das RCP 8.5. Die relative Erhöhung der Leakagemengen fällt für beide Gewässer im Sommerhalbjahr noch etwas höher aus als im Winterhalbjahr (Abb. 53).

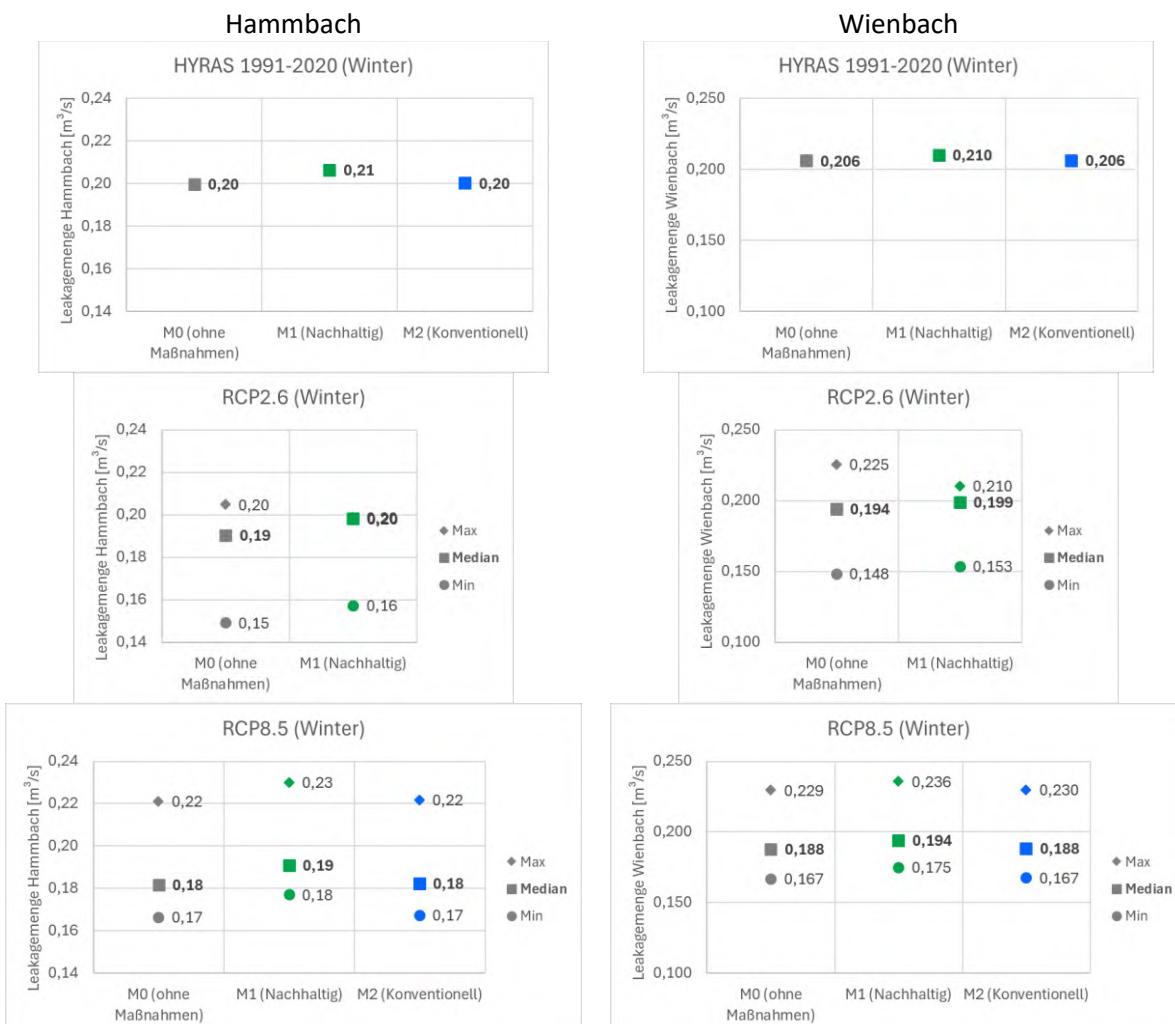


Abb. 52: Leakagemengen (m^3/s) aus dem Grundwasser in den Hammbach (links) und Wienbach (rechts) aufsummiert für das Winterhalbjahr im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für die Referenzperiode 1991-2020 und die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (2071-2100)

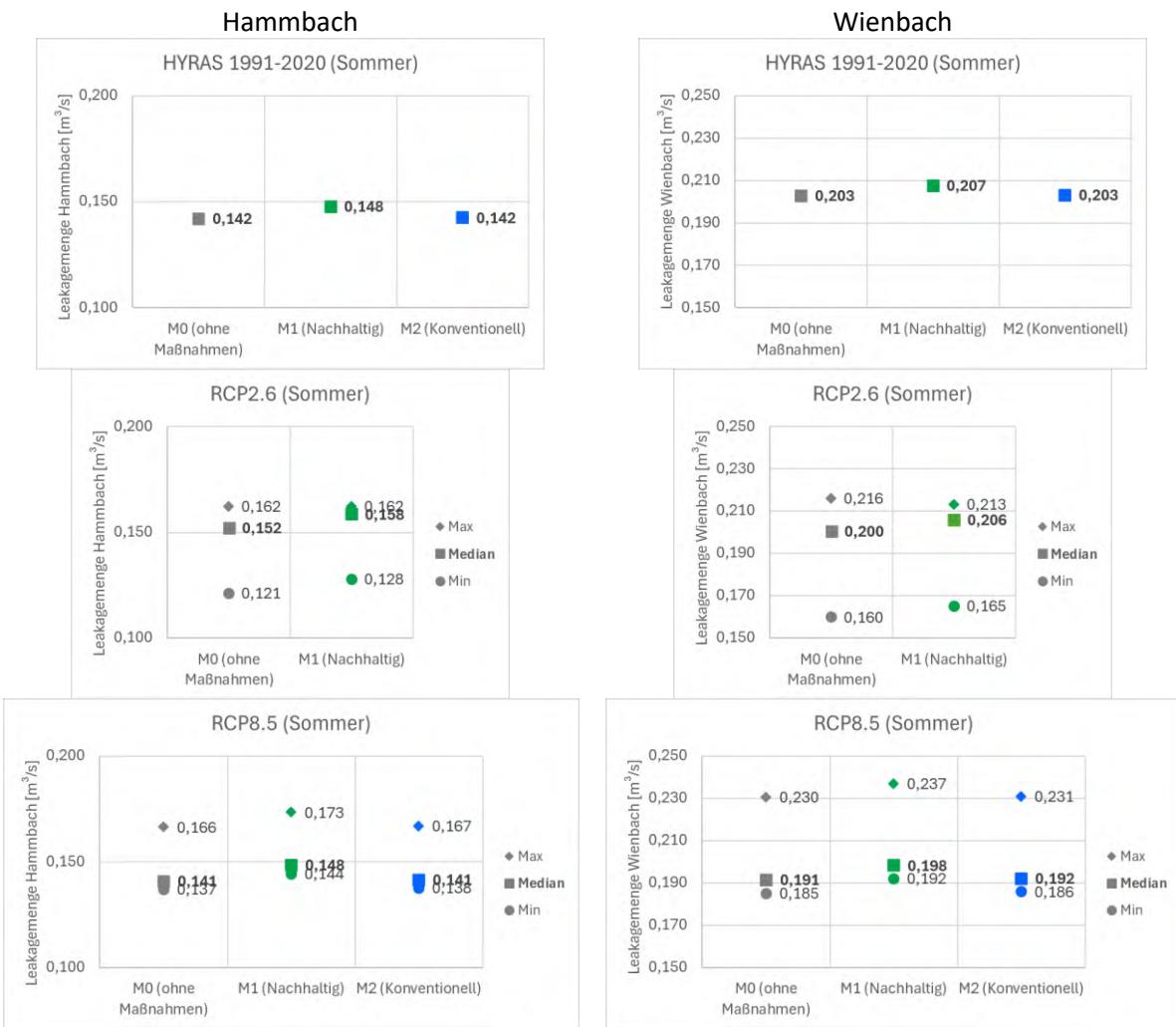


Abb. 53: Leakagemengen in m^3/s aus dem Grundwasser in den Hammbach (links) und Wienbach (rechts) aufsummiert für das Sommerhalbjahr im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für die Referenzperiode 1991-2020 und die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (2071-2100)

II.4.8.2.11 Wirkungen auf die Abflussdynamik

Der Unterschied zwischen den modellierten Abflüssen im Maßnahmen-Ist-Zustand M0 und dem nachhaltigen Maßnahmenszenario M1 wird in Abb. 54 dargestellt. Die Simulationen wurden für das EZG Hammbach mit dem gekoppelten N-A/GW-Modell und für das EZG Wienbach ohne Kopplung mit dem N-A-Modell durchgeführt.

Von dem gekoppelten N-A/GW-Modell wird für das EZG Hammbach eine grundsätzliche Erhöhung der Abflüsse simuliert. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass die Leakageraten aus dem GW-Modell im M1-Szenario größer sind, was durch die erhöhte Grundwasserneubildung im Modell SPRING zu erklären ist (Erhöhung des Druckpotentials). Dies hat vor allem Auswirkungen auf die großen Abflussspitzen. Bei kleinen Ereignissen mit geringen Abflüssen < 1 m³/s ist die Retentionswirkung durch Sekundärauen der dominante Prozess.

Im Vergleich dazu, ergibt sich für die EZG Wienbach und Körne eine grundsätzliche Reduktion des Abflusses im Gewässer. In den nicht-gekoppelten Modellen ist die Transpiration aus der durchwurzelten Bodenzone als maßgeblich zu nennen (Effekt der Wurzeltiefe, II.4.8.2.3.3), wodurch die Bodenwassersättigung gesenkt wird. Entsprechend ist die Infiltration höher und der Oberflächenabfluss geringer. Die Retentionswirkung der Sekundärauen ist klar erkennbar. Die Unterschiede des Maßnahmenszenarios M2 sind im Vergleich zum Zustand M0 vernachlässigbar.

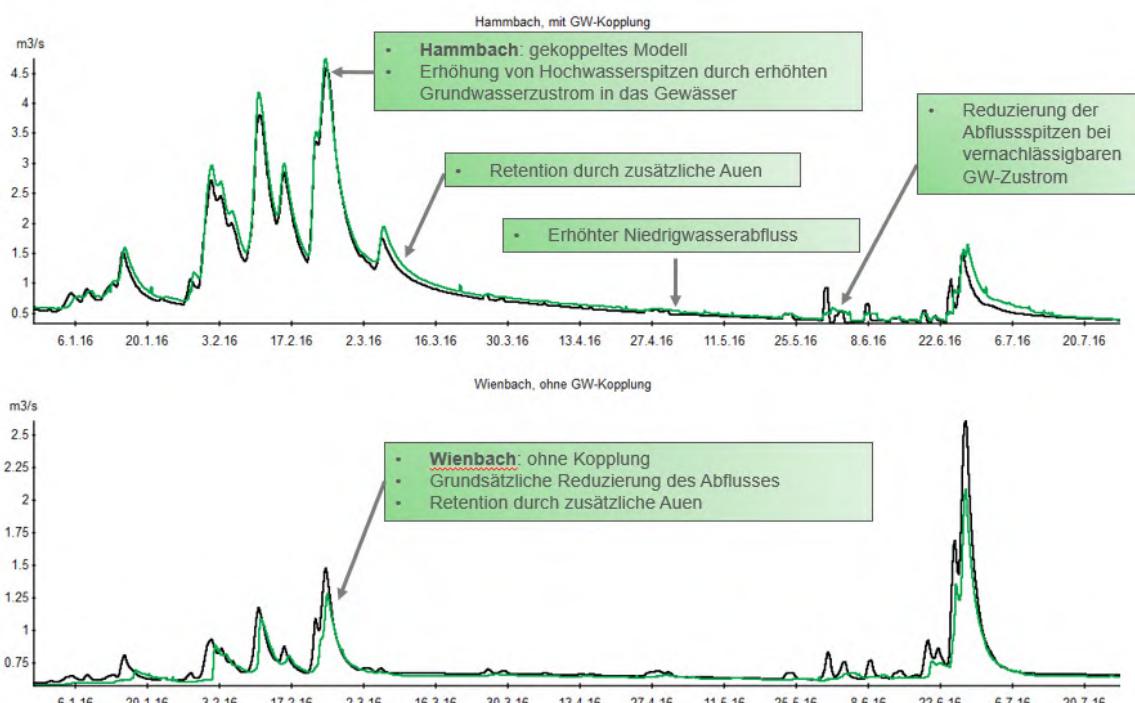


Abb. 54: Abflussganglinien für das nachhaltige Maßnahmenszenario (grün) und den Maßnahmen-Ist-Zustand (schwarz) am Pegel P20017 (Hammbach) und P20069 (Wienbach) für die Referenzperiode 1991-2020 (Ausschnitt Januar-Juli 2016)

II.4.8.2.12 Trockenfallen von Gewässern (SPRING)

Für die in Abb. 37 definierten Punkte im Gewässernetz zeigt Abb. 55 drei Auswertungen zur Anzahl der Tage im Jahr, an denen der Gewässerabschnitt (repräsentiert durch einen Modellknoten) trockenfällt. Hierbei werden die Extreme der verwendeten Klimaprojektionen mit der geringsten und höchsten Grundwasserneubildung und respektive dem meisten und wenigsten Trockenfallen abgebildet.

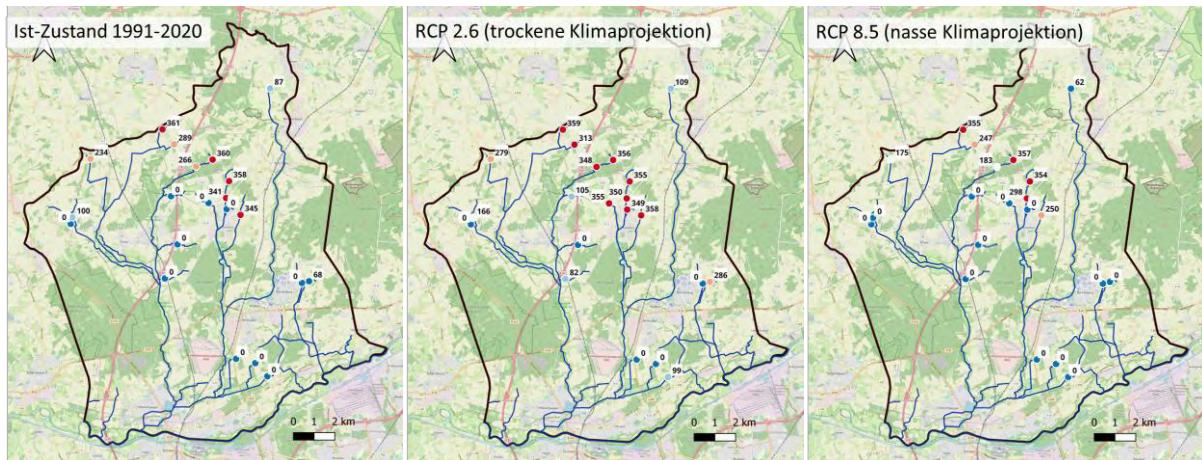


Abb. 55: Anzahl der Tage im Jahr mit Trockenfallen für die Referenzperiode 1991-2020 (links), die Projektion 03_RCP2.6 mit geringer Grundwasserneubildung (Mitte) sowie die Projektion 05_RCP8.5 mit hoher Neubildung (rechts) ohne Maßnahmenumsetzung

Anhand der drei Auswertungen für verschiedene klimatische Bedingungen wird deutlich, dass die gewählten 21 Gewässerabschnitte sich in drei Gruppen einteilen lassen:

- Gewässerabschnitte, die nur temporär Wasser führen bzw. bei denen der trockene Zustand eher dem Normalfall entspricht.
- Gewässerabschnitte, die fast immer und auch bei trockenen klimatischen Bedingungen Wasser führen. In den betrachteten Zeitabschnitten tritt kein Trockenfallen auf.
- Gewässerabschnitte, in denen Abflussverhältnisse und Trockenfallen von den klimatischen Verhältnissen abhängen und variieren, d. h. es treten in den betrachteten Zeitabschnitten sowohl Abfluss als auch Trockenfallen auf.

Die statistische Auswertung erfolgt für die letzte Gruppe für alle berechneten Kombinationen aus Klimaprojektionen und Maßnahmenkombinationen. Die Anzahl der Tage mit Trockenfallen wird über die 10 gewählten Punkte in jedem Jahr gemittelt. Die weitere Auswertung erfolgt analog zu Grundwasserneubildung und Leakagemengen. Die nachhaltige Maßnahmenkombination M1 reduziert die Anzahl der Tage mit Trockenfallen um 5 Tage pro Jahr für RCP2.6 bzw. um 8 Tage für RCP8.5. Die Maßnahmenkombination M2 bewirkt nur eine sehr geringe Reduktion um 1 Tag (Abb. 56).

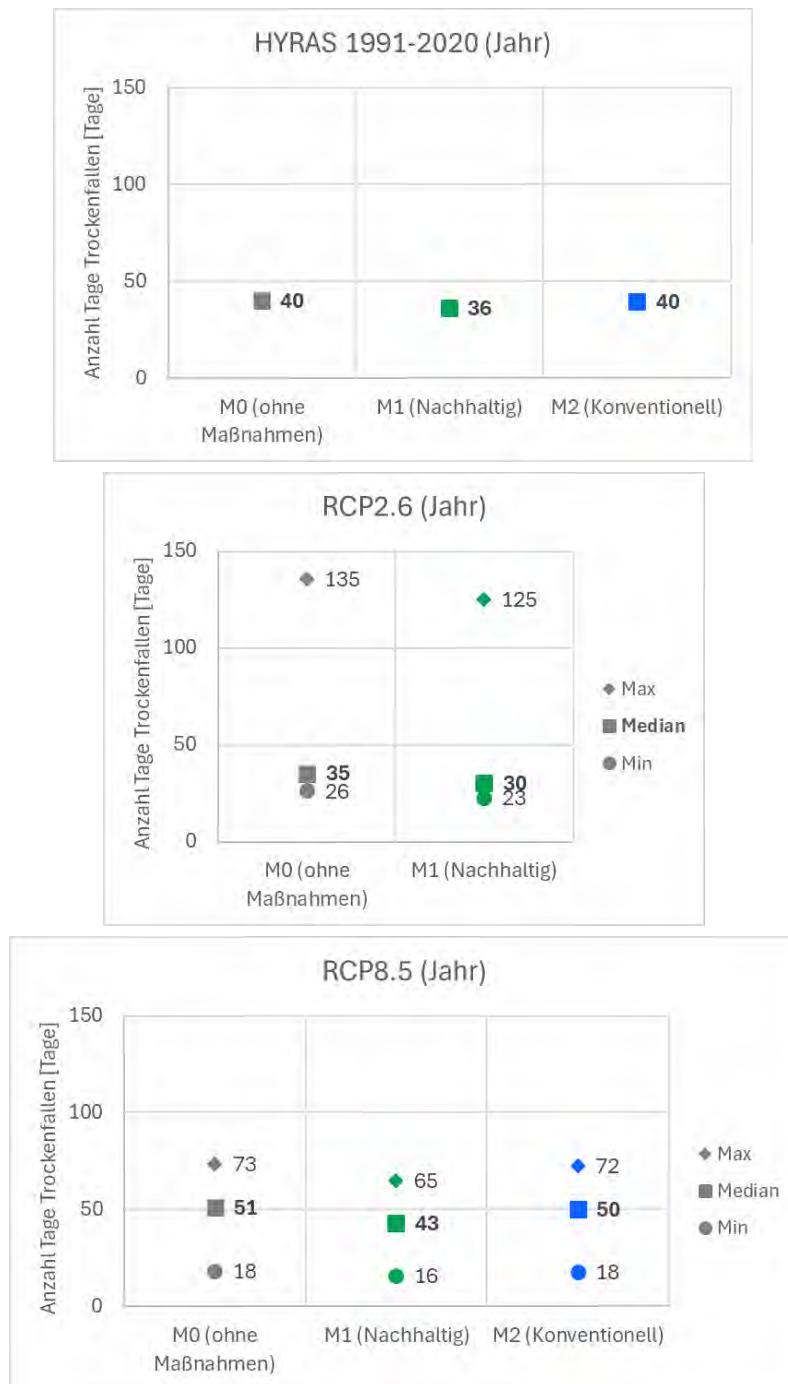


Abb. 56: Anzahl der Tage im Jahr mit Trockenfallen im Maßnahmen-Ist-Zustand (M0, grau), nachhaltigen (M1, grün) und konventionellen Maßnahmenszenario (M2, blau) für die Referenzperiode 1991-2020 und die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (2071-2100)

Die im Rahmen einer Modellstudie (delta h, 2024) durchgeführte instationäre Berechnung für den Zeitraum 2010-2020 wurde ebenfalls für den 01.10.2019 hinsichtlich des Trockenfallens von Gewässerabschnitten ausgewertet (Abb. 57). Das Ergebnis zeigt, welcher Anteil der kleineren Fließgewässer bei Niedrigwasser von trockenfallenden Abschnitten betroffen ist.

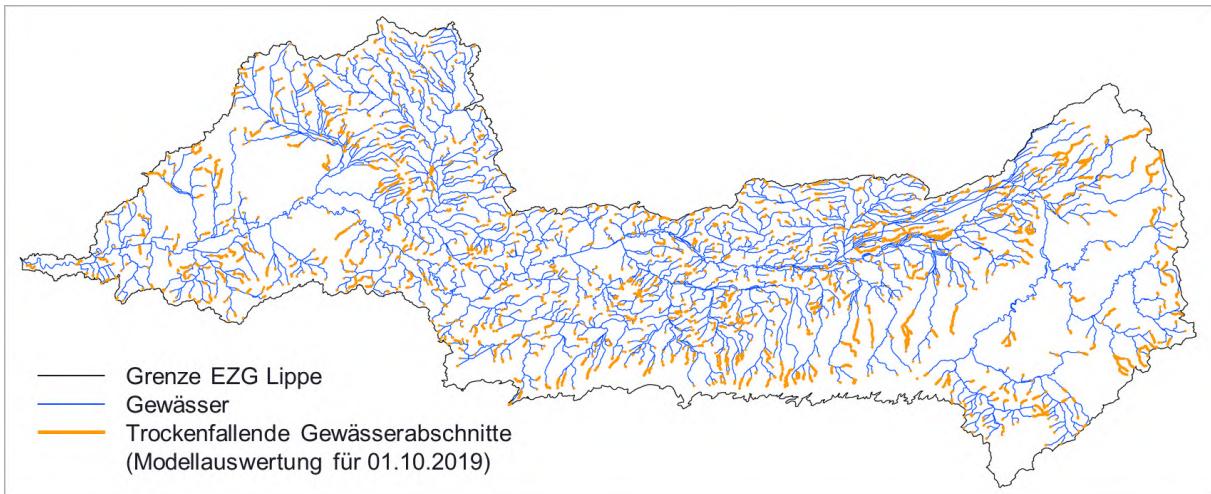


Abb. 57: Modelliertes Trockenfallen von Gewässerabschnitten exemplarisch für den 01.10.2019 aus einer instationären Strömungsberechnung für das Lippe-EZG (delta h, 2024)

II.4.9 Stoffhaushalt

Auf der Basis des Grundwasserströmungsmodells für das FTEZG Hammbach-Wienbach wurde ein Stofftransportmodell entwickelt, mit dem für den Maßnahmen-Ist-Zustand M0 und die beiden Maßnahmenszenarien M1 (nachhaltig) und M2 (konventionell) der Einfluss der sich ändernden Landnutzung auf den Nitrateintrag in die Oberflächengewässer abgeschätzt wird. Für den Stickstoffeintrag wurde dabei angenommen, dass alle in der Flächennutzung als Acker ausgewiesenen Flächen einen Stickstoffeintrag verursachen (Abb. 58). Die Eintragskonzentration war unbekannt und wurde in Abhängigkeit von den im Grundwasser gemessenen Nitratkonzentrationen für das gesamte Gebiet skaliert. Die Berechnung erfolgte als Tracer (d.h. ohne Berücksichtigung von chemischen Reaktionen, Sorption oder Abbauprozessen) und stationär für einen gemittelten Zustand des Zeitraums vom 01.11.2011 bis 31.10.2021.

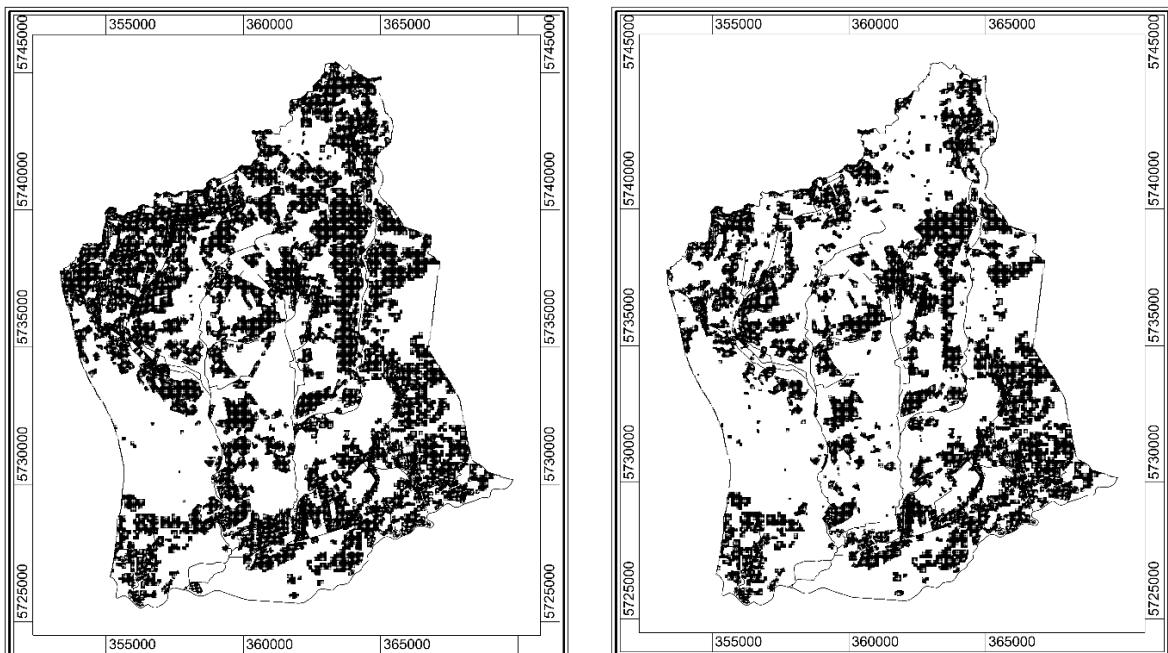


Abb. 58: Modellierte Stickstoffeinträge auf Basis der geänderten Landnutzung in den Maßnahmenszenarien M0 (links) und M1 (rechts) im Zeitraum 01.11.2011 bis 31.10.2021

Die Berechnungen zeigen einen deutlichen Unterschied der Nitratkonzentrationen zwischen dem Ist-Zustand M0 und dem nachhaltigen Maßnahmenszenario M1 (Abb. 59), da sich von M0 nach M1 die Ackerfläche im Gebiet reduziert.

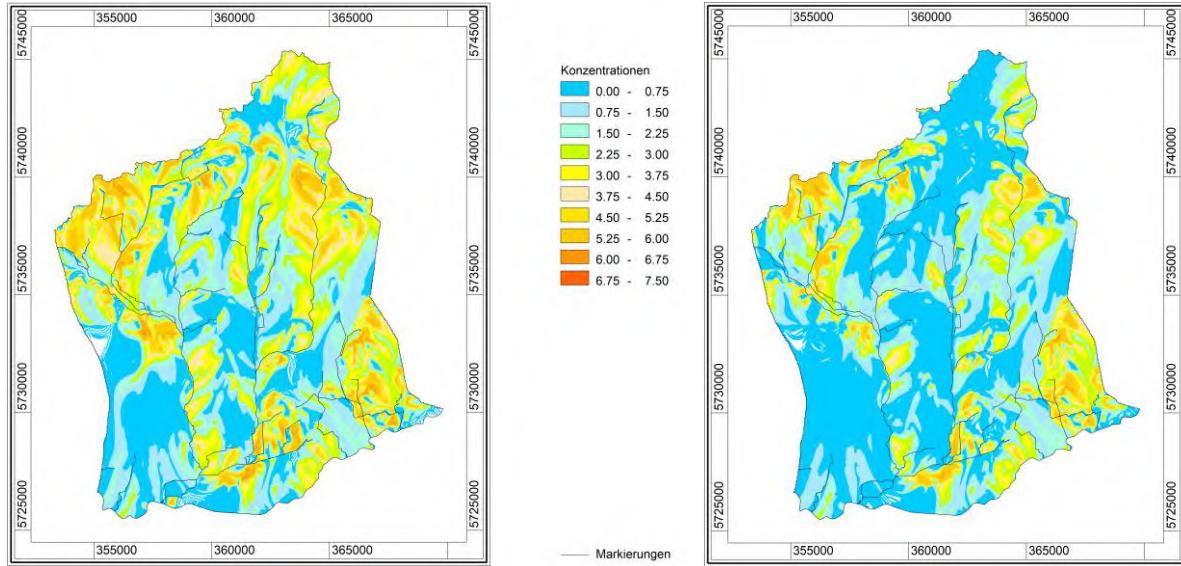


Abb. 59: Berechnete mittlere Nitratkonzentrationen im Grundwasser in mg/L für die Maßnahmenszenarien M0 (links) und M1 (rechts) im Zeitraum 01.11.2011 bis 31.10.2021

Für das Maßnahmenszenario M0 wurde der Stickstoffeintrag in alle Oberflächengewässer im Gebiet mit insgesamt 114 t/a abgeschätzt. Für das Maßnahmenszenario M1 ergibt sich ein Eintrag von 81 t/a, also eine Reduktion von 29 % gegenüber M0. Für das Szenario M2 ergeben sich keine Änderungen beim Stickstoffeintrag, da in diesem Szenario die Ackerfläche nicht reduziert wurde.

II.4.10 Modellkopplung

Die Interaktion zwischen Grundwasser (GW) und Oberflächenwasser (OW) ist ein wichtiger hydrologischer Prozess. Bei Mittelwasser bzw. Niedrigwasser bildet der Grundwasserzufluss den Basisabfluss im Gewässer, der dann den größten Abflussanteil bildet. Bei Hochwasser kehren sich die Verhältnisse oft um und das Gewässer gibt Wasser in das Grundwasser ab. Die Austauschmengen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer sind nicht direkt messbar. Sie können in getrennten GW- und OW-Modellen nur indirekt über den Abgleich mit gemessenen Grundwasserständen oder Wasserstands- bzw. Abflussganglinien ermittelt werden. Erst durch eine integrierte Betrachtung in einem Gesamtmodell oder durch eine Kopplung von GW- und OW-Modellen, wie hier im Projekt entwickelt, erreicht man durch den Abgleich mit GW- und OW-Messdaten ein vertieftes Verständnis der Interaktion und eine bessere Abbildung der Abflussdynamik im Modell.

Im **EZG Hammbach** konnte mittels der Kopplung der Programme NASIM und SPRING eine verbesserte Abbildung der gemessenen Pegelabflüsse erzielt werden (siehe hierzu auch die Gütemaße in Tab. 19). In Abb. 60 werden die NASIM-Ergebnisse mit und ohne GW-Kopplung dargestellt. Mit Modellkopplung konnte der Basisgang wesentlich besser an die gemessenen Daten angepasst werden. Durch die beobachteten sukzessiv absinkenden Abflüsse konnte das Modell nur auf bestimmte Zeitintervalle kalibriert werden. Bei der Kalibrierung wurde eine hohe Modellgüte am Ende des Kalibrierzeitraums priorisiert. Werden die Jahressummen verglichen, plotten diejenigen ohne Modellkopplung meist zu

niedrig, während mit Modellkopplung bessere Ergebnisse erzielt werden (z.B. Jahressumme der Jahre 2013, 2014 und 2020 in Abb. 60). In Abb. 61 wird der grundwasserbürtige Abfluss aus SPRING mit dem GW-Basisgang aus NASIM verglichen. Es ist ersichtlich, dass die Massenbilanz über den gesamten Kalibrierzeitraum übereinstimmend ist.

Für das **Teileinzugsgebiet Wienbach** wurde von einer Kopplung abgesehen, da die Kalibrierergebnisse mittels reiner N-A-Modellierung in NASIM zu besseren Übereinstimmungen mit den gemessenen Abflussdaten führten (Abb. 62). Der hohe grundwasserbürtige Anteil wurde in diesem EZG mit einer NASIM-internen parallelen Berechnung des „tiefen Grundwassers“, einem Überlauf aus einem zweiten tieferen GW-Körper, realisiert.

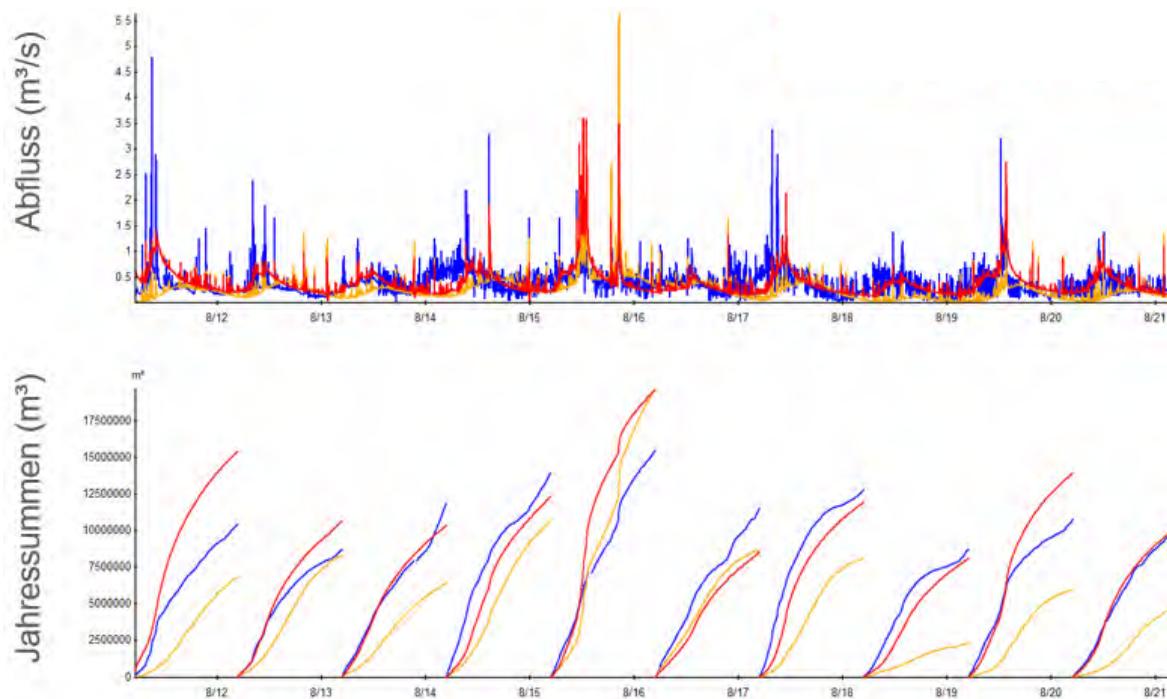


Abb. 60: Gemessene (blau) sowie mit (rot) und ohne (orange) GW-Modellkopplung simulierte Abflüsse (m^3/s) und Jahressummen (m^3) im EZG Hammbach

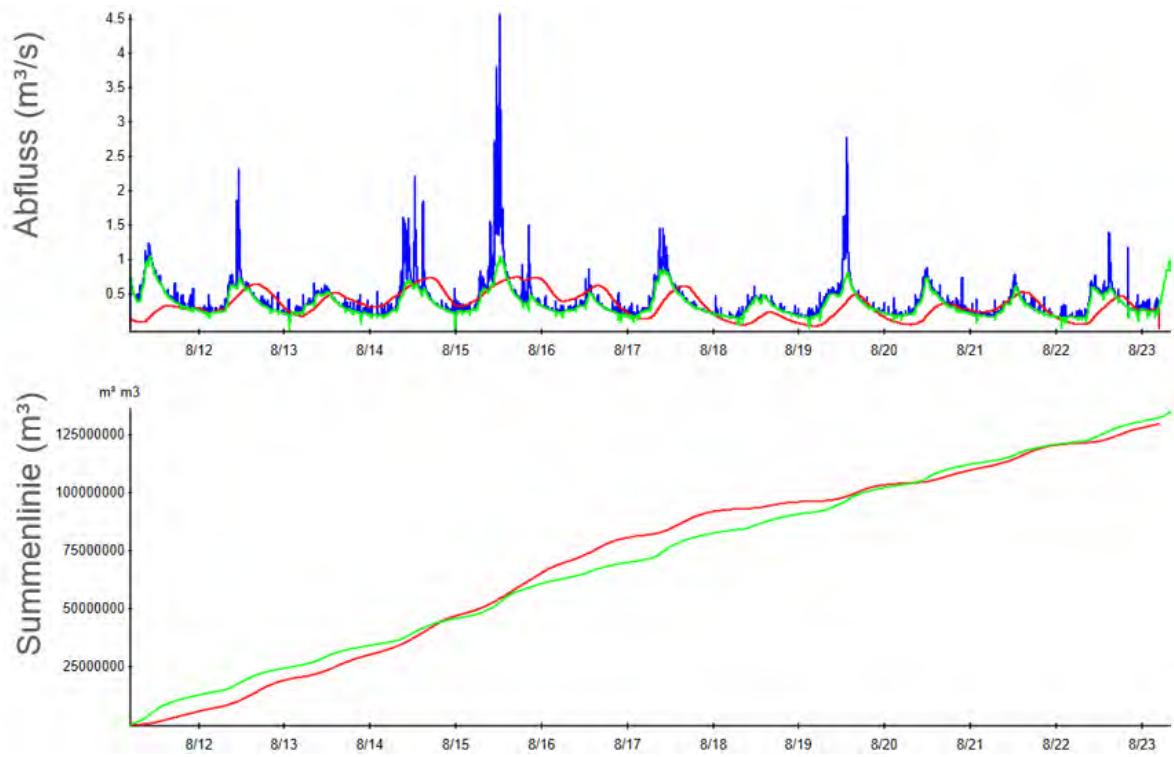


Abb. 61: Validierung der Modellkopplung für das EZG Hammbach. Dargestellt sind gemessene (blau) sowie mit (grün) und ohne (rot, Basisgang NASIM) Leakage-Daten simulierte Abflüsse (m^3/s) und Jahressummen (m^3).

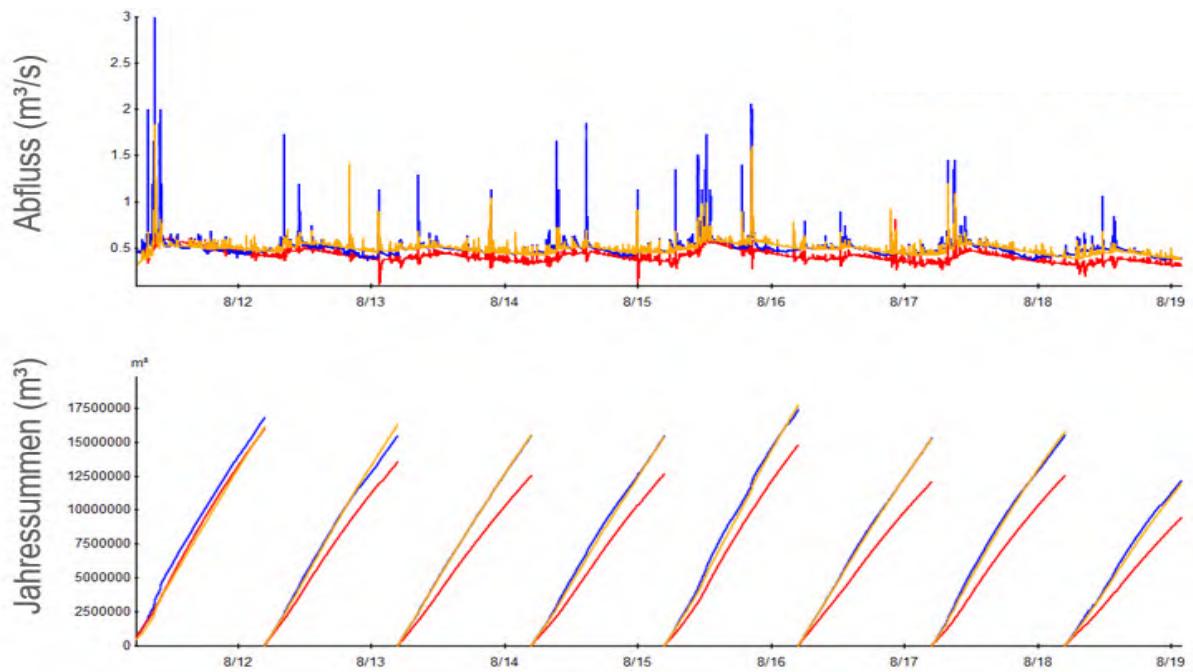


Abb. 62: Gemessene (blau) sowie mit (rot) und ohne (orange) GW-Modellkopplung simulierte Abflüsse (m^3/s) und Jahressummen (m^3) im EZG Wienbach

II.4.11 Hydraulische Modellierung

In den bisherigen wissenschaftlichen Untersuchungen und Szenarien-Modellierungen zur Auswirkung hydrologischer Extreme auf die Biologie lagen bestenfalls hydrologische, aber selten hydraulische Daten vor. Die im Folgenden beschriebene hydraulische Modellierung in KliMaWerk ist ein wesentlicher Fortschritt, da sowohl wichtige abiotische Habitatbedingungen wie die Wassertemperatur als auch die Besiedlung weniger vom Abfluss als von den sich daraus ergebenden hydraulischen Verhältnissen in dem spezifischen Gewässerquerschnitt abhängen. So verringert sich in ausgebauten – z. B. kastenförmigen – Gewässerquerschnitten bei abnehmendem Abfluss die zu erwärmende Wassermenge. Die von der Sonne beschienene Wasseroberfläche bleibt aber nahezu konstant groß, weshalb sich die Wassertemperatur in solchen Gewässern bei Niedrigwasser potenziell stark erhöht. In naturnahen Gewässern sammelt sich das Wasser bei abnehmendem Abfluss in tieferen Bereichen des Querprofils, wodurch sich neben der Abflussmenge auch die besonnte Querschnittsfläche verringert und die Wassertemperatur potenziell weniger stark ansteigt.

Um diesen möglichen Effekt von Niedrigwasser auf die Wassertemperatur in Abhängigkeit von der Querprofilform zu untersuchen, wurden mit Hilfe der hydraulischen Modelle für jede Probestelle (II.4.2.1) der Wasserstand in den Querprofilen im Untersuchungszeitraum 2022-2023 modelliert. Auf dieser Grundlage wurden Tageswerte für das Verhältnis von benetzter Querschnittsbreite zur benetzten Querschnittsfläche berechnet und in den statistischen Modellen als erklärende Variable für die Tageswerte der Wassertemperatur verwendet (II.4.12.2). Damit wurde der mögliche Effekt von Maßnahmen zur Renaturierung einer naturnahen Gewässermorphologie mit strukturreichen Querprofilen auf die Wassertemperatur bei Niedrigwasser abgeschätzt.

II.4.11.1 Hydraulische Modellierung im FTEZG Hammbach-Wienbach

Das Niederschlag-Abfluss-Modell NASIM (Hydrotec 2025) bietet die Möglichkeit, den Wellenablauf im Gewässer 1D-hydrodynamisch zu berechnen (HDR), sodass die Wasserspiegellage an Gewässerprofilabschnitten ausgegeben werden kann. Hierfür werden relevante Daten wie Geometrie der Gewässerprofile und Auenbereiche, Rauheit und Bewuchs aus einer 1D-Hydrauliksoftware (Jabron) in NASIM importiert. Im FTEZG Hammbach-Wienbach umfassten die Bereiche der 1D-Hydraulik die folgenden Gewässerabschnitte: Hammbach (1,1 bis 14,9 km), Rhader Mühlenbach (bis 6 km), Wienbach (bis 12,2 km), Midlicher Mühlenbach (bis 7 km). Es wurden insgesamt 330 Querprofile berücksichtigt. 155 Profile für die südlich gelegenen, städtisch-geprägten Bereiche bei Dorsten-Holsterhausen stammen aus Bestandsdaten des Lippeverbands. 76 Profile wurden an ausgewählten Abschnitten zur Untersuchung der ökologischen Auswirkungen neu vermessen. Für Zwischenabschnitte wurden auf Grundlage der DGM1-Gelände-Rasterdaten synthetische Querprofile erstellt, wobei pro Abschnitt Korrekturen für die Gewässersohle durchgeführt wurden.

II.4.11.2 Hydraulische Modellierung außerhalb des FTEZG Hammbach-Wienbach

Die Modellierung der Gewässerhydraulik im Ist-Zustand für insgesamt 13 Probenabschnitte außerhalb des FTEZG wurde vom LV für jeden Tag des Untersuchungszeitraums (Tagesmittelwerte) durchgeführt. Jeder dieser 13 Probenabschnitte wurde durch zumeist drei (vereinzelt fünf) durch die UDE vermessene Querprofile, die die Grundlage für den Aufbau der einzelnen Hydraulik-Modelle (für jeden Probenabschnitt eins) mit der Simulationssoftware Jabron (Version 7.1.6) darstellen, aufgespannt. Um hydraulische Modellierungen nach guter wissenschaftlicher Praxis zu gewährleisten, wurden zum Aufbau der Hydraulik-Modelle weitere Querprofile herangezogen, die jeweils einen unteren und oberen Modellrand bilden und je nach Bedarf solche, die Bauwerke repräsentieren.

II.4.11.2.1 Arbeitsprozess

Da die Berechnung zeitabhängiger hydraulischer Größen (hier als Tageswerte) in Jabron nicht unterstützt wird, wurde ein Arbeitsprozess entwickelt, der – aufbauend auf grundlegenden Funktionen in Jabron – auch die zeitliche Dimension mit anschließender Aufbereitung der Simulationsergebnisse erlaubt. Die Grundlage für das Durchlaufen des in Abb. 63 dargestellten und in Zusammenarbeit mit HYD entstandenen Arbeitsprozesses bilden die einzelnen modellierten Probenabschnitte, für die jeweils ein eigenes Hydraulik-Modell in Jabron erstellt worden ist.

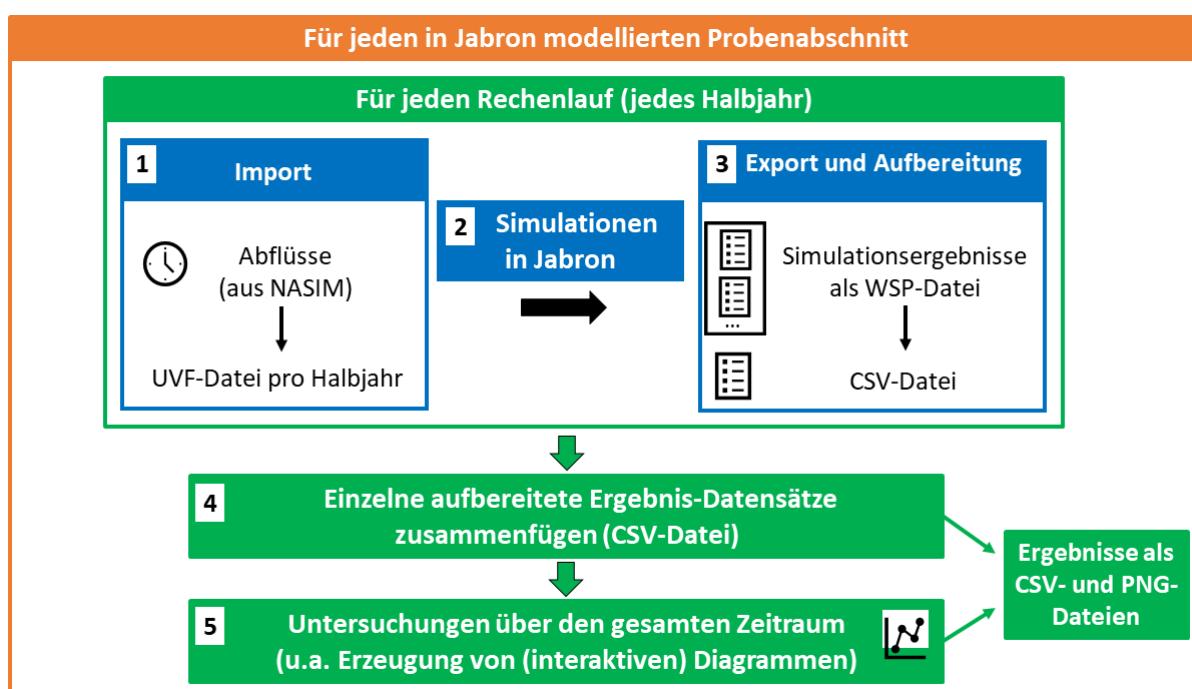


Abb. 63: Entwickelter Arbeitsprozess für zeitabhängige hydraulische Berechnungen mittels Jabron (Version 7.1.6) mit anschließender Aufbereitung der Ergebnisse

Schritt 1 – Import:

Die an jedem Probenabschnitt mittels NASIM (Version 4.6.5) berechneten oder durch Pegel gemessenen Abflüsse (Tagesmittelwerte) stellten die Anfangsbedingungen für die Simulationen dar. In jedem JABRON-Rechenlauf ist die Erzeugung einer Abflussliste mit bis zu 192 Abflüssen möglich. Da die Gewässerhydraulik für insgesamt 730 Tage (01.01.2022-31.12.2023) pro Probenabschnitt simuliert wurde, wurden in jedem Projekt insgesamt vier Rechenläufe (pro Halbjahr ein Rechenlauf) angelegt. Entsprechend wurden die Abflusszeitreihen auf vier separate UVF-Dateien aufgeteilt. Für die Datentransformationen wurden Skripte in der frei zugänglichen Programmiersprache und Statistikumgebung R (R Core Team, 2023) geschrieben.

Schritte 2-3 – Simulationen, Export und Datenaufbereitung:

Im Anschluss an den Import und das Simulieren der hydraulischen Größen lagen die Ergebnisse für jeden Rechenlauf als WSP-Datei vor. Da dieses Dateiformat nicht komprimiert vorlag, wurden die relevanten Ergebnisse aus der WSP-Datei gefiltert und in eine CSV-Datei geschrieben.

Schritte 4-5 – Zeitreihen für jeden Probenabschnitt:

Die für alle Rechenläufe eines Probenabschnitts erzeugten CSV-Dateien wurden anschließend zusammengefügt, um Darstellungen und Untersuchungen über den gesamten Zeitraum zu gewährleisten. Diese umfassen beispielsweise die Visualisierung der in Jabron berechneten bzw. simulierten Wasserstände in Form von (interaktiven) Zeitreihen-Diagrammen inklusive des Vergleichs mit empirischen Daten wie mit den durch die UDE gemessenen Wasserständen. Die Datentransformationen und -verarbeitungen (innerhalb der Arbeitsschritte 1 und 3 bis 5), die außerhalb von Jabron in R stattfinden, liefen automatisiert, d.h. über alle Probenabschnitte hinweg, ab. Wurden Veränderungen in den Hydraulik-Modellen vorgenommen und lagen entsprechende aktuelle WSP-Dateien vor, wurden diese aufbereitet und automatisch den empirischen Daten gegenübergestellt, wodurch die Validierung der hydraulischen Modelle und ihrer Ergebnisse unterstützt wurde.

Darüber hinaus bietet dieser Arbeitsprozess den Vorteil, dass die ihm zugrunde liegenden R-Skripte jederzeit modifiziert und um weitere (statistische) Untersuchungen erweitert werden können. Dabei ist die Wahl einer anderen als der vorgestellten zeitlichen Auflösung bei Anpassung des Arbeitsprozesses möglich, weshalb dieser Arbeitsprozess auch für zukünftige Arbeiten mit Jabron anwendbar ist.

II.4.11.2.2 Ergebnispräsentation am Beispiel des Probenabschnitts WE01

Die Vorgehensweise der hydraulischen Modellierung wird beispielhaft anhand des Probenabschnitts WE01 am Weierbach (Abb. 5) vorgestellt. Abb. 64 zeigt, dass der Probenabschnitt durch fünf durch die UDE vermessene Querprofile (zwischen km 2,151 und km 2,238 nach GSK3e) aufgespannt wird, wobei sich das aufgebaute Hydraulik-Modell unter Einbindung eines unteren und oberen Modellrands vom (blauen) Knotenpunkt des NASIM-Modells bis kurz oberhalb des Probenabschnitts (oberhalb des Querprofils QP5) (km 1,844 bis km 2,294) erstreckt.

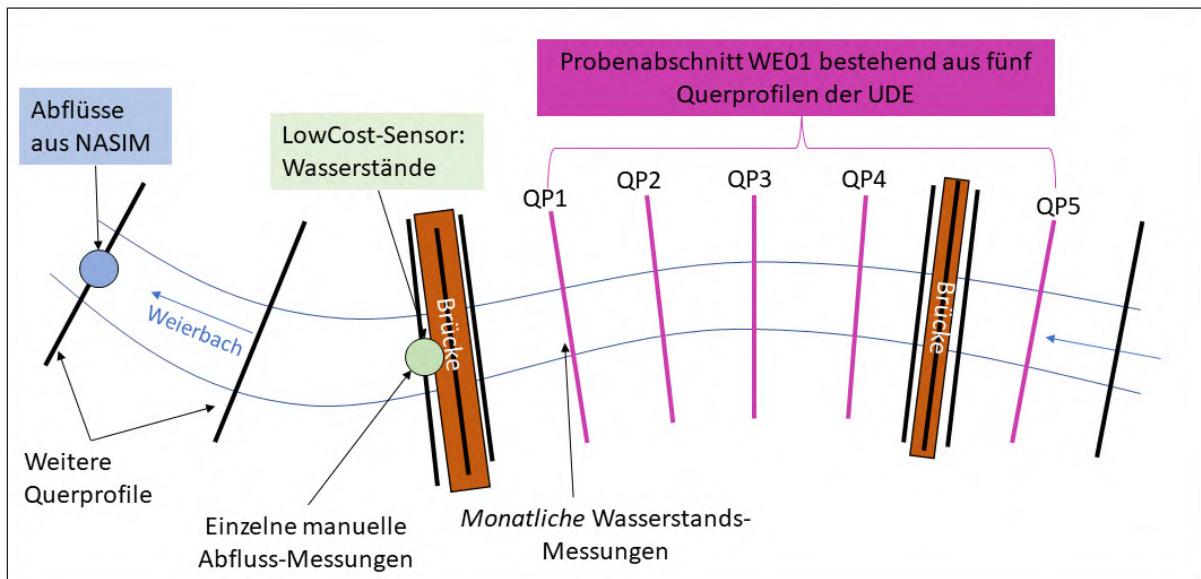


Abb. 64: Skizze über die Lage der durch die UDE vermessenen Querprofile (im Probenabschnitt (pinke Linien) als auch auf der Höhe des LowCost-Sensors) sowie der modellierten Abflüsse als Anfangsbedingung (blauer Punkt), Wasserstands- (grüner Punkt) und Abflussmessungen am Probenabschnitt WE01 am Weierbach, der nordwestlich von Marl und somit südöstlich der Lippe liegt

Die Besonderheit am Probenabschnitt WE01 war die vergleichsweise gute Datenlage, da abgesehen von den monatlichen Wasserstands-Messungen, die an jedem ersten Querprofil (QP1) an jedem Probenabschnitt durchgeführt wurden, weitere Wasserstands-Messungen durch einen LowCost-Sensor (grüner Punkt in Abb. 64) kurz unterhalb des Probenabschnitts sowie vereinzelte Abflussmessungen auf der Höhe dieses Sensors vorlagen.

Basierend auf dem erstellten Hydraulik-Modell und den mittels NASIM für den zweijährigen Zeitraum berechneten Abflüssen ergibt sich die am Querprofil QP1 des Probenabschnitts simulierte Wasserstands-Zeitreihe in Abb. 65. Diese ist den durch die UDE gemessenen Wasserständen und den abgeleiteten Abflusstiefen gegenübergestellt. Aus Darstellungsgründen, um ein Overplotting zu vermeiden, ist den blauen Punkten in dieser Abbildung ein zufälliges Rauschen hinzugefügt. Aus dieser Abbildung sowie unter Zuhilfenahme weiterer mittels des Arbeitsprozesses erzeugter Abbildungen (hier nicht gezeigt) geht hervor, dass der Großteil der simulierten Daten $< |0,1| \text{ m}$ von den am selben Tag gemessenen Wasserständen abweicht und somit eine überwiegend relativ große Übereinstimmung zwischen simulierten und empirischen Daten unter Berücksichtigung der Unsicherheiten bei der Modellierung vorliegt.

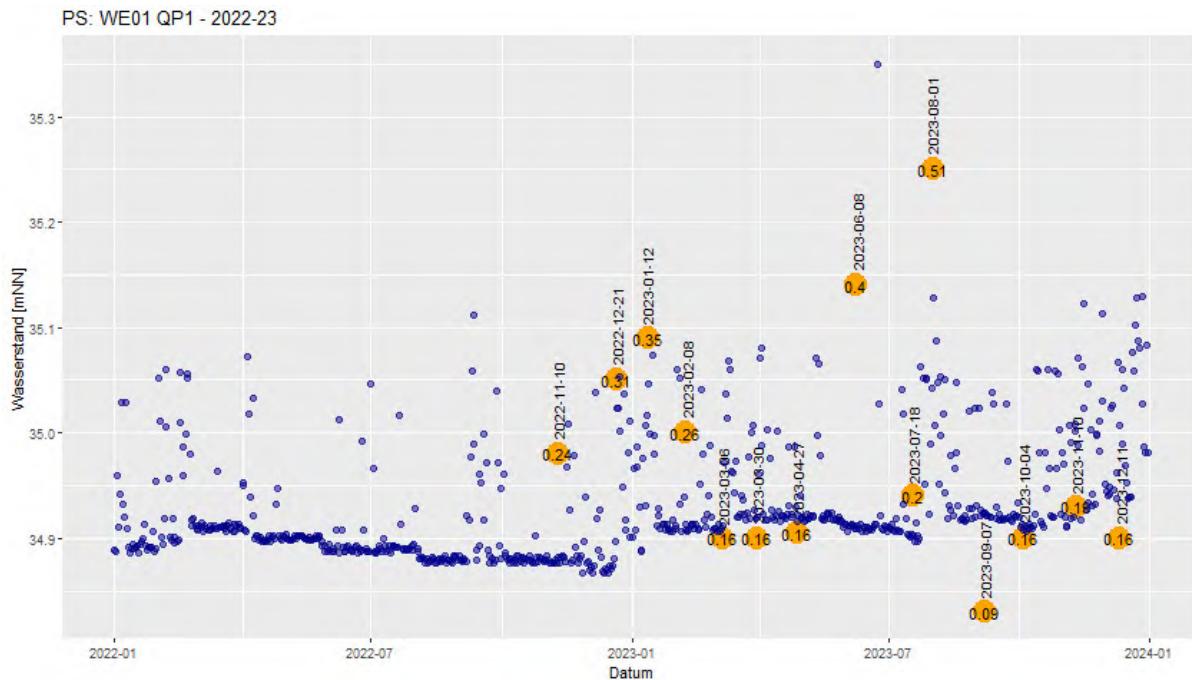


Abb. 65: Zeitreihe der am ersten Querprofil (QP1) des Probenabschnitts WE01 am Weierbach simulierten Wasserstände (blau) mit Angabe der von der UDE gemessenen Wasserstände und Abflusstiefen (orange) in mNN. Die Simulationen basieren auf mittels NASIM (Version 4.6.5) berechneten Abflüssen (Tagesmittelwerte).

Zur Plausibilitätsprüfung wird die am Querprofil QP1 simulierte W-Q-Beziehung, d.h. die Abhängigkeit der in Abb. 65 gezeigten simulierten Wasserstände von den mittels NASIM berechneten Abflüssen (blauer Punkt in Abb. 64) in Abb. 66 visualisiert. Aus dieser Abbildung geht ein grundsätzlich plausibler Verlauf hervor, dessen treppenstufenförmigen Anstiege aufgrund des relativ engen Wertebereichs der Abflüsse und Wasserstände als auch auf die unterschiedliche Rundung der von Jabron ausgegebenen Wasserstände und Abflüsse zurückzuführen ist.

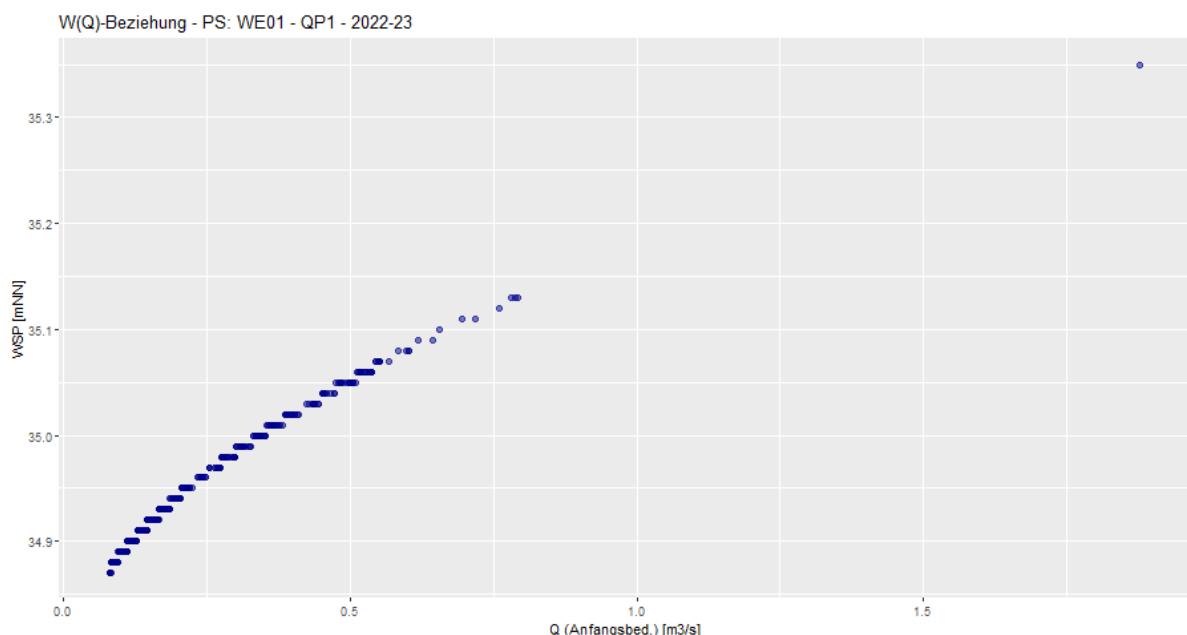


Abb. 66: W-Q-Beziehung der am ersten Querprofil (QP1) des Probenabschnitts WE01 am Weierbach simulierten Wasserstände (WSP) in mNN in Abhängigkeit von den aus NASIM stammenden Abflüssen (Q) in m^3/s

Ergänzend zu den Untersuchungen am Querprofil QP1 wurden die an den weiteren Querprofilen des Probenabschnitts (QP2, QP3, QP4 und QP5) simulierten Wasserstände mithilfe des Arbeitsprozesses in separaten Abbildungen dargestellt und somit individuell untersucht (hier nicht gezeigt). Die an jedem dieser fünf Querprofile über den gesamten Zeitraum simulierten Wasserstände sind in Abb. 67 gegenübergestellt. An den Querprofilen QP4 und QP5 wurden um ca. 0,1 m höhere Abflusstiefen als an den Querprofilen QP1, QP2 und QP3 berechnet. Dies deckte sich mit den Beobachtungen, die im Außendienst gemacht wurden.

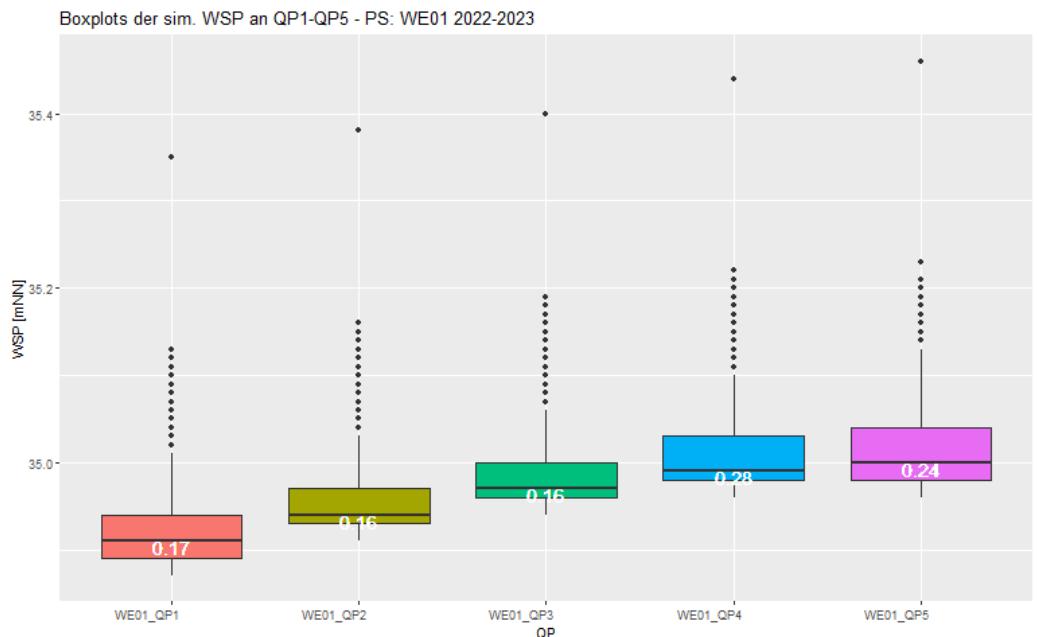


Abb. 67: An den Querprofilen WE01_QP1, WE01_QP2, WE01_QP3, WE01_QP4 und WE01_QP5 simulierte Wasserstände (WSP) in mNN mit Angabe der jeweiligen medialen Abflusstiefen in m für den Zeitraum 2022-2023

Die Plausibilität der im Probenabschnitt simulierten Wasserstände bzw. der berechneten Hydraulik wird durch den in Abb. 68 gezeigten Vergleich der durch den LowCost-Sensor (siehe grüner Punkt in Abb. 64) aufgezeichneten Wasserstände mit den auf der Höhe dieses Sensors simulierten Wasserständen bestätigt, da die Differenzen im Durchschnitt (Median) $|0,02|$ m betragen. Zudem wurden durch die UDE vereinzelte Abflussmessungen durchgeführt, die zusammen mit den durch den Sensor etwa zeitgleich gemessenen Wasserständen empirische W-Q-Wertepaare ergaben, von denen ein Großteil mit dem auf der Höhe des Sensors simulierten W-Q-Wertepaaren übereinstimmte (hier nicht gezeigt). Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten wurden insgesamt plausible und relativ nahe an den empirischen Daten gelegene Simulationsergebnisse, die den im Rahmen von KliMaWerk gestellten Anforderungen entsprechen, erzielt.

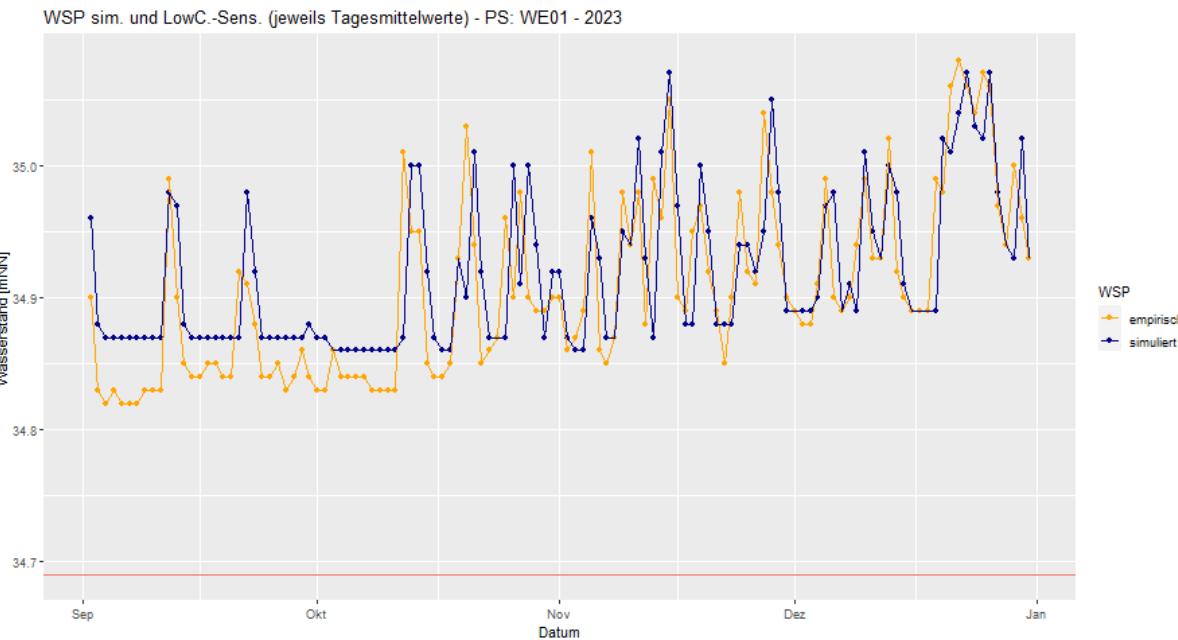


Abb. 68: Durch den LowCost-Sensor aufgezeichnete Wasserstände aggregiert als Tagesmittel (orange) und auf Höhe des LowCost-Sensors simulierte Wasserstände (blau) in mNN am Probenabschnitt WE01 am Weierbach für den Zeitraum 02.09.-31.12.2023

II.4.11.2.3 Herausforderungen bei der Modellierung

Folgende grundsätzliche Herausforderungen betreffen alle Probenabschnitte und sind bei der Interpretation der Simulationsergebnisse zu berücksichtigen:

- Bei einem Großteil der als Anfangsbedingungen vorgegebenen Abflüsse handelt es sich um modellierte Daten, die mit Unsicherheiten verbunden sind. Die modellierten Abflüsse basieren auf Klimadaten und hängen u.a. von der Lage der Klimastation und damit einhergehender Interpolationen ab. Außerdem wurden die im Boden stattfindenden Fließprozesse zumeist nicht im Detail wie in einem separaten GW-Modell abgebildet, sodass die Infiltration in den Boden abgeschätzt wurde.
- Da es sich bei den monatlichen Wasserstandsmessungen am jeweils ersten Querprofil (QP1) eines Probenabschnitts um punktuelle Messungen, bei den mittels Jabron berechneten jedoch um Tagesmittelwerte handelt, können die empirischen Daten nur eine Orientierung darstellen. Die Differenzen zwischen den simulierten und empirischen Wasserständen (Abb. 65) unter Berücksichtigung der mit der Modellierung verbundenen Unsicherheiten sind relativ zu sehen.
- Die an den Probenabschnitten vermessenen Querprofile stellen eine Momentaufnahme dar. Gewässer sind keine starren Konstrukte, sondern unterliegen zeitlichen Veränderungen (z.B. nicht quantifizierbare Sandeinträge von benachbarten Flächen in den Sohlbereich durch z.B. Starkregen).
- Das Erkennen von numerischen Instabilitäten, d.h. unplausiblen Simulationsergebnissen aufgrund von numerischen Einflüssen, stellt eine weitere Herausforderung dar. Diesbezüglich wurden Lösungsvorschläge in Form von Bedingungen erarbeitet, bei deren Erfüllung davon auszugehen ist, dass es sich um numerische Instabilitäten bzw. unplausible Werte handelt. Ergänzend dazu hat sich herausgestellt, dass die Simulationsergebnisse auch individuell auf numerische Instabilitäten zu untersuchen sind, da nicht alle numerischen Instabilitäten durch pauschale Bedingungen abgefangen werden konnten.

- Die Grenzen der Modellierung bzw. der Software wurden deutlich, da ein (zeitweises) Trockenfallen von Gewässerabschnitten mit Jabron nicht modellierbar, jedoch im Untersuchungszeitraum beobachtet worden ist. Hierbei wird die Wichtigkeit des im Projekt durchgeführten Monitorings deutlich.

Einige Probenabschnitte zeigten aufgrund ihrer Lage und vor Ort getätigter Beobachtungen individuelle Herausforderungen, die sich folglich im Aufbau der Modelle und in der Wahl der Anfangsbedingungen widerspiegeln, wie z.B. folgende:

- Einige Probenabschnitte befinden sich im Mündungsbereich, wodurch Rückstaueffekte durch das aufnehmende Gewässer im Probenabschnitt beobachtet wurden. Diese Rückstaueffekte wurden berücksichtigt, indem außer Abflüssen auch Wasserstände (Tagesmittelwerte) des aufnehmenden Gewässers als eine weitere Anfangsbedingung in Jabron vorgegeben wurden. Dazu wurde beispielsweise zur Modellierung eines Probenabschnitts in Mündungsnähe zusätzlich ein Gewässerabschnitt im aufnehmenden Gewässer modelliert, um die Wasserstände des aufnehmenden Gewässers auf der Höhe der Mündung zu berechnen.
- Ein weiterer Probenabschnitt am Weierbach (WE02) befindet sich nicht im Hauptstrang, sondern in einem Nebengerinne. Das bedeutet, dass sich das Gewässer kurzzeitig auf zwei Gewässerstränge, von denen einer beprobt wurde, mit jeweils reduziertem Abfluss aufteilt. Dabei konnte der durch den beprobten Strang fließende Abflussanteil durch die erhobenen Messdaten abgeschätzt und infolgedessen modelliert werden.

II.4.11.2.4 Fazit

In dieser Arbeit wurde die Hydraulik an insgesamt 13 bzw. 14 Probenabschnitten (inklusive des zusätzlichen Abschnitts) verteilt auf acht Gewässer über den Untersuchungszeitraum 01.01.2022-31.12.2023 mittels Jabron modelliert.

Bei einem Großteil der untersuchten Gewässer handelt es sich um kleine Gewässer, die durch vermehrt kleine Abflusstiefen (wenige Zentimeter bis mehrere Dezimeter) gekennzeichnet sind. Wie anhand von Messungen, der Simulationsergebnisse und der ihnen zugrunde liegenden Abflüsse deutlich wurde, stellen die Kalenderjahre 2022 und 2023 zwei gegensätzliche und extreme Jahre dar. Ersteres ist durch besonders trockene Phasen inklusive des Trockenfallens von Gewässerabschnitten gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu war das Jahr 2023 besonders nass, wie vor allem das 4. Quartal bzw. das Weihnachtshochwasser veranschaulicht.

Das (zeitweise) Trockenfallen von Gewässerabschnitten konnte nicht mit Jabron abgebildet werden, wodurch der hydraulischen Modellierung Grenzen gesetzt waren.

Trotz diverser Annahmen und Unsicherheiten bei der Modellierung und Validierung konnten grundsätzlich plausible Simulationsergebnisse, die insgesamt eine relativ große Übereinstimmung mit den empirischen Daten zeigten, erzielt werden.

Als eine Herausforderung hat sich das Erkennen von numerischen Instabilitäten in den Simulationsergebnissen herausgestellt. Zudem wurde die Wichtigkeit der Berücksichtigung von im Außendienst getätigten Beobachtungen in der Modellierung an verschiedenster Stelle deutlich: Während einige Herausforderungen bei der hydraulischen Modellierung grundsätzlich für alle Probenabschnitte gelten, zeigten sich andere (Abflussaufteilung, Rückstaueffekte, Veränderungen der Sohlhöhe) oftmals erst bei einer Ortsbegehung und treffen somit nur auf einzelne Probenabschnitte zu.

Der im Rahmen von KliMaWerk entwickelte und vorgestellte Arbeitsprozess zeigt, dass das Durchführen von zeitabhängigen hydraulischen Berechnungen in Jabron in Form von Tagesschritten sowie die anschließende automatisierte Datenverarbeitung, -aufbereitung, -darstellung sowie die Speicherung der Ergebnisse möglich ist. Durch den automatisierten Vergleich der Simulationsergebnisse mit den empirischen Daten bietet dieser Arbeitsprozess zudem Hilfestellung bei der Validierung der Hydraulik-Modelle. Er ermöglicht nicht nur allgemeine, für alle Probenabschnitte gültige, sondern auch probenabschnittspezifische Auswertungsschritte und behält darüber hinaus diverse Anknüpfungspunkte für zukünftige Projekte bereit.

II.4.12 Abschätzung der ökologischen Auswirkungen hydrologischer Extreme

II.4.12.1 Konzeptionelles Modell zur Wirkung hydrologischer Extreme auf Biologie und Ökosystemfunktionen

Für die Entwicklung des konzeptionellen Modells wurden auf Grundlage einer systematischen Literaturstudie alle potenziell in Fließgewässern relevanten Auswirkungen hydrologischer Extreme auf die Abiotik (Hydraulik, Gewässermorphologie, Wasserchemie, physischen Habitate) und damit auf die Biologie und Ökosystemfunktionen zusammengestellt und als Ursache-Wirkungs-Beziehungen dargestellt. Darüber hinaus wurden aus dem in II.5.2 beschriebenen Maßnahmenkatalog relevante Maßnahmen und assoziierte Stressoren ausgewählt, die einen substanzialen Einfluss auf zentrale Variablen im konzeptionellen Modell haben und in dieses integriert (prinzipieller Aufbau siehe Abb. 69).

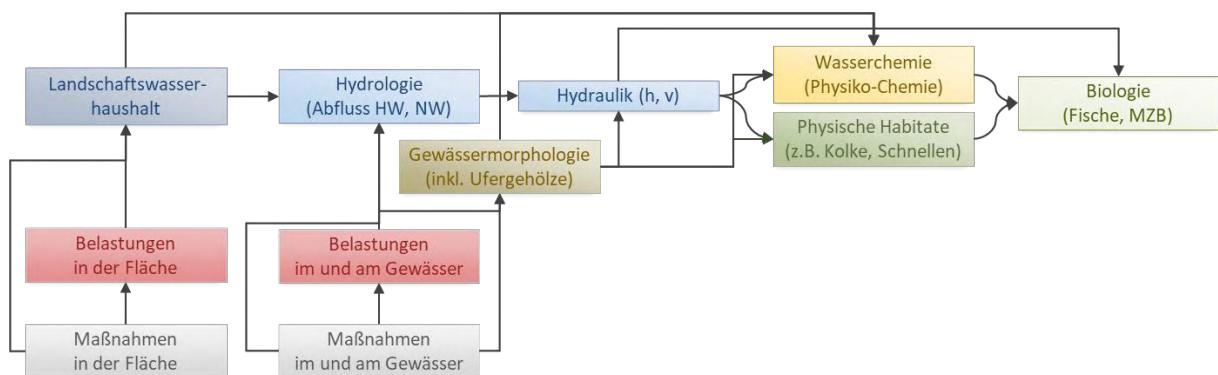


Abb. 69: Prinzipieller Aufbau und Farbgebung im konzeptionellen Modell

Dieses Wirkungsgefüge war zum einen Grundlage für die Auswahl der Probestellen und der im Freiland aufzunehmenden hydromorphologischen und Wasserqualitäts-Parameter. Zum anderen wurden auf Grundlage des konzeptionellen Modells zentrale Ursache-Wirkungs-Beziehungen identifiziert, die mit Hilfe der im Freiland aufgenommenen Daten sowie weiterer Datensätze aus vergleichbaren Regionen in statistischen Modellen untersucht und quantifiziert wurden (II.4.12.2). Diese statistischen Modelle waren schließlich zusammen mit Literaturangaben Grundlage für die Erstellung des Bayesian Belief Network (BBN), einem statistischen Modell zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit für verschiedene Zustände biologischer Variablen auf Grundlage der Wahrscheinlichkeit des Zustands abiotischen Variablen (II.4.12.3 und II.4.13.2).

Im Gegensatz zu den Auswirkungen von Hochwasser und des Trockenfallens in natürlicherweise temporären Fließgewässern (Datry et al., 2017), sind die Auswirkungen von ungewöhnlich geringen sommerlichen Niedrigwasserabflüssen in bisher permanenten Fließgewässern weniger gut untersucht (Verdonschot et al., 2015). Da Hochwasser eine kurzzeitige Belastung darstellen und kleinere Bäche dazu tendieren abschnittsweise bzw. vermehrt im Oberlauf kurzzeitig auszutrocknen, kann die Biozönose in diesen Fällen mehrheitlich in Refugien überdauern und betroffene Gewässerabschnitte schnell wieder besiedeln. Die Verringerung des sommerlichen Niedrigwassers betrifft jedoch das gesamte Gewässernetz, weshalb die Resilienz der Biozönosen gegenüber dieser Art von hydrologischem Extrem potenziell deutlich geringer ist. Daher lag der Fokus der im Folgenden beschriebenen Untersuchungen auf Niedrigwasser-Auswirkungen.

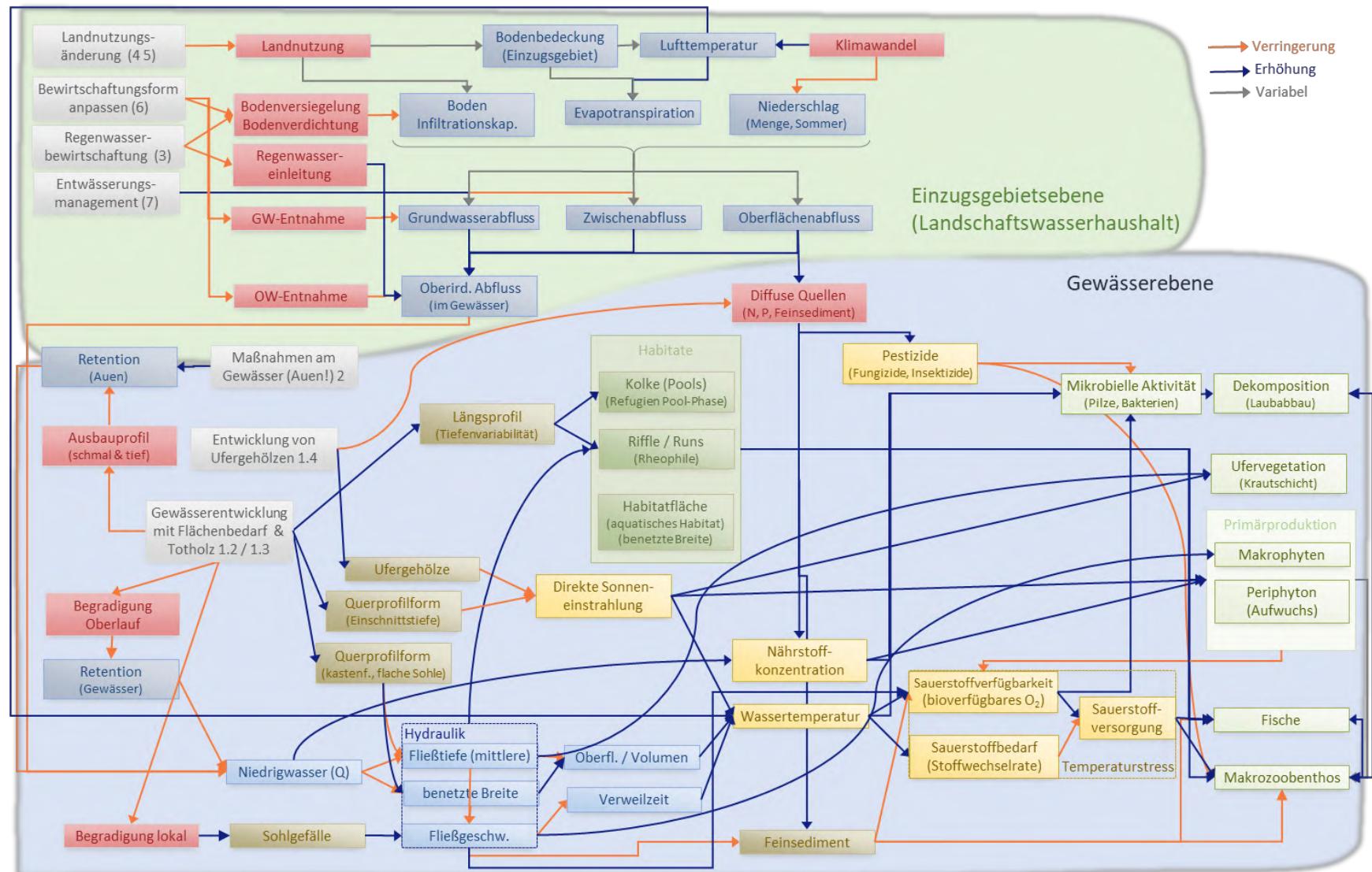


Abb. 70: Konzeptionelles Modell zu den Auswirkungen hydrologischer Extreme auf die Biologie und ausgewählte Ökosystemleistungen von Fließgewässern, mit Fokus auf Niedrigwasser

Das konzeptionelle Modell mit Fokus auf Niedrigwasser-Auswirkungen wurde in zwei Bereiche unterteilt: (i) ein erster Bereich, der die Ursache-Wirkungs-Beziehungen für die Entstehung der hydrologischen Extreme auf Einzugsgebietsebene (Landschaftswasserhaushalt) darstellt, die in KliMaWerk durch physikalische hydrologische Modelle modelliert wurden und (ii) einen zweiten Bereich zu den Auswirkungen der hydrologischen Extreme auf Biologie und Ökosystemfunktionen auf Gewässerebene, die in KliMaWerk durch statistische Modelle abgeschätzt wurden (Abb. 70).

Die einzelnen Ursache-Wirkungs-Beziehungen wurden im Detail in der Dokumentation zur biologischen statistischen Modellierung erläutert. Diese Dokumentation ist auf der KliMaWerk-Webseite verfügbar: <https://www.eglv.de/klimawerk-wasserlandschaft/>

II.4.12.2 Statistische Modelle zur Quantifizierung zentraler Ursache-Wirkungs-Beziehungen im konzeptionellen Modell

Auf Grundlage des in Kapitel II.4.12.1 beschriebenen konzeptionellen Modells wurden zentrale Ursache-Wirkungs-Beziehungen identifiziert, die mit Hilfe der im Freiland aufgenommenen Daten sowie weiteren Datensätzen aus vergleichbaren Regionen in statistischen Modellen untersucht und quantifiziert wurden. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in der Dokumentation zur biologischen statistischen Modellierung. Diese Dokumentation ist auf der KliMaWerk-Webseite verfügbar: <https://www.eglv.de/klimawerk-wasserlandschaft/>

Diese statistischen Modelle waren zusammen mit Literaturangaben Grundlage für die Erstellung des BBN (II.4.12.3 und II.4.13.2), einem statistischen Modell zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit für verschiedene Zustände biologischer Variablen auf Grundlage der Wahrscheinlichkeit des Zustands abiotischen Variablen (Abb. 71).

II.4.12.3 Abschätzung der Auswirkungen hydrologischer Extreme auf Biologie und Ökosystemfunktionen unter Berücksichtigung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen (Bayesian Belief Network)

Das BBN zur Abschätzung der Auswirkungen von extremen Niedrigwasserereignissen berechnet die Wahrscheinlichkeiten des Zustandes der biologischen Zielgrößen (ökologischer Zustand der Organismengruppen und Ökosystemfunktionen) auf Grundlage der physiko-chemischen Zustände und Habitatbedingungen des gesamten Sommers bzw. vorherigen Winters und Frühjahrs. Grund hierfür ist, dass die Ökosystemfunktionen und der Zustand der biologischen Zielgrößen sich nicht tagesaktuell ändern, sondern durch die Zustände eines längeren zurückliegenden Zeitraums beeinflusst werden. So hängt beispielsweise das Vorkommen und die Abundanz einer bestimmten Fisch- oder Wasserinsekten-Art nicht (nur) von den Zuständen des Vortages ab, sondern vielmehr von der Frage, wie günstig bzw. ungünstig die Habitatbedingungen während des gesamten Lebenszyklus waren. Dieses BBN ist im rechten Block in Abb. 71 vereinfacht dargestellt.

Die Eingangs-Variablen des BBN beschreiben die physiko-chemischen Zustände und Habitatbedingungen des gesamten Sommers bzw. vorherigen Winters und Frühjahrs und wurden wie folgt quantifiziert:

- Über Daten zur Größe und Nutzung der Einzugsgebiete und den Habitatbedingungen (Gewässerstrukturdaten), die über den gesamten Zeitraum eines Szenarios konstant sind und durch die Maßnahmenplanung bestimmt werden (z. B. Anteil verschiedener Landnutzungen im Einzugsgebiet, linker Block in Abb. 71).
- Über Tageswerte klimatischer Kenngrößen und des Abflusses, die durch die Klimamodelle und das hydrologische Modell SWAT für das gesamte Lippe-Einzugsgebiet für die Szenarien modelliert werden (linker Block in Abb. 71).
- Über Tageswerte der Wassertemperatur und Fließgeschwindigkeit, die mit Hilfe der in Kapitel II.4.12.2 aufgeführten statistischen Modelle berechnet wurden (mittlerer Block in Abb. 71).

Die in Abb. 71 dargestellten Ursache-Wirkungs-Beziehung (Pfeile) wurden über zwei Ansätze quantifiziert:

Spezifische empirische Daten aus dem Lippe-Einzugsgebiet (durchgehende Pfeile in Abb. 71): Hierunter fallen zum einen GIS-Analysen, wie z. B. die Berechnung des Anteils verschiedener Landnutzungen im Einzugsgebiet, sowie die Auswertung der Gewässerstrukturdaten und der Daten der Klimamodelle und hydrologischen Modelle. Zum anderen wurden diese Ursache-Wirkungs-Beziehungen über die in Kapitel II.4.12.2 genannten statistischen Modelle quantifiziert.

Literaturdaten (gestrichelte Pfeile in Abb. 71): Die Conditional Probability Tables (CPTs) von Ursache-Wirkungs-Beziehungen im BBN für die keine spezifischen empirischen Daten und/oder statistischen Modelle für das Lippe-Einzugsgebiet verfügbar waren, wurden über eigene Auswertungen größerer biologischer Datensätze aus anderen vergleichbaren Regionen bzw. Angaben aus der Literatur gefüllt.

Die Ableitung dieser Conditional Probability Tables (CPTs) und das sich daraus ergebende BBN sind hier nicht im Einzelnen erläutert. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in der Dokumentation zur biologischen statistischen Modellierung. Die Dokumentation zusammen mit den entsprechenden Hugin Dateien *.net und den GeNle *.xdsl Dateien, die sich in der frei verfügbaren Statistik Software R mit dem Packet „bnlearn“ bzw. der außerhalb akademischer Nutzung kostenpflichtigen Software GeNle öffnen lassen, ist auf der KliMaWerk-Webseite verfügbar:
<https://www.eglv.de/klimawerk-wasserlandschaft/>

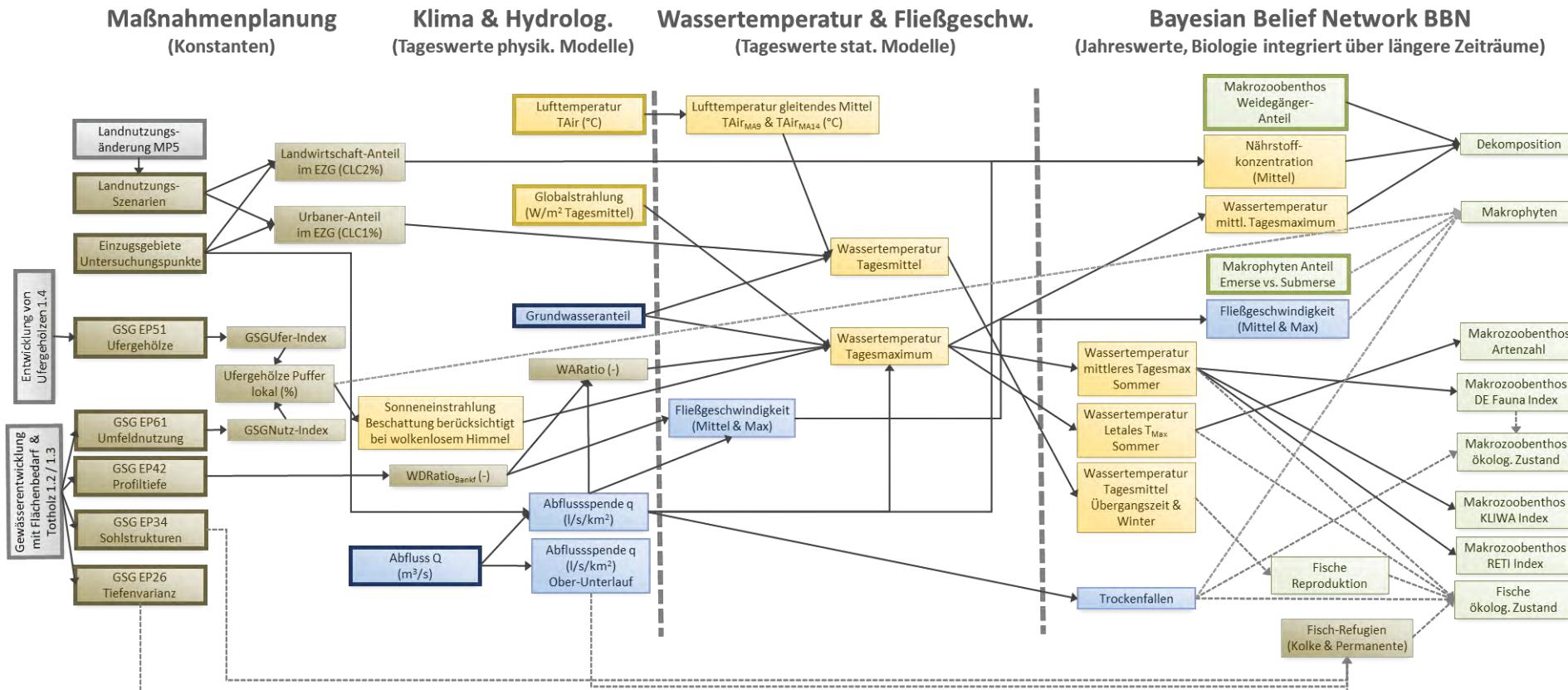


Abb. 71: Übersicht über die vorgelagerten Auswertungen zur Quantifizierung der Input-Variablen für das BBN (linker und mittlerer Block) sowie eine vereinfachte Darstellung der Struktur des eigentlichen BBN (rechter Block). Input-Variablen von anderen Projektpartnern sind fett umrandet. Die gepunkteten Pfeile stehen für Ursache-Wirkungs-Beziehungen, die nicht auf Grundlage spezifischer empirischer Daten aus dem Lippe-Einzugsgebiet sondern wie ursprünglich geplant auf Grundlage von Daten aus anderen Regionen oder Literaturdaten quantifiziert wurden. Die Farben der Boxen sind wie folgt gewählt: Grün = biologische Zielgrößen, Blau = hydrologische / hydraulische Variablen, Gelb = physiko-chemische Variablen, Braun = Gewässermorphologie und Landnutzung, Grau = Maßnahmen.

II.4.12.4 Abschätzung der Auswirkungen hydrologischer Extreme auf die Biologie durch einen „Black-Box“ Ansatz

Im konzeptionellen Modell (II.4.12.1) und dem daraus abgeleiteten BBN (II.4.12.3 und II.4.13.2) wurden die Auswirkungen hydrologischer Extreme entlang von vergleichsweise komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen abgeschätzt. Dabei wurde der Einfluss von Hydrologie, Hydraulik, Gewässermorphologie, Wasserchemie, physischen Habitaten auf die Biologie und Ökosystemfunktionen betrachtet. Auf der einen Seite erlaubt dieser Ansatz die komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu berücksichtigen. Auf der anderen Seite hängen die Ergebnisse dieser statistischen Modellierung von vielen Annahmen ab, die jedoch begründet sind.

Daher wurden ergänzend zum BBN in einem „Black-Box“ Ansatz die Auswirkungen der hydrologischen Extreme auf die Biologie abgeschätzt, ohne die komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu berücksichtigen. Dafür wurden hydrologische Kenngrößen ausgewählt und berechnet, die gemäß den Angaben in der Literatur gut mit dem biologischen Zustand (Makrozoobenthos und Fische) korrelieren. Somit lässt sich abschätzen, ob sich diese biologisch relevante hydrologischen Kenngrößen in den Klima- und Maßnahmenszenarien substanziell verändern und damit potenziell Auswirkungen auf die Biologie haben

Für das Makrozoobenthos sind drei hydrologische Kenngrößen besonders relevant:

1. Die Anzahl der Tage, an denen ein Gewässer trockenfällt. Dies ist mit einer massiven Veränderung der Habitatbedingungen und Verlust an Arten verbunden (Stubbington et al., 2017).
2. Der Niedrigwasser-Index M_{L17} (Olden & Poff, 2003), der sich aus dem Verhältnis zwischen dem Minimum des 7-Tage gleitenden Mittels im Betrachtungszeitraum (D_L) 3 und dem langjährigen mittleren Abfluss berechnet (Monk et al., 2012; Worrall et al., 2014; Kakouei et al., 2017).
3. Der Hochwasser-Index $dh4$ (Olden & Poff, 2003), der sich als jährliches Maximum des 30-Tage gleitenden Mittels berechnen und analog zum Niedrigwasser-Index über den langjährigen mittleren Abfluss normieren und dann zwischen Gewässern mit unterschiedlich großen absoluten Abflusswerten vergleichen lässt (Kakouei et al., 2017).

Für die Fische wurden erst kürzlich die relevantesten hydrologischen Kenngrößen identifiziert und Regressionsgleichungen zur Abschätzung der Abundanz verschiedener Fischarten in Abhängigkeit von diesen hydrologischen Kenngrößen entwickelt (Mignien & Stoll, 2023). Da als Datengrundlage für diese Studie Befischungsdaten aus kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen verwendet wurden, waren diese Regressionsgleichungen sehr gut auf die in KliMaWerk untersuchten Bäche im Lippe-Einzugsgebiet übertragbar. Die Regressionsgleichungen wurden im November 2024 bei den Autoren angefragt und freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

II.4.13 Ökologische Auswirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien

II.4.13.1 Auswirkungen auf ökologisch relevante hydrologische Kenngrößen („Black-Box“ Ansatz)

Bei dem im Kapitel II.4.12.4 beschriebenen „Black-Box“ Ansatz wird lediglich die Veränderung der Hydrologie und nicht die komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen des konzeptionellen Modells (II.4.12.1) und BBNs (II.4.12.3 und II.4.13.2) berücksichtigt. Auf dieser Grundlage konnten die biologischen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos und die Fische abgeschätzt bzw. mit Hilfe der Regressionsgleichungen von Mignien & Stoll (2023) quantifiziert werden. Als Betrachtungseinheit wurden die SWAT-Teileinzugsgebiete verwendet, da die durch die Klima- und Maßnahmenszenarien veränderte Hydrologie bzw. der Abfluss in SWAT für die Gebietsauslässe dieser Teileinzugsgebiete modelliert wurde. Da hier nur die Veränderung der Hydrologie berücksichtigt wurde, werden in diesem Ansatz auch nur solche Maßnahmen die Ergebnisse beeinflussen, die im SWAT-Modell zu einer Veränderung des Abflusses auf Ebene des Landschaftswasserhaushalts führen. Im Detail sind dies die Maßnahmenpakete M3 bis M7 (Regenwasserbewirtschaftung, Landnutzungsänderung, Anpassung der Bewirtschaftungsformen und Entwässerungsmanagement) und nicht die Gewässermaßnahmen der Pakete M1 und M2 (z. B. Entwicklung von Ufergehölzen). Die Auswertung wurde auf die SWAT-Teileinzugsgebiete der kleinen bis mittelgroßen Fließgewässer im Lippe-Einzugsgebiet beschränkt, die mit den in der Literatur untersuchten Gewässern vergleichbar sind (110 von 143 Teileinzugsgebiete). Für die Referenzperiode (1991-2020) wurde zwischen der historisch normal feuchten Periode von 1990-2009 und der bereits außergewöhnlich trockenen Dekade 2010-2020 unterschieden und erstere als Referenz gewählt (Abb. 4). Diese Unterscheidung wurde für die Fisch-Abundanzen nicht getroffen, da die hier verwendeten Regressionsgleichungen aus Mignien & Stoll (2023) nicht die Abflussdaten des letzten Jahres, sondern einer 10 Jahres Periode berücksichtigen und damit für die historisch trockene Periode 2010-2020 nur ein Wert berechnet hätte werden können.

II.4.13.1.1 Trockenfall-Tage

Die Anzahl der Tage, an denen der Gebietsauslass eines SWAT-Teileinzugsgebiets trockenfällt wurde abgeschätzt, indem aus den modellierten Tageswerten des Abflusses die Abflussspende berechnet und diesem Tag eine Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens (II.4.12.2) zugewiesen wurde. Aus der Summe dieser Tageswerte ergibt sich jeweils ein einzelner Wert für jedes modellierte Jahr und SWAT-Teileinzugsgebiet, die im Folgenden als Wahrscheinlichkeitstage bezeichnet werden (z.B. für ein Jahr mit 5 Tagen mit $q < 1 \text{ L/s} \cdot \text{km}^2$ und 10 Tagen mit $q 1-3 \text{ L/s} \cdot \text{km}^2$ ergeben sich $5 * 0,154 + 10 * 0,0575 = 1,345$ Wahrscheinlichkeitstage). Für jedes SWAT-Teileinzugsgebiet wurde zudem das 95% Perzentil in der modellierten Periode (z.B. 2070-2100) berechnet, d.h. ein extrem trockenes Jahr ausgewählt.

Die Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens nimmt vor allem in einzelnen Projektionen des Klima-Szenarios RCP8.5 deutlich zu. Das 95 % Perzentil der Anzahl der Wahrscheinlichkeitstage des Trockenfallens liegt in der normal feuchten Referenzperiode im Median bei 3,1 Tagen und nimmt im Mittel der Projektionen geringfügig auf 4,1 (RCP2.6) bzw. 5,1 (RCP8.5) zu (gestrichelte graue Linien in Abb. 72). Damit ist in einzelnen Projektionen von RCP2.6 sowie im Mittel der RCP8.5 Projektionen mit einer ähnlich hohen Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens zu rechnen wie in der historisch außergewöhnlich trockenen Periode 2010-2020 (Median 5,5 Tage). In der Projektion RCP85_CC liegt die Anzahl der Wahrscheinlichkeitstage bei 9,4 und damit um mehr als den Faktor 3 über der historisch normal feuchten Referenzperiode (3,1 Tage).

Die Maßnahmen kompensieren einen größeren Teil des Anstiegs der Trockenfall-Wahrscheinlichkeit, aber in einzelnen Klimaprojektionen ist trotz der Maßnahmen die Wahrscheinlichkeit sehr hoch. Das 95 % Perzentil der Anzahl der Wahrscheinlichkeitstage des Trockenfallens sinkt durch die Maßnahmen im Mittel der Projektionen von RCP2.6 auf 2,8 und damit sogar unter den Wert der normal feuchten Referenzperiode bzw. wird im Mittel in RCP8.5 auf 3,9 Tage reduziert und damit mehr als die Hälfte des Anstiegs kompensiert (gestrichelte grüne Linien in Abb. 72). Trotz der Maßnahmen liegt der Wert in den beiden Projektionen RCP85_MC und RCP85_CC mit 6,3 bzw. 8,7 Tagen deutlich über der historisch feuchten und auch der historisch trockenen Periode. Sollte eine dieser beiden Klimaprojektionen eintreten, ist vermutlich trotz Maßnahmen mit deutlichen Auswirkungen des vermehrten Trockenfallens auf die Besiedlung von Fließgewässern durch das Makrozoobenthos zu rechnen.

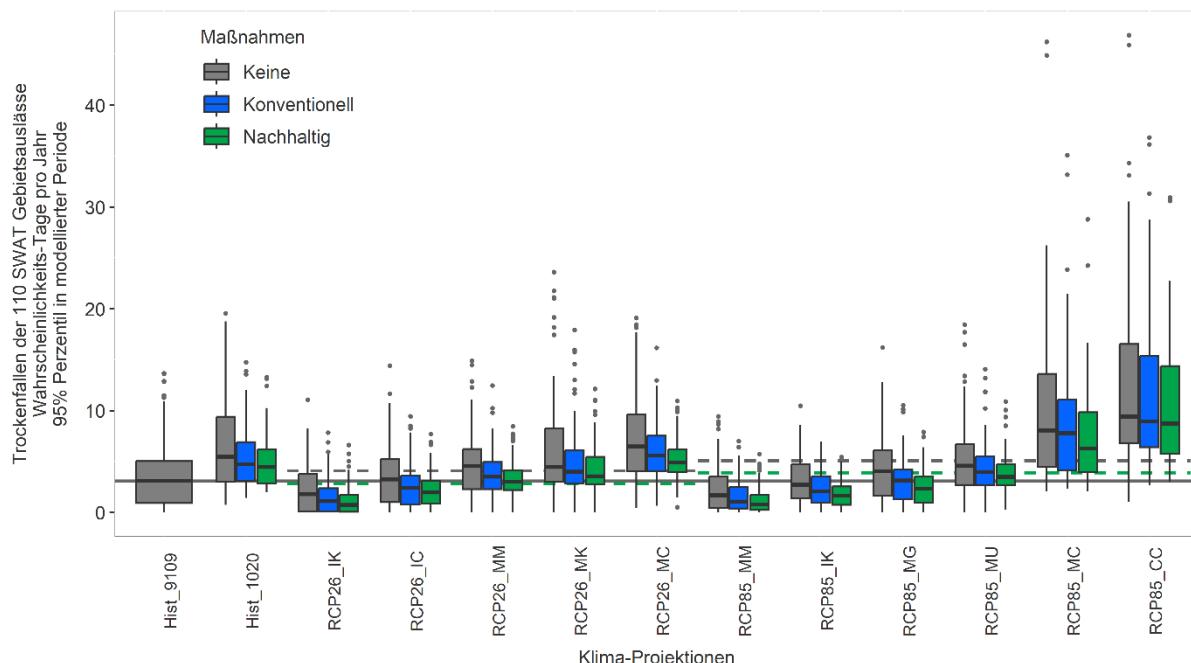


Abb. 72: Anzahl der Wahrscheinlichkeitstage des Trockenfallens in der historisch normal feuchten (1991-2009) und historisch trockenen (2010-2020) Periode sowie den fünf bzw. sechs Klimaprojektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (95% Perzentil in der modellierten Periode für die 110 SWAT-Gebietsauslässe). Die durchgezogene Linie gibt den Median in der Referenzperiode 1991-2009 an, die gestrichelten Linien den Mittelwert der Mediane der Projektionen für RCP2.6 bzw. RCP8.5 (jeweils für das Maßnahmenszenario ohne Maßnahmen in Grau und mit nachhaltigen Maßnahmen in Grün).

II.4.13.1.2 Niedrigwasser-Index (M_{L17})

Für die Berechnung des Niedrigwasser-Index wurde für jedes modellierte Jahr und SWAT-Teileinzugsgebiet das jährliche Minimum des 7-Tage gleitenden Mittels (D_{L3}) berechnet und durch den langjährigen mittleren Abfluss in der historisch feuchten Periode von 1999-2009 geteilt. Die Werte geben damit an, wie klein der Niedrigwasserabfluss im Vergleich zum mittleren Abfluss einer historischen Referenzperiode ist. Für jedes SWAT-Teileinzugsgebiet wurde schließlich das 5 % Perzentil in der modellierten Periode (z. B. 2070-2100) berechnet, d. h. ein extrem trockenes Jahr ausgewählt.

Der Niedrigwasserabfluss nimmt in den Klimaszenarien zwar im Mittel nicht ab, sondern sogar leicht zu, es gibt jedoch einzelne Klimaprojektionen, in denen der Niedrigwasserabfluss deutlich abnimmt. Grund für die im Mittel leichte Zunahme ist eine sehr viel höhere Variabilität der Niedrigwasserabflüsse

in den Klimaszenarien, in denen in einzelnen Jahren der (Niedrigwasser-)Abfluss sehr viel größer als in der hier als Referenz verwendeten normal feuchten Referenzperiode ist. Das 5 % Perzentil des Anteils des 7-Tage Niedrigwassers am mittleren Abfluss nimmt von im Mittel 14,6 % in der historischen Referenzperiode auf im Mittel 15,8 % in RCP2.6 und 15,0 % in RCP8.5 zu (gestrichelte graue Linien in Abb. 73). Es ist hierbei nicht von einer ökologischen Relevanz auszugehen. Im Gegensatz dazu wird in den zwei Projektionen des RCP8.5 Klimaszenarios RCP85_CC und RCP85_MC eine deutliche Abnahme des Abflusses bei Niedrigwasser-Extremen (5 % Perzentil) auf 9,8 % bzw. 9,1 % des mittleren Abflusses prognostiziert. Dies würde einer Abnahme des extremen Niedrigwasser-Abflusses um gut ein Drittel entsprechen.

Die Maßnahmen führen im Mittel der Projektionen zu einer weiteren Erhöhung des extremen Niedrigwasserabflusses im RCP2.6-Szenario auf 17,5 %, was aber nur einer Zunahme um etwa ein Fünftel im Vergleich zur historisch normal feuchten Referenzperiode entspricht (gestrichelte grüne Linie in Abb. 73). Darüber hinaus fällt auf, dass sich diese Erhöhung des extremen Niedrigwassers durch die Maßnahmen auf die Projektionen beschränkt, in denen ohnedies ein im Vergleich zur Referenzperiode höherer Niedrigwasserabfluss prognostiziert wird. In den extremen Projektionen RCP85_CC und RCP85_MC, in denen eine Aufhöhung des Niedrigwasserabflusses durch Maßnahmen ökologisch hilfreich wäre, zeigen die Maßnahmen keine Wirkung. Vermutlich werden in diesen Projektionen lange Trockenphasen prognostiziert, in denen die durch die Maßnahmen aufgefüllten Speicher nicht ausreichen, um den Niedrigwasserabfluss über die gesamte Trockenphase zu stützen. Sollte eine dieser beiden Klimaprojektionen eintreten, ist vermutlich trotz Maßnahmen mit Auswirkungen der dann extremeren Niedrigwasserereignisse auf die Besiedlung der Fließgewässer durch das Makrozoobenthos zu rechnen.

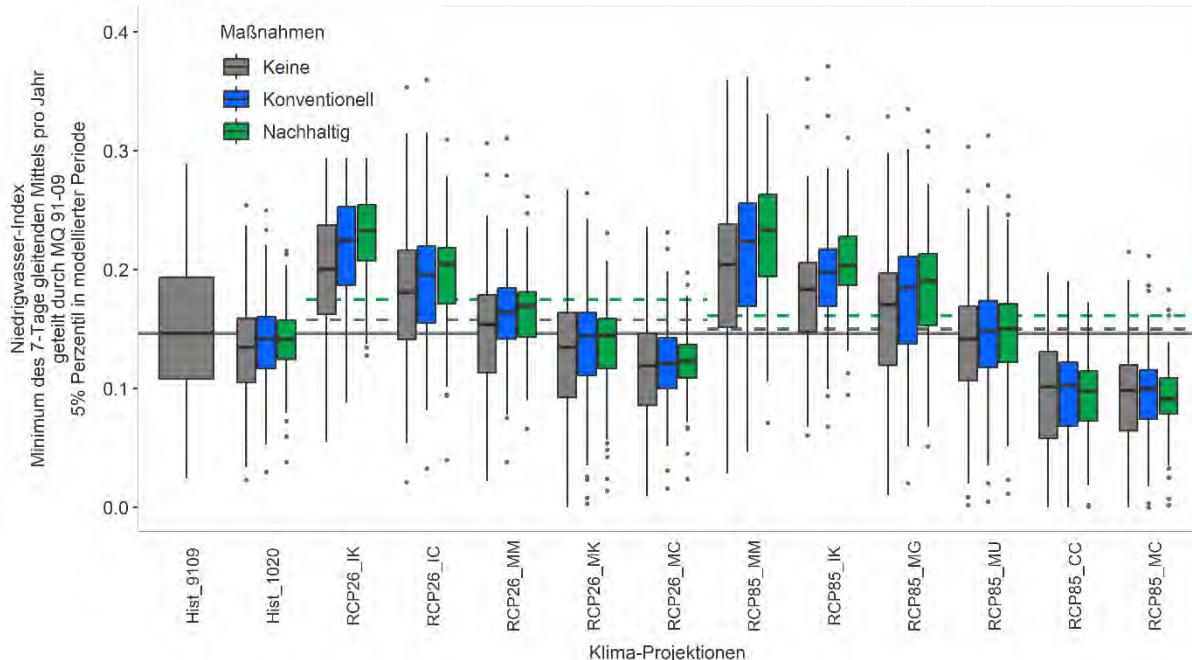


Abb. 73: Niedrigwasser-Index in der historisch normal feuchten (1991-2009) und historisch trockenen (2010-2020) Periode sowie den fünf bzw. sechs Klimaprojektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (5 % Perzentil in der modellierten Periode für die 110 SWAT-Gebietsauslässe). Die durchgezogene Linie gibt den Median in der Referenzperiode 1991-2009 an, die gestrichelten Linien den Mittelwert der Mediane der Projektionen für RCP2.6 bzw. RCP8.5 (jeweils für das Maßnahmenszenario ohne Maßnahmen in Grau und mit nachhaltigen Maßnahmen in Grün).

II.4.13.1.3 Hochwasser-Index (dh4/MQ)

Für die Berechnung des Hochwasser-Index wurde für jedes modellierte Jahr und SWAT-Teileinzugsgebiet das jährliche Maximum des 30-Tage gleitenden Mittels (dh4) berechnet und durch den langjährigen mittleren Abfluss in der historisch feuchten Periode von 1999-2009 geteilt. Die Werte geben damit an, wie groß ein langanhaltender Hochwasserabfluss im Vergleich zum mittleren Abfluss einer historischen Referenzperiode ist. Für jedes SWAT-Teileinzugsgebiet wurde dann das 95 % Perzentil in der modellierten Periode (z. B. 2070-2100) berechnet, d. h. ein extrem feuchtes Jahr ausgewählt.

Der Hochwasserabfluss nimmt im Klimaszenario RCP8.5 im Mittel und vor allem in einem der Klimaprojektionen zu. Das 95 % Perzentil des Anteils des 30-Tage Hochwassers am mittleren Abfluss nimmt von im Mittel 3,75 in der historischen Referenzperiode um 13 % auf im Mittel 4,24 in RCP8.5 (gestrichelte graue Linien in Abb. 74) und um 29 % auf 4,84 in der Klimaprojektion RCP85_IK zu. Während der mittlere Anstieg des Hochwassers in RCP8.5 um etwa ein Zehntel vermutlich eher geringe ökologische Auswirkungen haben wird, ist bei einem Anstieg in der extremen Klimaprojektion um etwa ein Drittel durchaus mit ökologischen Auswirkungen wie z. B. einem zunehmenden Sedimenttransport, Instabilität des Substrats auch in den ufernahen Bereichen und einer Erhöhung der Katastrophen-Drift des Makrozoobenthos zu rechnen. Die Maßnahmen kompensieren im Mittel der RCP8.5 Klimaprojektionen etwa ein Drittel, in der extremen Klimaprojektion RCP85_IK jedoch nur ein Zehntel des klimawandelbedingten Anstiegs.

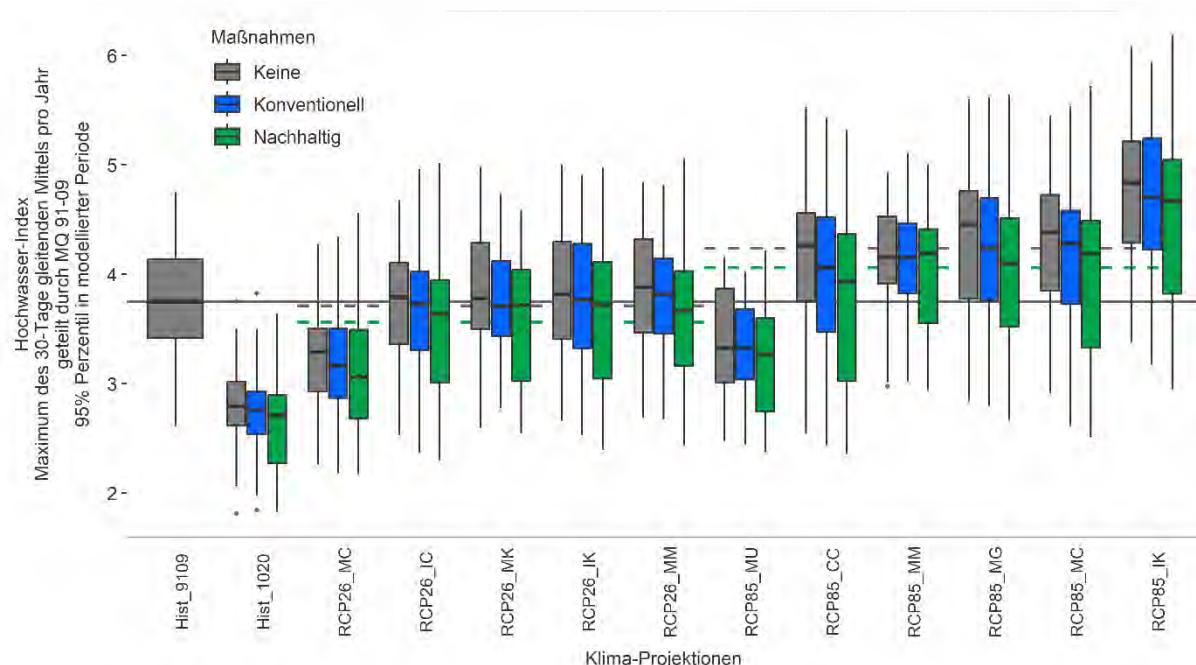


Abb. 74: Hochwasser-Index in der historisch normal feuchten (1991-2009) und historisch trockenen (2010-2020) Periode sowie den fünf bzw. sechs Klimaprojektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (95 % Perzentil in der modellierten Periode für die 110 SWAT-Gebietsauslässe). Die durchgezogene Linie gibt den Median in der Referenzperiode 1991-2009 an, die gestrichelten Linien den Mittelwert der Mediane der Projektionen für RCP2.6 bzw. RCP8.5 (jeweils für das Maßnahmenszenario ohne Maßnahmen in Grau und mit nachhaltigen Maßnahmen in Grün).

II.4.13.1.4 Fazit Trockenfall-Tage, Niedrigwasser-Index, Hochwasser-Index

Für den Hochwasser-Index, den Niedrigwasser-Index und die Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens gilt: Ökologisch kritische Änderungen werden nur für einzelne Klimaprojektionen des RCP8.5 Klimaszenarios prognostiziert, aber ausgerechnet in diesen Klimaprojektionen kompensieren die Maßnahmen nur einen kleinen Teil (Trockenfallen, Hochwasser-Index) bzw. nichts (Niedrigwasser-Index) der klimawandelbedingten Änderungen dieser hydrologischen Kenngrößen.

II.4.13.1.5 Hydrologische Kenngrößen und Regressionsgleichungen zur Abschätzung der Abundanz von Fischen

Da in den Regressionsmodellen der Fisch-Abundanzen aus Mignien & Stoll (2023) nur die Abflussdaten der letzten 10 Jahre eingehen, konnten für die 30-Jahres Perioden der Szenarien jeweils nur 20 Werte berechnet werden, und nicht wie für die anderen Kenngrößen 30. Für jedes SWAT-Teileinzugsgebiet wurde das 5 % Perzentil dieser 20 Werte in der modellierten Periode (z. B. 2071-2100) berechnet, d. h. ein für die jeweilige Fischart hydrologisch extrem ungünstiges Jahr ausgewählt. Im Folgenden werden die Ergebnisse für Forelle und Groppe dargestellt, da die Klima- und Maßnahmenszenarien bei den anderen über die Regressionsgleichungen modellierbaren Fischarten zu keiner substanziellem Veränderung der modellierten Fisch-Abundanz geführt haben (Hasel, Gründling, Bachschmerle).

Die auf Grundlage der Regressionsmodelle abgeschätzte Fisch-Abundanz von Forelle und Groppe sind insbesondere im Klima-Szenario RCP2.6 geringer als in der historischen Referenzperiode. Der Mittelwert der Klimaprojektionen des Klima-Szenarios RCP2.6 liegt bei Forelle und Groppe unterhalb des 25 % Perzentils der historischen Periode (gestrichelte graue Linien in Abb. 75). Die nachhaltigen Maßnahmen verbessern die hydrologischen Bedingungen für die Forelle insoweit, dass die klimabedingten Auswirkungen in RCP2.6 kompensiert werden. Für die Groppe gilt dies nicht (gestrichelte grüne Linien in Abb. 75).

In die Regressionsgleichung für die Forelle bzw. Groppe gehen jeweils sechs verschiedene hydrologische Kenngrößen ein (Indicator of Hydrologic Alteration IHA), die wiederum stark mit anderen IHA korreliert sind. Daher ist es schwierig den Einfluss einzelner dieser hydrologischen Kenngrößen aus ökologischer Sicht zu interpretieren. Die Untersuchungen von Mignien & Stoll (2023) legen jedoch nahe, dass die Abundanz der Forelle vor allem mit der Variabilität des Hochwassers zunimmt (mh18) und mit der Anzahl an moderaten Hochwasserereignissen abnimmt (fa6), wohingegen die Abundanz der Groppe vor allem von extremen Niedrigwasserereignissen negativ beeinflusst wird (ml22). Dies ist insofern konsistent mit den bisher dargestellten Ergebnissen, als dass die Maßnahmen zu keiner substanziellem Erhöhung und damit Verbesserung des oben vorgestellten Niedrigwasser-Index (M_L17) geführt haben.

Generell sollten diese Ergebnisse zur Abundanz der Fische jedoch mit Vorsicht interpretiert werden. So gibt es bisher keine plausible Erklärung für die sich aus den Regressionsgleichungen ergebenden geringeren klimabedingten Auswirkungen auf die Fisch-Abundanz im extremeren Klimaszenario RCP8.5 im Vergleich zum deutlich moderateren Klima-Szenario RCP2.6.

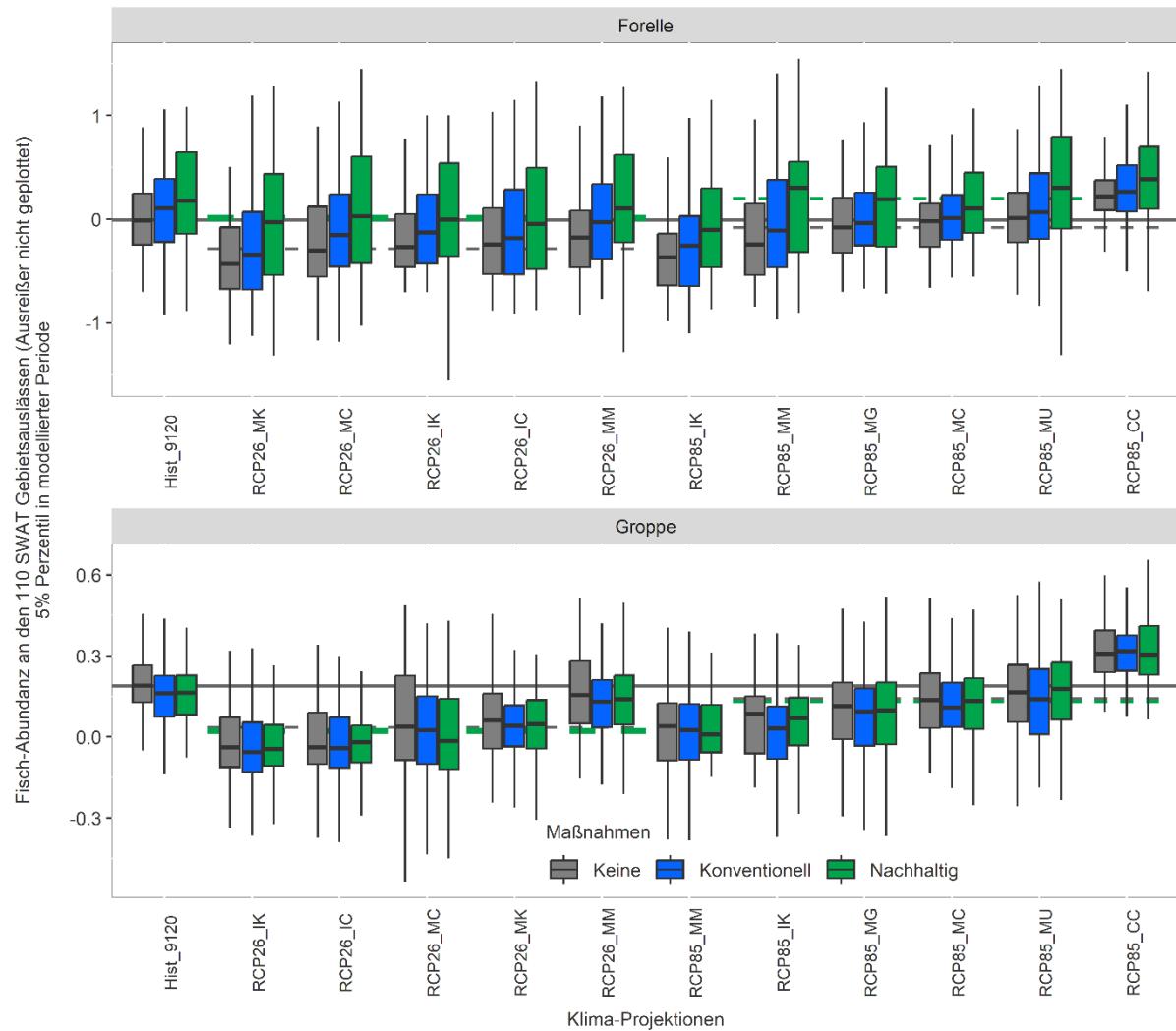


Abb. 75: Auf Grundlage der modellierten Abflüsse und der Regressionsmodelle von Mignien & Stoll (2023) abgeschätzten normalisierten Fisch-Abundanz in der historischen Referenzperiode (1991-2020) sowie den fünf bzw. sechs Klimaprojektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (5% Perzentil in der modellierten Periode für die 110 SWAT-Gebietsauslässe). Die durchgezogene Linie gibt den Median in der Referenzperiode 1991-2020 an, die gestrichelten Linien den Mittelwert der Mediane der Projektionen für RCP2.6 bzw. RCP8.5 (jeweils für das Maßnahmenszenario ohne Maßnahmen in Grau und mit nachhaltigen Maßnahmen in Grün).

II.4.13.2 Auswirkungen auf Biologie und Ökosystemfunktionen unter Berücksichtigung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen (Bayesian Belief Network)

In dem in Kapitel II.4.12.3 beschriebenen BBN wurden die Auswirkungen der hydrologischen Veränderungen sowie der Maßnahmen in den Klima- und Maßnahmenszenarien auf die Biologie abgeschätzt, unter Berücksichtigung der wesentlichen Ursache-Wirkungs-Beziehungen des konzeptionellen Modells (II.4.12.1). Neben den durch das hydrologische Modell SWAT modellierten Veränderungen der Hydrologie wurden im BBN auch die Auswirkungen der klimatischen Veränderungen (Lufttemperatur, Globalstrahlung) auf die Wassertemperatur berücksichtigt. Zudem wurde die Verbesserung der Gewässermorphologie (inklusive Ufergehölze) durch die Maßnahmen und deren Auswirkungen auf die Ursache-Wirkungs-Beziehungen miteinbezogen. Damit haben im BBN – im Gegensatz zum in Kapitel II.4.13.1 beschriebenen „Black-Box“ Ansatz – nicht nur die Maßnahmen auf Ebene des Landschaftswasserhaushalts, sondern auch die Maßnahmen im Gewässer und Gewässerumfeld Einfluss auf die Ergebnisse (z. B. Entwicklung von Ufergehölzen).

Da in den Szenarien die Maßnahmen im Gewässer und Gewässerumfeld nicht nur an den Gebietsauslässen der SWAT-Teileinzugsgebiete, sondern entlang des gesamten Gewässernetzes angenommen wurden, wurde das BBN nicht auf die Gebietsauslässe sondern auf randomisiert ausgewählte Punkte auf dem Gewässernetz angewendet. Dafür wurden alle Gewässer im Lippe-Einzugsgebiet ausgewählt, die mit den Untersuchungsgewässern der Freilanduntersuchung vergleichbar sind, auf deren Grundlage die statistischen Modelle (II.4.12.2) und das BBN erstellt wurden (LAWA-Gewässertypen 14, 11, 19). Entlang dieser Gewässer wurden jeweils drei Punkte im Ober-, Mittel- und Unterlauf bei 25 %, 50 % und 75 % der Lauflänge ausgewählt (Abb. 76). So ergeben sich 142 Punkte, oberhalb derer 500 m lange Gewässerabschnitte abgegrenzt und die notwendigen Eingangsdaten für das BBN zusammengestellt wurden, u.a. die Informationen zur Gewässermorphologie. Für den Ist-Zustand wurden die Gewässerstrukturdaten zur Beschreibung der Gewässermorphologie verwendet und für die Maßnahmenszenarien folgende in Tab. 28 beschriebenen Annahmen bezüglich der Ausprägung der Gewässerstrukturparameter getroffen, sofern diese nicht zu einer schlechteren Ausprägung als im Ist-Zustand geführt haben.

Tab. 28: Angenommene Ausprägung der Gewässerstrukturparameter (GSG) in den Maßnahmenszenarien in Abhängigkeit von der Einstufung der Gewässerabschnitte gemäß des Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzepts (II.4.5.3.1).

GSG Parameter	Strahlursprung	Aufwertungsstrahlweg	Durchgangsstrahlweg	Degradationsstrecke
EP51 Ufergehölze	vollständig bis teilweise beschattet	vollständig bis teilweise beschattet, aber nur auf $\frac{3}{4}$ der Länge	vollständig bis teilweise beschattet, aber nur auf $\frac{1}{2}$ der Länge	nicht beschattet, anthropogen oder naturbedingt keine Ufergehölze
EP61 Umfeldnutzung	vollständig beschattet, bodenständiger Wald >50 %	teilweise beschattet, Wald 10-50 %	zwischen teilweise beschattet durch Wald 10-50 % und nicht beschattet bei Acker	nicht beschattet, Acker und Bebauung
EP42 Profiltiefe	sehr flach	flach bis mäßig tief	mäßig tief bis tief	tief bis sehr tief
EP34 Sohlstrukturen	Kolk/Tiefrinne vorhanden	Kolk/Tiefrinne nicht vorhanden	Kolk/Tiefrinne nicht vorhanden	Kolk/Tiefrinne nicht vorhanden
EP26 Tiefenvarianz	Tiefenvarianz groß bis sehr groß	Tiefenvarianz nicht groß bis sehr groß	Tiefenvarianz nicht groß bis sehr groß nein	Tiefenvarianz nicht groß bis sehr groß

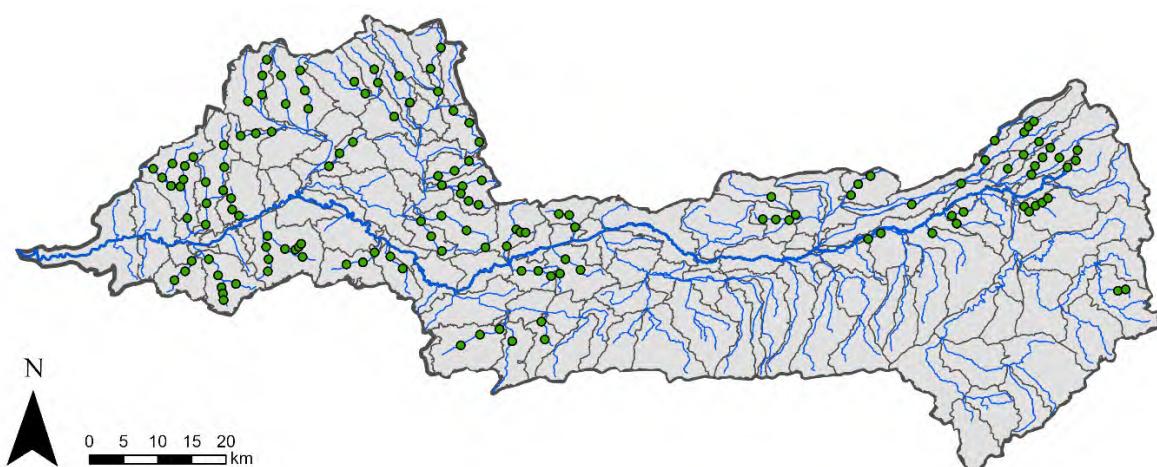


Abb. 76: Lage der Untersuchungspunkte an den Tieflandbächen, auf die das Bayesian Belief Network angewendet wurde (grüne Punkte) im Lippe-Einzugsgebiet.

II.4.13.2.1 Wassertemperatur

Die Tageswerte der mittleren und maximalen Wassertemperatur wurden auf Grundlage eines Regressionsmodells berechnet (II.4.12.2). Da die Ursache-Wirkungs-Beziehungen im BBN wesentlich von der Wassertemperatur abhängen, werden im Folgenden die durch die Regressionsmodelle prognostizierten Auswirkungen der Klima- und Maßnahmenszenarien auf eine der zentralen Wassertemperatur-Variablen dargestellt: das jährliche Maximum des 7-Tage gleitenden Mittels der maximalen Wassertemperatur WTMaxSummerMA07Max. Dieser Wert beschreibt die maximale Wassertemperatur, die während des Jahres an mehreren Tagen am Stück auftritt und daher weniger stark von potenziell durch Artefakte der Klima-, Abfluss- und statistischen Modellierung verursachten Extremwerten abhängt.

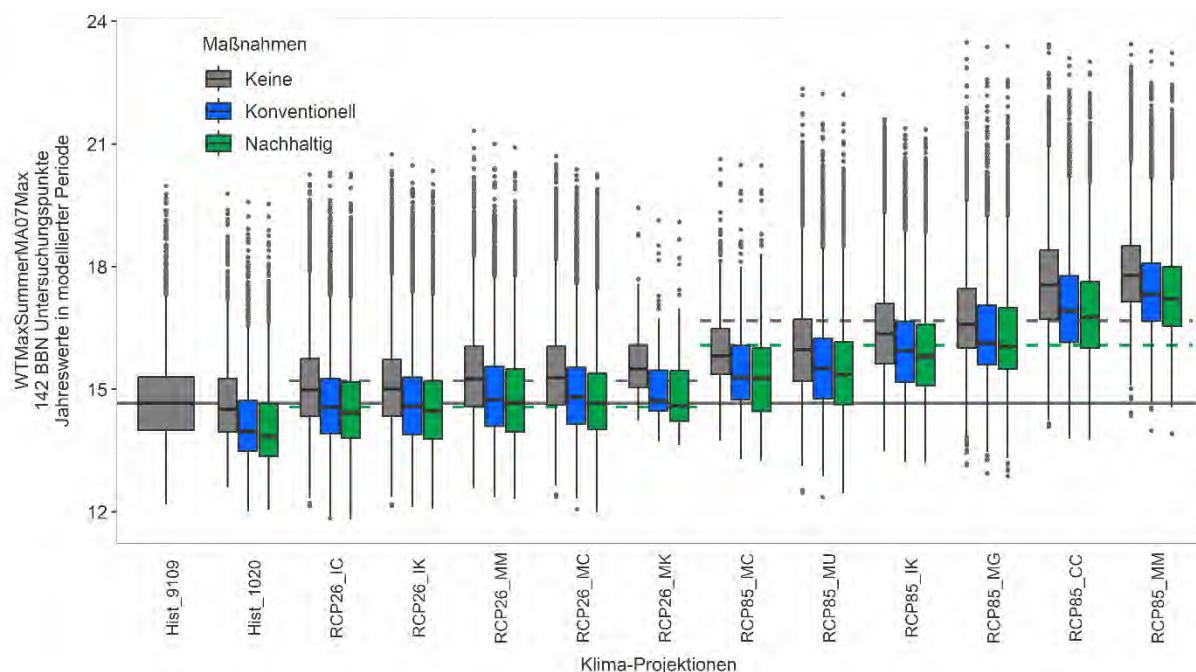


Abb. 77: Auf Grundlage des Regressionsmodells zur täglichen Wassertemperatur abgeschätzte maximale Wassertemperatur (Maximum des 7-Tage gleitenden Mittels) in der historisch normal feuchten (1991-2009) und historisch trockenen (2010-2020) Periode sowie den fünf bzw. sechs Klimaprojektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (alle Jahreswerte in der modellierten Periode der 142 Untersuchungspunkte). Die durchgezogene Linie gibt den Median in der Referenzperiode 1991-2009 an, die gestrichelten Linien den Mittelwert der Mediane der Projektionen für RCP2.6 bzw. RCP8.5 (jeweils für das Maßnahmenszenario ohne Maßnahmen in Grau und mit nachhaltigen Maßnahmen in Grün).

Insbesondere im Klimaszenario RCP8.5 kommt es im Mittel zu einem Anstieg der maximalen Wassertemperatur (Maximum des 7-Tage gleitenden Mittels) von 14,7°C in der historisch feuchten Periode um 2°C auf 16,7°C (Abb. 77). Im der extremen Klimaprojektion RCP85_MM liegt der Median mit 17,8°C sogar um 3,1°C höher und an einzelnen Untersuchungspunkten bzw. in extremen Jahren wird eine maximale Wassertemperatur von über 20°C, in Einzelfällen über 23°C prognostiziert. Auf der einen Seite erscheint dieser Anstieg der maximalen Wassertemperatur vor dem Hintergrund des mittleren Anstiegs der Lufttemperatur in RCP8.5 um 3,0 °C plausibel. Auf der anderen Seite wurden an mehr als der Hälfte der Untersuchungsgewässer während der Freilandarbeiten bereits im Jahr 2022 maximale Wassertemperaturen von >20 °C gemessen. Möglicherweise war 2022 tatsächlich ein so außergewöhnlich trockenes und warmes Jahr, das es auch im Klimaszenario RCP8.5 noch als

Extremjahr gelten würde. Es besteht jedoch auch die Möglichkeit, dass das Klima- bzw. das Regressionsmodell zu konservativ ist und den klimawandelbedingten Anstieg der Luft- bzw. Wassertemperatur unterschätzt.

Die nachhaltigen Maßnahmen verringern die mittlere maximale Wassertemperatur in RCP8.5 um 0,6 °C auf 16,1 °C und kompensieren damit etwa ein Viertel des klimawandelbedingten Anstiegs. Die Regressionsmodelle prognostizieren bei einer Zunahme der Beschattung von 0 % auf 100 % einen Rückgang der Sonneneinstrahlung auf die Wasseroberfläche von 3,43 auf 0,55 kWh/m² pro Tag und damit einen Rückgang der maximalen Wassertemperatur an einem sonnigen Tag bei Niedrigwasser (1-3 L/s km²) um etwa 2,5 °C. Die Beschattung durch Ufergehölze führte in vergleichbaren Tieflandbächen bereits an beschatteten Tagen zu einem ähnlichen Rückgang der maximalen Wassertemperatur um 2,3 °C (Kail et al., 2021). Für sonnige Tage wurden in der Literatur Werte von 4-5 °C beobachtet (Broadmeadow et al., 2011; Turschwell et al. 2016; Kail et al., 2021). Ein möglicher Grund für diese vergleichsweise geringe Maßnahmenwirkung ist die gegenläufige Wirkung von der Beschattung durch Ufergehölze und der Renaturierung naturnäherer, breiterer Querschnitte mit geringerer Wassertiefe, in denen das Wasser sich potenziell schneller erwärmt. Darüber hinaus war der Anteil an Ufergehölzen und damit die Beschattung an den Untersuchungspunkten bereits im Ist-Zustand mit im Mittel fast 50 % eher hoch. In Regionen mit weniger Ufergehölzen ist daher mit einem deutlich größeren Rückgang der maximalen Wassertemperatur (7-Tage gleitendes Mittel) in der Größenordnung von 2,5 °C zu rechnen, die zwar nicht im Mittel, aber doch an einzelnen der Untersuchungspunkte auch im Lippe-Einzugsgebiet erreicht wurde.

Die Beschattung durch Ufergehölze kann also an Gewässerabschnitten, die bisher nicht beschattet sind, den klimabedingten Anstieg der maximalen Wassertemperatur um ca. 2,0 °C kompensieren. Diese Maßnahme ist damit deutlich wirksamer als eine schwerer umzusetzende Erhöhung des Niedrigwasserabflusses bzw. des Grundwasseranteils bei Niedrigwasser um 5 L/s*km² bzw. 50 Prozentpunkte. Dies würde gemäß der Regressionsgleichung an sonnigen Tagen an unbeschatteten Gewässerabschnitten zu einer Verringerung von 0,2 °C bzw. 0,9 °C führen.

II.4.13.2.2 Makrozoobenthos und ökologischer Zustand

Im BBN hängt der ökologische Zustand des Makrozoobenthos von der Abflussspende (Minimum des 5-Tage gleitenden Mittels) und damit der Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens sowie von der Wassertemperatur (Maximum des 7-Tage gleitenden Mittels der maximalen Wassertemperatur) ab (II.4.12.3, Abb. 71). Die Wahrscheinlichkeit des Verfehlens des guten ökologischen Zustands nimmt im BBN von 45 % bei 18-20 °C Wassertemperatur auf 63 % bei 20-23 °C und 84 % bei >23 °C zu. Da während der Freilandarbeiten bereits in 2022 an mehr als der Hälfte der Untersuchungsgewässer eine Wassertemperatur von >20 °C gemessen wurde und diese durch den klimawandelbedingten Anstieg der Lufttemperatur um etwa 2 °C weiter ansteigen sollte, wäre mit einem deutlichen Anstieg der Wahrscheinlichkeit der Verfehlung des guten ökologischen Zustands zu rechnen gewesen.

Die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 führen jedoch im BBN im Mittel zu keinem Anstieg der Wahrscheinlichkeit der Verfehlung des ökologischen Zustands, die in der historisch feuchten Periode und den beiden Klima-Szenarien bei 45,0 % bzw. 45,5 % und 47,8 % liegt. Obwohl der Niedrigwasserabfluss in zwei extremen Klimaprojektionen um etwa ein Drittel abnimmt (Abb. 73), nimmt die Abflussspende in diesen Niedrigwasserphasen nicht so stark ab, als dass die Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens und damit das Verfehlen des ökologischen Zustands deutlich zunehmen würde. Auch hier werden die im BBN relevanten Schwellenwerte der Abflussspende von 3 bzw. 1 L/s*km² in den Klimaszenarien nur selten unterschritten.

Wie bereits die Ergebnisse zur Wassertemperatur gezeigt haben (Abb. 77) nimmt diese in den Klimaszenarien nur an einzelnen Untersuchungspunkten auf >20 °C bzw. >23 °C zu. Damit erhöht sich auch nur an wenigen Untersuchungspunkten die Wahrscheinlichkeit der Verfehlung des guten ökologischen Zustands auf 63 % bzw. 84 %. Jedoch macht Abb. 77 auch deutlich, dass bereits bei einem um 1-2 °C höheren Anstieg der Wassertemperatur in der Klimaprojektion RCP85_MM etwa ein Viertel der Untersuchungspunkte die im BBN kritische Wassertemperatur von 20 °C überschreiten. Damit würde die Wahrscheinlichkeit des Verfehlens des guten ökologischen Zustands auch im Mittel deutlich ansteigen. Die Wassertemperatur liegt im Klimaszenario RCP8.5 also sehr nahe an für das Makrozoobenthos kritischen Werten und jede weitere Erhöhung würde zu einer deutlichen Erhöhung der Wahrscheinlichkeit des Verfehlens des guten ökologischen Zustands führen.

II.4.13.2.3 Fische und ökologischer Zustand

Im BBN hängt der ökologische Zustand der Fische zum einen von der Wassertemperatur ab. Hierbei wurden nicht letale bzw. letale Effekte der mittleren bzw. maximalen Wassertemperatur im Sommer berücksichtigt, aber auch die Auswirkungen der Wassertemperatur in den Übergangszeiten (Herbst, Frühjahr) auf die Reproduktion (Abb. 71). Zum anderen wurden im BBN die Auswirkungen des Trockenfallens in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von Refugien (Kolke) berücksichtigt (Abb. 71)

Insbesondere im Klimaszenario RCP8.5 kommt es im Mittel zu einem Anstieg der Wahrscheinlichkeit des Verfehlens des guten ökologischen Zustands von 51,2 % in der historisch feuchten Periode auf 67,2 %. In jeweils einer Projektion der beiden Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 erhöht sich der Mittelwert sogar auf ca. 83 % (Abb. 78). Grund hierfür ist überwiegend der Anstieg der Wassertemperatur im Winter und den Übergangszeiten. Dieser führt dazu, dass die in Anlehnung an van Treeck & Wolter (2021) angenommenen ca. 460 Tagesgrade von der Eiablage bis zum Schlupf der Bachforelleneier nicht erst im Februar bis März, sondern Januar bis Februar erreicht wurden. Da keine empirisch belastbaren Untersuchungen zum Einfluss des Schlupfzeitpunktes auf den Reproduktionserfolg vorlagen, wurde angenommen, dass die Überlebensrate der Bachforellen Larven und damit der Reproduktionserfolg von 100 % Ende März linear auf 0 % bei einem Schlupf Anfang Januar abnimmt. Da die in KliMaWerk untersuchten Maßnahmen die Wassertemperatur im Winter und Frühjahr bis zum Laubaustrieb der Ufergehölze kaum beeinflussen, können diese die klimawandelbedingten Auswirkungen auch nicht kompensieren (Abb. 78).

Bereits van Treeck & Wolter (2021) haben aufgezeigt, dass selbst unter konservativen Annahmen und Einhaltung der Wassertemperatur-Grenzwerte der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) eine Erhöhung der Wassertemperatur im Winter und Frühjahr zu einer deutlichen Verkürzung der Entwicklungszeit der Bachforelleneier führen und potenziell einen im Vergleich zu den Wassertemperaturen im Sommer größeren Einfluss auf die Fischfauna besitzen kann. Die Ergebnisse des BBN deuten darauf hin, dass – unter den im BBN getroffenen Annahmen – die Erhöhung der Wassertemperatur im Winter und Frühjahr den Reproduktionserfolg der Bachforelle tatsächlich stark beeinträchtigen und dies ein wesentlicher Wirkungspfad des Klimawandels sein könnte. Diese Auswirkungen auf die Fischfauna wären deutlich schwieriger durch Maßnahmen kompensierbar als der klimawandelbedingte Anstieg der Wassertemperatur und Erhöhung der Trockenfall-Wahrscheinlichkeit im Sommer.

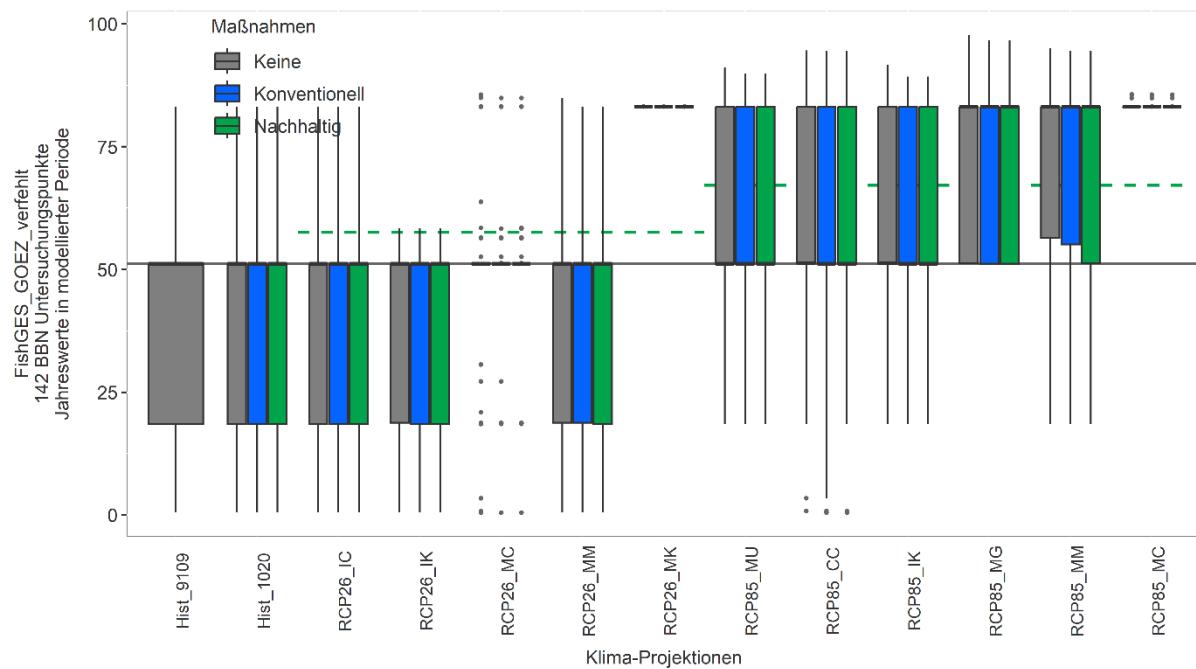


Abb. 78: Auf Grundlage des BBN abgeschätzte Wahrscheinlichkeit des Verfehlens des guten ökologischen Zustands der Fische in der historisch normal feuchten (1991-2009) und historisch trockenen (2010-2020) Periode sowie den fünf bzw. sechs Klimaprojektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (alle Jahreswerte in der modellierten Periode der 142 Untersuchungspunkte). Die durchgezogene Linie gibt den Median in der Referenzperiode 1991-2009 an, die gestrichelten Linien den Mittelwert der Mediane der Projektionen für RCP26 bzw. RCP8.5 (jeweils für das Maßnahmenszenario ohne Maßnahmen in Grau und mit nachhaltigen Maßnahmen in Grün, liegen in diesem Fall beim gleichen Wert übereinander).

II.4.13.2.4 Makrophyten Abundanz

Im BBN hängt die Abundanz der Makrophyten von der Abflussspende (Minimum verschiedener mehrtägiger gleitender Mittel) und damit der Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens, von der mittleren und maximalen Fließgeschwindigkeit sowie von der Beschattung durch Ufergehölze im Sommer ab (II.4.12.3, Abb. 71). Sie wurde im BBN in die vier Zustände sehr gering, gering, mittel und hoch eingeteilt und für die Auswertung die Wahrscheinlichkeit für eine mittlere bis hohe Abundanz berechnet.

Die Klima-Szenarien RCP2.6 und RCP8.5 führen im BBN im Mittel zu keiner Veränderung der Wahrscheinlichkeit für eine mittlere bis hohe Makrophyten-Abundanz, die in der historisch feuchten Periode und den beiden Klima-Szenarien bei 23,1 % bzw. 24,3 % und 23,3 % liegt. Da sich die Klimaszenarien im BBN zwar auf den Abfluss und damit die Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens sowie die Fließgeschwindigkeit auswirken können, nicht aber auf das Vorkommen von Ufergehölzen und die Beschattung, haben die klimawandelbedingten Änderungen des Abflusses im BBN offensichtlich keinen Einfluss auf die Makrophyten-Abundanz.

Die Auswirkungen beider Maßnahmen-Szenarien sind sowohl in der historischen Referenzperiode als auch in den beiden Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 gleich und führen zu einer Verringerung der oben genannten Wahrscheinlichkeit für eine mittlere bis hohe Makrophyten-Abundanz von ca. 23-24 % auf 3 %. Dies ist fast vollständig auf die Maßnahme der Entwicklung von Ufergehölzen und damit verbundenen starken Beschattung zurückzuführen.

Die Ergebnisse des BBN deuten darauf hin, dass der Klimawandel über die im BBN berücksichtigten Ursache-Wirkungs-Beziehungen keinen substanziellem Einfluss auf die Abundanz der Makrophyten haben wird. Jedoch legen die Ergebnisse auch nahe, dass bei der Entwicklung von dichten Ufergehölzen zur möglichst vollständigen Kompensation des Anstiegs der Wassertemperatur und Verbesserung des ökologischen Zustands z.B. des Makrozoobenthos mitberücksichtigt werden sollte, dass dies auch zu einem deutlichen Rückgang der Abundanz der Makrophyten führen kann.

II.4.13.2.5 Dekomposition

Im BBN hängt die Dekomposition wesentlich von der mittleren maximalen Wassertemperatur im Sommer ab sowie vom Vorkommen des Ernährungstyps der Weidegänger des Makrozoobenthos (über die Trait-Zugehörigkeit der Arten gewichtete absolute Abundanz) und der Nitratkonzentration im Wasser. Letztere lässt sich gut über den Anteil landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet, der Abflussspende und des damit verbundenen Verdünnungseffekts abschätzen (Abb. 71). Die Dekompositionsrate in Prozent pro Tag gibt an um wie viel Prozent die Baumwollstreifen in Abhängigkeit dieser drei Faktoren in dem in Kapitel II.4.2.6 beschriebenen 2-3-wöchigen Freilandexperiment pro Tag abgebaut wurden. Die Dekompositionsrate wurde im BBN in die sechs Zustände 0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10 und >10 % pro Tag eingeteilt. Für die Auswertung wurde die Wahrscheinlichkeit für eine Dekompositionsrate von >2 % berechnet, da sich in den Klima- und Maßnahmenszenarien im Übergang von der Klasse 0-2 zu >2 % die größten Unterschiede gezeigt haben. Das Vorkommen der Weidegänger hing von keiner der Variablen ab, die sich in den Klima- und Maßnahmenszenarien ändern und wurde daher als konstant angenommen. Damit ergeben sich die Änderungen im BBN durch die Veränderung der Wassertemperatur und Nährstoffkonzentration.

Die Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 führen im BBN im Mittel zu einer geringfügigen bzw. deutlichen Erhöhung der Wahrscheinlichkeit der Dekompositionsrate von >2 % pro Tag von 4,5 % auf 11,1 % bzw. 29,3 %. In der Klimaprojektion RCP85_MM erhöht sich die Wahrscheinlichkeit im Mittel sogar auf 57,1 % (Abb. 79). Da sich die Abflussspende und damit die Nitratkonzentration in den Klimaszenarien nicht in für das BBN relevanten Größenordnungen verändert, ist dieser Anstieg der Wahrscheinlichkeit für eine hohe Dekompositionsrate von 2 % pro Tag fast ausschließlich auf die klimawandelbedingte Erhöhung der Wassertemperatur zurückzuführen.

Im nachhaltigen Maßnahmenszenario wird mehr als die Hälfte des Anstiegs im Klimaszenario RCP8.5 wieder kompensiert. Die Wahrscheinlichkeit für eine Dekompositionsrate von >2 % pro Tag sinkt nicht nur hier im Mittel von 29,3 % auf 13,8 %, sondern auch in der extremen Klimaprojektion RCP85_MM in einer ähnlichen Größenordnung. Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Ergebnissen wirkt sich das konventionelle Maßnahmenszenario deutlich weniger positiv aus, verringert die Wahrscheinlichkeit für eine hohe Dekompositionsrate von >2 % pro Tag im Mittel nur auf 22,2 % und kompensiert damit nur etwa ein Viertel des klimawandelbedingten Anstiegs. Im konventionellen Maßnahmenszenario verringert nur die angenommene Entwicklung der Ufergehölze und Beschattung die Wassertemperatur und damit die Dekomposition. Im nachhaltigen Maßnahmenszenario verringert sich darüber hinaus auch der Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche im Einzugsgebiet und damit die Nitratkonzentration im Wasser, was wiederum zu einer geringeren Dekompositionsrate führt.

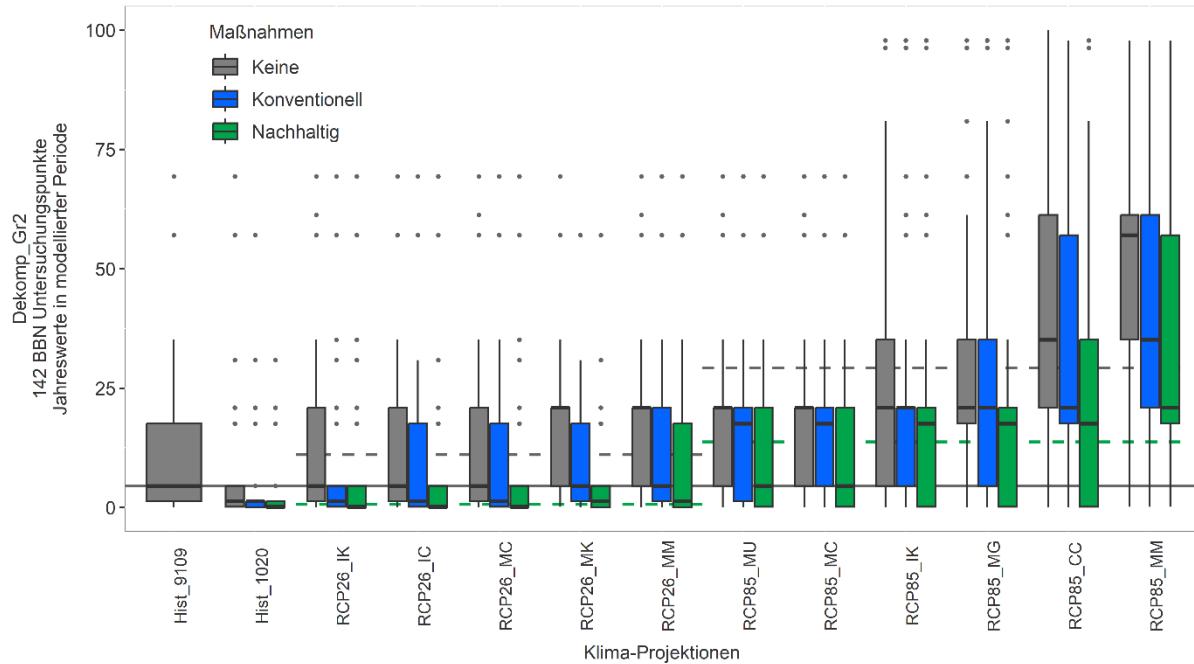


Abb. 79: Auf Grundlage des BBN abgeschätzte Wahrscheinlichkeit einer Dekompositionsrate pro Tag von >2% in der historisch normal feuchten (1991-2009) und historisch trockenen (2010-2020) Periode sowie den fünf bzw. sechs Klimaprojektionen der Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (alle Jahreswerte in der modellierten Periode der 142 Untersuchungspunkte). Die durchgezogene Linie gibt den Median in der Referenzperiode 1991-2009 an, die gestrichelten Linien den Mittelwert der Mediane der Projektionen für RCP2.6 bzw. RCP8.5 (jeweils für das Maßnahmenszenario ohne Maßnahmen in Grau und mit nachhaltigen Maßnahmen in Grün).

Mit dem deutlichen Anstieg der Wahrscheinlichkeit für eine Dekompositionsrate von mindestens 2-4 % pro Tag liegt diese mindestens doppelt so hoch wie in der historisch feuchten Periode (0-2 % pro Tag) und am obersten Ende bzw. über den heute für unsere gemäßigten Breiten typischen Werten (Tiegs et al. 2019, 2024). Dies dürfte in den betroffenen Gewässern zu einem deutlich schnelleren Abbau des eingetragenen Laubs im Frühjahr und Frühsommer führen. Damit steht dieses organische Material später im Jahr bzw. im Unterlauf nicht mehr zur Verfügung, was zu Veränderungen im Nahrungsnetz führen kann (<https://news.uga.edu/people-are-altering-decomposition-rates-in-waterways/>). Darüber hinaus würde dies die CO₂-Emissionen der kleinen Fließgewässer erhöhen, die einen durchaus relevanten Anteil an den globalen Emissionen haben (Pérez et al., 2025).

II.4.13.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse des Black-Box Ansatzes und des BBNs deuten darauf hin, dass der Klimawandel sich auf die ökologisch relevanten hydrologischen Kenngrößen sowie die meisten hier untersuchten Organismengruppen und die Ökosystemfunktion der Dekomposition negativ bis stark negativ auswirken kann. Dies gilt insbesondere bzw. zum Teil nur für einzelne Klimaprojektionen des Klimaszenarios RCP8.5. Dies verdeutlicht, dass die Ergebnisse mit recht hohen Unsicherheiten behaftet sind. Bezuglich der hydrologischen Kenngrößen kompensieren die Maßnahmen ausgerechnet in diesen extremen Klimaprojektionen die klimawandelbedingten Änderungen nur zu einem kleinen Teil (Trockenfallen, Hochwasser-Index) bzw. nicht (Niedrigwasser-Index).

Unter den im BBN getroffenen Annahmen sind es weniger die hydrologischen Veränderungen, sondern vor allem die Erhöhung der Wassertemperatur, die zu den größten klimawandelbedingten Veränderungen bei der Biologie und der Ökosystemleistung der Dekomposition führt. Die Fische

werden potenziell vor allem durch den Anstieg der Wassertemperatur im Winter beeinträchtigt, der zu einem früheren Schlupf der Bachforellen führt, die zu diesem Zeitpunkt noch nicht ausreichend Nahrung finden. Gerade dieser Anstieg der Wassertemperatur im Winter lässt sich jedoch durch Maßnahmen nur schwer verhindern.

Im Gegensatz dazu kompensiert die Maßnahme der Entwicklung von Ufergehölzen vor allem in bisher nicht beschatteten Gewässerabschnitten den Anstieg der Wassertemperatur im Sommer und damit den klimawandelbedingten Anstieg der Dekomposition. Neben dieser positiven Wirkung auf die Dekomposition wirkt sich eine Reduktion des klimawandelbedingten Anstiegs potenziell positiv auf das Makrozoobenthos aus, da sich die sommerliche Wassertemperatur in den Klimaszenarien den für das Makrozoobenthos kritischen Werten nähert. In Verbindung mit anderen Belastungen, die sich negativ auf die Sauerstoffversorgung auswirken, liegen diese Wassertemperatur-Grenzwerte niedriger und erhöhen damit die Wahrscheinlichkeit des Verfehlens des guten ökologischen Zustands.

Bei der Maßnahme der Beschattung von Gewässern durch die Entwicklung von Ufergehölzen sollten jedoch auch mögliche Nebeneffekte berücksichtigt werden, wie z.B. der durch das BBN auch prognostizierte Rückgang der Abundanz der Makrophyten. Darüber hinaus gibt es Forschungsbedarf zum Einfluss von Ufergehölzen auf den gewässernahen Grundwasserspiegel und die Trockenfall-Wahrscheinlichkeit.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse die Grenzen der Maßnahmen zur Kompensation der klimawandelbedingten Veränderungen der Hydrologie und deren ökologischer Folgen auf, was die Notwendigkeit des Klimaschutzes unterstreicht. Andererseits zeigen die Ergebnisse jedoch auch die Möglichkeit und Bedeutung durch Beschattung der Gewässer den klimawandelbedingten Anstieg der Wassertemperatur und dessen ökologische Auswirkungen zu kompensieren.

II.5 Produkte

II.5.1 Modellkopplung

Die Modellkopplung zwischen dem GW-Modell SPRING und dem N-A-Modell NASIM wurde am Beispiel des FTEZG Hammbach-Wienbach implementiert, getestet und validiert. Sie kann für Untersuchungsgebiete, für die es sowohl ein SPRING- als auch ein NASIM-Modell gibt, mit geringen Anpassungen genutzt werden.

Aus dem fachlichen Austausch zwischen Hydrotec und delta h und dem resultierenden vertieften Verständnis der Interaktion zwischen Grundwasser- und Oberflächenwasser entstanden zusätzliche Weiterentwicklungen im Programmsystem SPRING. Auf der Basis der bereits implementierten Funktionalitäten Gewässersystemvernetzung und RUBINFLUX (Zepp et al., 2017) wurde die Bilanzierung der Abflüsse im Gewässer dahingehend erweitert, dass an jedem Gewässerknoten für jeden Zeitschritt die Komponenten Basisabfluss, Zwischenabfluss und Direktabfluss unterschieden werden können. Für RUBINFLUX wurden zwei optionale Funktionalitäten für die Berücksichtigung eines variablen Grundwasserflurabstands sowie des kapillaren Aufstiegs entwickelt. Für spezielle Fragestellungen zum Gerinneabfluss wurde außerdem das Kalinin-Miljukov-Verfahren in SPRING implementiert, mit dem die Retention im Gerinne berücksichtigt werden kann.

II.5.2 Maßnahmenkatalog

Ein zentrales Produkt des Projekts ist der Maßnahmenkatalog in Form einer Maßnahmen-Wirkungs-Matrix (Abb. 80), bestehend aus 55 Einzelmaßnahmen (Tab. 29), die darauf abzielen, die Resilienz von Gewässern und des Landschaftswasserhaushalts gegenüber den zunehmenden Extremereignissen infolge des Klimawandels zu stärken.

Maßnahme	Raum		Wirkung								
	urban	rural	Hochwasser (Verringerung Hochwasserschaden)	Verminderung/Verzögerung des Oberflächen- und Zwischenabflusses	Neugewässer (Verbesserung Abfluss in Trockenperioden)	Grundwasservermeidung (Erhöhung Infiltrationsrate)	Boden Infiltrationskapazität (Stärkung Bodenwassererhalt)	Wassererneuerung (Verringering Wassererneuerungsrate)	Nährstoffeinzahlung (Reduzierung Nährstoffeinführung Phosphat, Silicium)	Finesediment (Reduzierung Sedimenteintrag)	Naturnahe Verbesserung (Habitatqualität für Gewässerorganismen)
MP 1 Maßnahmen im Gewässer											
1.1 Gewässerentwicklung im Profil											
Naturnaher Uferverbau											
	x	x	o	o	o	o	o	o	o	o	++
Naturnaher Sohlverbau											
	x	x	o	o	o	o	o	o	o	o	++
Einbringen von (typkonformen) Sohlsubstraten											
	x	x	o	o	o	+	+	(+)	o	o	+++

Abb. 80: Ausschnitts aus der Maßnahmen-Wirkungs-Matrix

Tab. 29: Auflistung der identifizierten Einzelmaßnahmen mit Kurzbeschreibung der Maßnahme

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
Naturnaher Uferverbau	Verschiedene Nutzungsansprüche entlang eines Gewässers machen die Sicherungen von Ufern teilweise notwendig, schränken jedoch die Ufer- und Sohlentwicklung sowie die Verbindung von Gewässer und Aue ein. Naturnaher Uferverbau fördert die laterale Entwicklung von Gewässern und kann durch Sicherung mit lebenden Baustoffen, wie Ufergehölzen, Weidenstecklingen, Weidenspreitlagen oder mit toten Baustoffen, wie Reisiglagen, Totfaschinen oder Raubäumen, erfolgen.
Naturnaher Sohlverbau	Die Sicherung der Sohle durch verschiedenartige bauliche Maßnahmen ist notwendig, wenn fortschreitende Tiefenerosion bzw. übermäßige, nicht fließgewässertypkonforme Substratverlagerung, hydraulische Belastungen oder ein zu schmales Fließgewässerprofil bestehen. Naturnaher Sohlverbau begünstigt die Mobilisierung von Geschiebe, Sedimentations- und Erosionsprozesse im Abschnitt und die Diversifizierung des Längsprofils (Kolke, Bänke). Der Sohlverbau kann durch ökologisch verträgliche Bauweisen, wie Stütz-, Grund- oder Sohlschwellen sowie Steinschüttungen oder -sicherungen, gestaltet werden.
Einbringen von (typkonformen) Sohlsubstraten	Verschiedene Faktoren, wie z. B. eine erhöhte/reduzierte Fließgeschwindigkeit, der erhöhte Eintrag von Feinsediment oder ein Sedimentdefizit, können die Substratdiversität in einem Gewässer einschränken. Das Einbringen von Substraten stellt naturnahe Sohlstrukturen wieder her.
Beseitigung/Optimierung von Rückstau	Rückstaubereiche wirken sich hauptsächlich durch die stark verringerte Fließgeschwindigkeit negativ auf Fließgewässer aus. Durch die Beseitigung/Optimierung von Rückstaubereichen (z. B. durch Anhebung der Sohle mit Profilaufweitungen, Absenken des Stauziels, Verbesserung der Sohlstrukturen) kann die Fließgeschwindigkeit erhöht, die Hydrodynamik verbessert und naturnähtere Habitate geschaffen werden.
Herstellung typkonformes Sohlgefälle	Zu hohes Sohlgefälle verursacht eine erhöhte Fließgeschwindigkeit, damit eine erhöhte hydraulische Belastung der Sohle und führt in der Folge zur Eintiefung des Gewässers. Die Herstellung des dem Leitbild entsprechenden Sohlgefälles wirkt diesen Belastungen entgegen.
Sohlhebung	Sohlerosion, z. B. durch den technischen Ausbau der Fließgewässer, führt zu einer höheren hydraulischen Belastung sowie einer Eintiefung der Gewässer und somit zu einer geringen Überflutungshäufigkeit der Auen und zu exfiltrierenden Verhältnissen und damit geringeren Grundwasserständen. Die Anhebung der Sohle kann beispielsweise durch Substratzugabe, Anlage von naturnahen Schwellen oder durch Profilaufweitungen erreicht werden. Die Vernetzung von Aue und Gewässer wird wiederhergestellt und der Grundwasserspiegel wird angehoben.

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
Entfernung von Uferverbau	Verschiedene Nutzungsansprüche entlang eines Gewässers machen die Sicherungen von Ufern teilweise notwendig, schränken jedoch die Ufer- und Sohlentwicklung sowie die Verbindung von Gewässer und Aue ein. Bei Änderung oder Anpassung der Nutzungsansprüche besteht die Möglichkeit der Entfernung von Uferverbau, sodass die laterale Entwicklung von Gewässern gefördert wird.
Entfernung von Sohlverbau	Die Sicherung der Sohle durch verschiedenartige bauliche Maßnahmen ist notwendig, wenn fortschreitende Tiefenerosion bzw. übermäßig und nicht fließgewässertypkonforme Substratverlagerung, hydraulische Belastungen oder ein zu schmales Fließgewässerprofil besteht. Der Entfall des Sohlverbaus mobilisiert das Geschiebe, ermöglicht Sedimentations- und Erosionsprozesse im Abschnitt und führt i. d. R. zu einer Diversifizierung des Längsprofils (Kolke, Bänke).
Entwicklung typkonformer Querprofile	Der technische Ausbau der Fließgewässer beschleunigt die Sohlerosion der Gewässer, die zu einer Eintiefung und damit zu einer Ausbildung unnatürlicher Querprofile geführt hat. Durch die tiefen Sohllagen sind die Fließgewässer von ihrer Aue entkoppelt und die Überflutungshäufigkeit wird verringert. Eine typkonforme Ausprägung von Querprofilen, z.B. mit Uferbänken und -abbrüchen, kann u. a. durch die Aufweitung des Profils oder die Schaffung von Kolken hergestellt werden.
Entwicklung typkonformer Linienführung	Begradiungen von Flussläufen verursachen u.a. durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten, hydromorphologische Belastungen. Für eine typkonforme Linienführung mit entsprechendem Windungsgrad und Laufstruktur sind bauliche Maßnahmen oder solche zur eigendynamischen Entwicklung, wie die Aufweitung des Profils oder die Schaffung von Kolken, geeignet. Durch eine typkonforme Linienführung wird i. d. R. das Fließgewässer verlängert und somit Retentionsraum geschaffen.
Einbringen von Totholz	Durch die Ausräumung von Gewässern ist die Strömungsdiversität in diesen gering. Totholz fungiert als natürlicher Strömungslenker und dient der Strukturentwicklung. Dabei kann gezielt Totholz in die Gewässer eingebracht werden oder Totholz von gestürzten Gehölzen im Gewässer belassen werden.
Reduzierung Gewässerunterhaltung	Unterhaltungsmaßnahmen stellen einen wiederkehrenden Eingriff in das Gewässer durch z. B. Sedimenträumungen oder Mahd dar und verhindern die Entwicklung von typkonformen Habitatstrukturen. Durch eine Reduzierung der Gewässerunterhaltung werden naturnahe Ufer- und Sohlstrukturen erhalten bzw. eine Entwicklung dieser zugelassen. In Folge des möglichen Bewuchses nimmt die Rauheit des Gerinnes zu, wodurch die Fließgeschwindigkeit abnimmt.
Entwicklung von Ufergehölzen	Die Flächen entlang von Gewässern werden oft landwirtschaftlich genutzt. Die Entwicklung von standortgerechten Ufergehölzen erfüllt eine Vielzahl von Funktionen darunter stofflicher Rückhalt,

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
	Beschattung mit Wirkung auf die Wassertemperatur sowie Eintrag von Falllaub und Totholz.
Anlage/eigendynamische Entwicklung von Nebengerinnen und Flutrinnen	Natürlicherweise können Gewässer über einzelne bis viele wasserstandsabhängig durchströmte Nebenläufe verfügen. Diese reduzieren die hydraulische Belastung des Hauptgerinnes durch frühzeitige Ausuferung, fördern die Quervernetzung von Gewässer und Aue und bieten zusätzlichen Retentionsraum bei Hochwasserereignissen. Nebengerinne und Flutrinnen können durch eigendynamische Entwicklung ermöglicht oder baulich durch Geländevertiefungen gestaltet werden.
Anlage/eigendynamische Entwicklung von Auengewässer	Auengewässer sind mit der Aue in vielen Fällen durch die Nutzungsansprüche nahe am Gewässer verloren gegangen. Sie dienen der Quervernetzung von Fluss und Aue und bieten zusätzlichen Retentionsraum bei Hochwasserereignissen. Mögliche Auengewässer sind temporäre und dauerhafte Rinnen und Stillgewässer sowie Uferbänke, Mäander, Altarme und Altwässer.
Entwicklung von Sekundärauen (mit Gehölzen)	Durch den technischen Ausbau von Gewässern sind diese zum Teil stark eingetieft und durch die Nutzung, welche teilweise bis an die Gewässer heranrückt, Auen oft nicht vorhanden. Die Entwicklung von Sekundärauen trägt zur verbesserten Retention bei lokalen Wasserspiegelhöhen bei. Dabei kann sich eine Sekundäraue geprägt durch Gehölze eigendynamisch entwickeln oder baulich gestaltet werden.
Entwicklung von Sekundärauen (mit Grünland)	Durch den technischen Ausbau von Gewässern sind diese zum Teil stark eingetieft und durch die Nutzung, welche teilweise bis an die Gewässer heranrückt, Auen oft nicht vorhanden. Die Entwicklung von Sekundärauen trägt zur verbesserten Retention bei lokalen Wasserspiegelhöhen bei. Dabei kann sich eine Sekundäraue geprägt durch Grünland eigendynamisch entwickeln oder baulich gestaltet werden.
Reaktivierung Primärauen (mit Gehölzen)	Durch den technischen Ausbau von Gewässern sind diese zum Teil stark eingetieft und durch die Nutzung, welche teilweise bis an die Gewässer heranrückt, Auen oft nicht vorhanden. Die Reaktivierung von gehölzgeprägten Primärauen dient der Vergrößerung des Retentionsraumes als naturnaher Hochwasserschutz. Zur Reaktivierung sind das Anheben der Fließgewässersohle sowie eine naturnahe Umgestaltung des Querprofils, das Entfernen der Uferverwallung und die Reduzierung des Gefälles geeignet.
Reaktivierung Primärauen (mit Grünland)	Durch den technischen Ausbau von Gewässern sind diese zum Teil stark eingetieft und durch die Nutzung, welche teilweise bis an die Gewässer heranrückt, Auen oft nicht vorhanden. Die Reaktivierung von grünlandgeprägten Primärauen dient der Vergrößerung des Retentionsraumes als naturnaher Hochwasserschutz. Zur Reaktivierung sind das Anheben der Fließgewässersohle sowie eine

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
	naturnahe Umgestaltung des Querprofils, das Entfernen der Uferverwallung und die Reduzierung des Gefälles geeignet.
Rückverlegung/Rückbau Deich/Damm	Deiche und Dämme ermöglichen eine landseitige, hochwasserfreie Nutzung, trennen jedoch die Aue vom Überflutungsregime des Gewässers. Zur Wiederherstellung der natürlichen Überflutungsverhältnisse ist ein vollständiger Rückbau, eine Schlitzung, eine Rückverlegung sowie eine Absenkung oder das Errichten eines Durchlasses möglich.
Intensive Dachbegrünung	Die intensive Begrünung von Dächern in Form von Dachgärten fängt Niederschlag auf, hält diesen zurück und verringert den Abfluss durch Evapotranspiration.
Extensive Dachbegrünung	Die extensive Begrünung von Dächern auf einer dünnen Substratschicht (z. B. Sedum-Dächern und Moos-Dächer) fängt Niederschlag auf, hält diesen kurzzeitig zurück und verringert den Abfluss durch Evapotranspiration.
Auffangen von Niederschlagswasser in Regentonnen oder Zisternen	Aufgefangenes Niederschlagswasser kann u. a. für die Bewässerung genutzt werden und so die Entnahme von Oberflächen- oder Grundwasser reduzieren. Das gespeicherte Niederschlagswasser, z. B. in Regentonnen, verringert den Niederschlagsabfluss.
Anlage von Speicher- und Rückhaltebecken	Speicher- und Rückhaltebecken fangen den Abfluss von versiegelten Flächen auf, halten diesen zurück und ermöglichen das Absetzen von Schadstoffen. Das Wasser wird verlangsamt stromabwärts wieder abgegeben und Hochwasserspitzen werden somit abgeflacht.
Regenwasserabkopplung, Aufbau Trennkanalisation	Bei Starkregenereignissen kann es zu einer Überlastung des Kanalnetzes kommen und damit kann Mischwasser in die Gewässer eingeleitet werden. Die Trennung von Schmutz- und Regenwasser hat die Entlastung des Kanalnetzes zur Folge und verhindert die Einleitung von stofflich belastetem Wasser in die Gewässer.
Bau von Stauraumkanälen	Im stark versiegelten städtischen Bereich wird der Oberflächenabfluss schnell abgeführt und hat kaum Versickerungsmöglichkeiten. Stauraumkanäle bieten zusätzliches Speichervolumen für Oberflächenabfluss. Innerhalb der Kanäle können sich Schadstoffe absetzen, sodass sie eine Filterfunktion übernehmen.
Anlage von Versickerungsmulden/- becken	Versickerungsmulden oder Versickerungsbecken sind bewachsene Flächen, auf denen Oberflächenwasser angestaut und versickert wird. Im stark versiegelten städtischen Raum verringern sie die Abflussleistung und das -volumen. Zusätzlich fördern sie die Infiltration und filtern Schadstoffe.
Filterstreifen	Der Abfluss in stark versiegelten städtischen Bereichen ist erhöht und durch verschiedenste Schadstoffe belastet. Filterstreifen entlang von versiegelten Flächen in Form von abgestuften, flach abfallenden, bewachsenden Landstreifen verlangsamen den Abfluss und wirken als Puffer zwischen verschiedenen Landnutzungen.

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
Anlage von Versickerungsgräben	Sickergräben in Form von flachen Ausschachtungen, in denen mittels Querriegel und Schwellen Speicherräume geschaffen werden, erhöhen die Infiltrationsrate. Somit werden Abflussmengen und -volumen verringert, die Infiltration gefördert und Schadstoffe zurückgehalten. Idealerweise erhalten sie einen seitlichen Zulauf von einer angrenzenden undurchlässigen Fläche (z. B. Straßen).
Anlage von technischen Infiltrationsräumen	"Smarte multifunktionelle Wasserspeicher" stellen ein dezentrales Speicherkonzept in bestehenden Grundwasserleitern dar, welches in der Lage ist Hochwasserspitzen aufzunehmen, das Wasser in flussnahen quartären Grundwasserleitern zu speichern und mit sehr deutlicher zeitlicher Verzögerung an die Vorflut abzugeben oder für eine andere (höherwertige) Nutzung vorzuhalten.
Flächenentsiegelung	Der Anteil an undurchlässigen Flächen in Städten ist hoch. Die Entsiegelung von Flächen erhöht die Infiltrationsrate sowie die Reinigung des Oberflächenabflusses und verringert die Abflussgeschwindigkeit.
Acker zu Grünland	Ackerflächen sind i. d. R. anfällig gegenüber Erosion und einen schnellen Abfluss des Niederschlagwassers an der Oberfläche. Durch die dauerhaft geschlossene Pflanzendecke und den gut durchwurzelten Böden wirkt Grünland dämpfend auf Abflussspitzen und wirkt der Erosion entgegen. Zusätzlich übernimmt Grünland im Vergleich zum Acker eine Pufferfunktion gegenüber dem Eintrag von Nährstoffen.
Anbau klimaresilienter Feldfrüchte (Bsp. im Projekt Anbau von Hirse anstelle von Mais)	Viele der aktuell und in der Vergangenheit angebauten Pflanzensorten sind an die steigenden Temperaturen, den zunehmenden Trockenstress und weitere klimawandelbedingte Veränderungen nicht angepasst. Der Anbau von klimaresilienten Feldfrüchten kann Ernteausfällen vorbeugen und den Ressourcenverbrauch reduzieren (z. B. Einsatz von Pflanzenschutzmittel und Wasserverbrauch). Dafür eignen sich v. a. Sorten, die widerstandsfähig gegen Trocken- und Hitzestress sind. Hinsichtlich geeigneter Sorten besteht noch Forschungsbedarf hinsichtlich Produktivität und Wirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt. Mögliche geeignete Kulturarten sind z. B. Hirse, Lupinen, Kichererbsen, Soja und Buchweizen, die beispielsweise anstelle von Maiskulturen angebaut werden könnten.
Grünland zu Laubwald	Gegenüber Grünland wird der Wasserrückhalt durch Interzeption und die i. d. R. erhöhte Speicherkapazität des Bodens im Laubwald verstärkt.
Aufforstung: Acker zu Laubwald	Ackerflächen sind i. d. R. anfällig gegenüber Erosion und einen schnellen Abfluss des Niederschlagwassers an der Oberfläche. Durch Interzeption und die i. d. R. erhöhte Speicherkapazität des Bodens im Laubwald wird der Wasserrückhalt verstärkt. Außerdem wird auf das gesamte Jahr betrachtet die Erosion und damit der Sedimenteintrag in die Gewässer reduziert.

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
Nadelforst zu Laubwald	Aufgeforstete Nadelwaldbestände sind anfälliger für die Folgen des Klimawandels, wie z. B. Waldbrände. Laubwälder sind dagegen robuster und speichern mehr Wasser, da sie ihr Laub im Winter abwerfen. Der Umbau kann über Naturverjüngung oder Pflanzungen erfolgen.
Zwischenfruchtanbau	Der Zwischenfruchtanbau zwischen zwei Hauptfrüchten konserviert die Nährstoffe im Boden. Durch die geschlossene Pflanzendecke verringert er zusätzlich die Erosionsgefahr. Die angebauten Früchte und die Mischung variieren nach Standort und Fruchtfolge.
Anlage von Ackerrandstreifen	Als Acker genutzte landwirtschaftliche Flächen sind aufgrund der zeitweisen freiliegenden Böden besonders anfällig für Erosion. Die Anlage von Ackerrandstreifen entlang intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen verlangsamt den Oberflächenabfluss und reduziert den Nährstoff- und Sedimenteintrag in die Gewässer.
Direktsaat	Die mechanische Bearbeitung des Bodens belastet die Bodenstruktur und kann Erosionen fördern sowie das Wasserrückhaltevermögen beeinträchtigen. Bei der Direktsaat wird die Saat ohne Pflügen und Eggen ausgebracht und damit die beschriebenen Belastungen reduziert.
Anlage von Gehölzstreifen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen	Als Acker genutzte landwirtschaftliche Flächen sind aufgrund der zeitweisen freiliegenden Böden besonders anfällig für Erosion. Die Anlage von Gehölzstreifen zur Unterteilung von intensiv landwirtschaftlich genutztem Flächen verlangsamt den Oberflächenabfluss und reduziert den Nährstoff- und Sedimenteintrag in die Gewässer. Die Gehölzstreifen können als Kurzumtriebsplantagen, Wertholzstreifen oder Hecken ausgeprägt sein.
Extensivierung Grünlandnutzung (Vermeidung von Trittschäden, Überweidung)	Nutzvieh verursacht durch Tritt Bodenverdichtungen und Verlust von Vegetation. Eine geringe Besatzdichte verringert die Belastungen und erhält das Infiltrationsvermögen und verringert den Oberflächenabfluss.
Schonende Bodenbearbeitung, Vermeidung von Bodenverdichtung	Der Einsatz von schweren Maschinen zur Bodenbearbeitung führt zu Bodenverdichtung und einer geringeren Durchlässigkeit des Bodens. Schonendere Bearbeitungsmethoden, wie die konservierende Bodenbearbeitung, wirken diesen Belastungen entgegen.
Hangparallele Bewirtschaftung	Bei der Bewirtschaftung von Hängen stellt Bodenerosion eine signifikante Belastung dar. Die Bewirtschaftung quer zum Hang wirkt dem entgegen. Durch die quer verlaufenden Bearbeitungsspuren wird zudem das schnelle Abfließen des Wassers an der Oberfläche verhindert, sodass mehr Wasser versickert.

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
Anwendung effizienter Bewässerungstechniken	<p>Bewässerungstechniken wie z. B. Beregnungstechniken weisen nur eine vergleichsweise geringe Wassernutzungseffizienz auf. Die u.a. durch Verdunstung nicht den Pflanzen zur Verfügung stehende Wassermenge wird durch einen erhöhten Wasserbedarf ausgeglichen. Durch die Anwendung effizienter Bewässerungssysteme (z. B. Tröpfchenbewässerung) wird die Wassernutzungseffizienz gesteigert und der Wasserbedarf und damit auch die Entnahmen aus Grund- und Oberflächenwasser reduziert.</p>
Wasserwiederverwendung von Abwasser zur Bewässerung	<p>Die Nutzung von zusätzlich aufbereitetem Wasser, z. B. aus kommunalen Kläranlagen, kann in der Landwirtschaft zur Bewässerung beitragen. Dazu müssen in einem zusätzlichen Aufbereitungsschritt Krankheitserreger und Schadstoffe, wie Arzneimittel, Mikroplastik und Pflanzenschutzmittel, aus dem Abwasser weitestgehend entfernt werden. Durch die Maßnahme können Wasserentnahmen aus Grund- und Oberflächenwasser reduziert werden. Wichtig ist jedoch immer eine ganzheitliche Analyse des lokalen Wasserkreislaufs, da das zur Bewässerung genutzte gereinigte Abwasser nicht mehr direkt den Oberflächengewässern, in die die Kläranlagen einleiten, zur Verfügung steht.</p>
Reduktion der Entnahme von Oberflächenwasser	<p>Wasser aus Oberflächengewässern wird u. a. zur Bewässerung, als Kühlwasser und Prozesswasser genutzt. Wird das Wasser nach der Nutzung wieder eingeleitet, ist die Temperatur i. d. R. erhöht (z. B. Kühlwasser). Vor allem bei niedrigen Abflussverhältnissen kann die zusätzliche Entnahme von Wasser bereits vorhandene Belastungen verstärken (z. B. Erhöhung der Wassertemperatur und Sauerstoffdefizite). Mit der Verringerung von Entnahmen, z. B. durch den effizienteren Einsatz des Wassers können diese Belastungen reduziert werden.</p>
Reduktion der Entnahme von Grundwasser	<p>Grundwasser ist eine wichtige Quelle u. a. für die Trinkwasserversorgung und die Bewässerung in der Landwirtschaft. Dabei sollte die Entnahmemenge langfristig nicht die mittlere langjährige Grundwasserneubildung übersteigen (z. B. durch effizientere Nutzung des Wassers), um stabile Grundwasserverhältnisse zu gewährleisten.</p>
Verschluss/Rückbau von Drainagen	<p>Zur Herstellung landwirtschaftlich nutzbarer Flächen und für die beschleunigte Abfuhr von Hochwässern werden große Flächen durch Drainagen entwässert. Die Herstellung natürlicher Überflutungsverhältnisse, oberflächennaher Grundwasserspiegel und auentypischer Bodenverhältnisse erfolgt durch den Rückbau bzw. Verschluss von Draingräben.</p>
Anlage steuerbarer Drainagen	<p>Zur Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen werden große Flächen durch Drainagen entwässert. Eine Steuerbarkeit von Drainagen erlaubt es sowohl zeitweise (z. B. im Winter) das Wasser in den Flächen zu halten als auch die Herstellung von für die</p>

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
	landwirtschaftliche Nutzung benötigten optimalen Grundwasserflurabständen.
Verschluss/Rückbau von Entwässerungsgräben	Zur Herstellung landwirtschaftlich oder forstwirtschaftlich nutzbarer Flächen und für die beschleunigte Abfuhr von Hochwässern werden große Flächen durch Entwässerungsgräben entwässert. Die Herstellung natürlicher Überflutungsverhältnisse, oberflächennaher Grundwasserspiegel und auentypischer Bodenverhältnisse ist durch den Rückbau oder Verschluss von Entwässerungsgräben zu erreichen.
Anlage steuerbarer Entwässerungsgräben	Zur Nutzung von landwirtschaftlichen oder forstwirtschaftlich genutzten Flächen werden große Flächen durch Gräben entwässert. Ein gesteuerter Rück-/Einstau von Entwässerungsgräben erlaubt es, sowohl zeitweise (z. B. im Winter) das Wasser in den Flächen zu halten als auch die Herstellung von für die landwirtschaftliche Nutzung benötigten optimalen Grundwasserflurabständen.
Wasserbeiräte und -foren	Wasserbeiräte sind Gremien, welche die Koordination zwischen verschiedenen wassernutzenden Sektoren, z.B. Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Forstwirtschaft und kommunale Verwaltung, stärken. Sie dienen dem Austausch und der Zusammenarbeit zu regionalen Wasserbedarfen und können die Vereinbarung strategischer Ziele oder Maßnahmen unterstützen und regionale Wasserverteilungen empfehlen. Es wird davon ausgegangen, dass dadurch ein Ausgleich zwischen den Interessen von wassernutzenden Sektoren unterstützt wird und letztlich Wassernutzungskonflikte vermieden oder gemindert werden können. Wasserbeiräte haben eine beratende Funktion und unterstützen bzw. beschleunigen die Entscheidungsprozesse der Wasserbehörden.
Wassernutzungs- und versorgungskonzepte	Wassernutzungskonzepte sind strategische Ansätze, um in Zeiten von Wasserknappheit und Dürre eine nachhaltige Wasserversorgung zu gewährleisten. Sie beinhalten die Priorisierung von Wasserentnahmen und berücksichtigen die Bedürfnisse der Landwirtschaft, der Trinkwasserversorgung sowie ökologischer Lebensräume. Die Konzepte fördern den langfristigen Erhalt von Gewässern und Grundwasserkörpern und tragen zur Konfliktvermeidung bei Wassernutzungen bei. Wasserversorgungskonzepte zielen darauf ab, die Trink- und Brauchwasserversorgung zu sichern und die Nutzung lokaler Wasserressourcen nachhaltig zu gestalten, auch im Kontext von Klimawandel und demographischer Entwicklung.
Wasserhaushaltssensible Flächennutzungsplanung (z.B. Bebauungsplan, Flächennutzungsplan oder Regionalplan)	Eine wassersensible Flächennutzungsplanung räumt einer wassersensiblen Stadtentwicklung den Vorrang ein und bevorzugt Flächensetzungen, die eine weitere Versiegelung verhindern. Wasserwirtschaftliche und lokalklimatische Anforderungen werden vermehrt mit siedlungs- und freiraum-planerischen sowie den soziokulturellen Ansprüchen kombiniert und wassersensible Lösungen frühzeitig und kontinuierlich in integrierte Planungsprozesse eingebunden.

Einzelmaßnahme	Kurzbeschreibung
Information/Kommunikation	<p>Informations- und Kommunikationsaktivitäten zielen darauf ab, das Verständnis und die Akzeptanz von Maßnahmen zur Verbesserung der Resilienz des Landschaftshaushalts zu fördern. Durch eine transparente und zielgruppenorientierte Kommunikation, wie Kampagnen und Workshops, werden relevante Akteure und die Öffentlichkeit über Gewässerentwicklungen und deren Auswirkungen informiert. Dies unterstützt die aktive Beteiligung und das Bewusstsein der Bevölkerung sowie der involvierten Sektoren wie Landwirtschaft und kommunale Verwaltung.</p>

Die gewässerbezogenen Maßnahmen konzentrieren sich insbesondere auf die Verbesserung der Habitatbedingungen, beispielsweise durch Beschattung, eine erhöhte Strukturvielfalt oder die Anbindung von Auen. Dadurch sollen die negativen Auswirkungen extremer Wetterereignisse reduziert werden. Zusätzlich tragen sie dazu bei, Hochwasserabflüsse nach Starkregenereignissen zurückzuhalten. Die landschaftsbezogenen Maßnahmen hingegen beeinflussen verschiedene hydrologische Faktoren, darunter die Erhöhung der Grundwasserneubildung und die Verbesserung der Bodeninfiltrationskapazität.

Die Maßnahmen-Wirkungs-Matrix enthält neben einer Kurzbeschreibung jeder Maßnahme auch eine Darstellung ihrer Auswirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt und die Lebensbedingungen für Gewässerorganismen (Abb. 81) anhand der folgenden Punkte:

- Hochwasser (Verbesserung des Hochwasserrückhalts)
- Oberflächen- und Zwischenabfluss (Verminderung/Verzögerung)
- Niedrigwasser (Verbesserung des Abflusses in Trockenperioden)
- Grundwasser (Stärkung der Grundwasserneubildung/Erhöhung der Infiltrationsrate)
- Infiltrationskapazität des Bodens (Stärkung des Bodenwassergehalts)
- Wassertemperatur (Verringerung Wassertemperatur)
- Nährstoffkonzentration (Reduzierung Nährstoffeintrag)
- Feinsediment (Reduzierung Sedimenteneintrag)
- Habitate (Verbesserung Habitatqualität im Gewässer)

Die Verbesserung des Hochwasserrückhalts und die Verminderung/Verzögerung des Oberflächen- und Zwischenabflusses zielen darauf ab, die hohen Schäden durch Starkregenereignissen (BMWK, 2023) zu mindern und direkte negative Folgen für die Gewässer, wie z. B. den Eintrag von Schadstoffen über Niederschlag- und Mischwassereinleitungen (Toshovski et al., 2020) und den Eintrag von Feinsediment (Edwards et al., 2012) zu verringern.

Die Stärkung des Abflusses in Trockenzeiten verringert die Wahrscheinlichkeit, dass eigentlich durchgängig wasserführende Gewässer, im Zuge des Klimawandels öfter trockenfallen. Zusätzlich sollen durch die Stärkung des Niedrigwasserabflusses weitere Auswirkungen von längeren Niedrigwasserperioden verringert werden. Hierzu zählen die Anreicherung von Nährstoffen und Schadstoffen insbesondere in Gewässern mit hohem Klarwasseranteil (Peña-Guerrero, 2020; Wilbers, 2009), die Ablagerung von Feinsedimenten und die damit einhergehende Kolmation der Sohle sowie höhere Wassertemperaturen (im Fall von Gewässern ohne Grundwassereinfluss) (Meier et al., 2003),

welche wiederum das Risiko des Auftretens kritischer Sauerstoffkonzentrationen für die Gewässerfauna erhöhen.

Von der Förderung der Grundwasserneubildung und der Stärkung des Bodenwassergehalts profitieren landwirtschaftliche genutzte Flächen, Gewässer mit Grundwasserzustrom und der mengenmäßige Zustand des Grundwassers. Die Nutzung von Grundwasservorkommen zur Bewässerung gewinnt immer mehr an Bedeutung (Bernhardt, 2022), während bereits mehr als 70 % des Trinkwassers in Deutschland aus Grundwasser gewonnen werden (BMU, 2008). Wird weniger Grundwasser neugebildet, als durch die verschiedenen Nutzungen entnommen wird, können Nutzungskonflikte entstehen. Der Bodenwassergehalt ist für die landwirtschaftliche Produktion insbesondere in längeren Trockenphasen im Frühjahr von großer Relevanz. Gut durchfeuchtete Böden können – abhängig von der Bodenart – dazu beitragen, dass die Erträge gar nicht oder nur wenig zurückgehen (MKULNV NRW, 2011).

Des Weiteren ist die Verminderung sowie die Verzögerung des Oberflächen- und Zwischenabflusses von Bedeutung, da somit Bodenerosion vermieden wird und mehr Wasser zur Versickerung zur Verfügung steht.

Die Intensität der Wirkungen wurde auf Grundlage der Modellierungsergebnisse, Literaturrecherchen und Expertenwissen in Kategorien eingeteilt, die zwischen starker (+++), mäßiger (++) geringer (+) und keiner relevanten Wirkung (o) unterscheiden (Abb. 81).

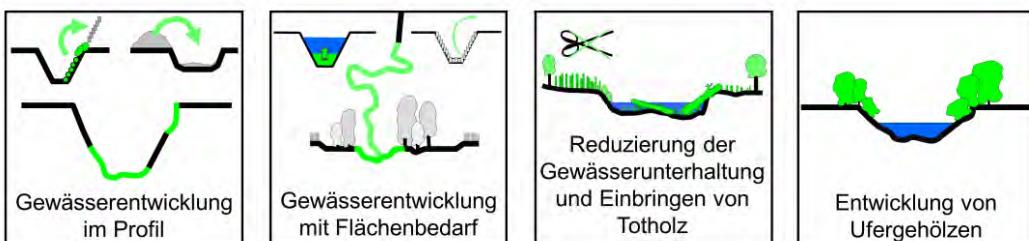
Anlage von Versickerungsmulden / -becken									
Wirkungen									
Hochwasser (Verbesserung Hochwasserrückhalt)	Verminderung/Verzögerung des Oberflächen- und Zwischenabflusses	Niedrigwasser (Verbesserung Abfluss in Trockenperioden)	Grundwasser (Stärkung Grundwasserneubildung/ Erhöhung Infiltrationsrate)	Boden Infiltrationskapazität (Stärkung Bodenwassergehalt)	Wassertemperatur (Verringerung Wassertemperatur)	Nährstoffkonzentration (Reduzierung Nährstofffeintrag)	Feinsediment (Reduzierung Sedimenteintrag)	Habitate (Verbesserung Habitatqualität im Gewässer)	
+	+	+	++	++	o	+	+	o	

Abb. 81: Beispiel der Darstellung der Wirkungen der Maßnahme „Anlage von Versickerungsmulden / -becken“

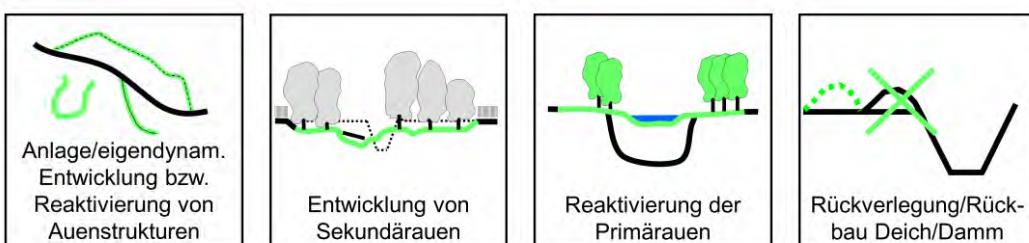
Die Einzelmaßnahmen sind in Tab. 30 in Maßnahmenbündel und -pakete gruppiert. Maßnahmenpakete stellen dabei eine übergeordnete Zusammenfassung thematisch verwandter Maßnahmen mit ähnlichen Wirkungen dar. Insgesamt sind acht Maßnahmenpakete in zwanzig spezifische Maßnahmenbündel unterteilt.

Tab. 30: Übersicht über die Maßnahmenpakete und - bündel

MP 1 – Maßnahmen im Gewässer



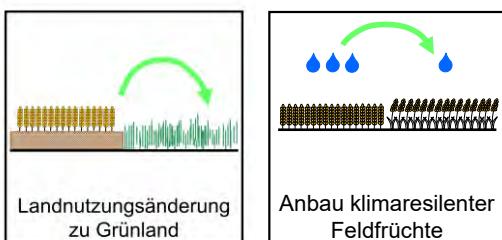
MP 2 – Maßnahmen am Gewässer



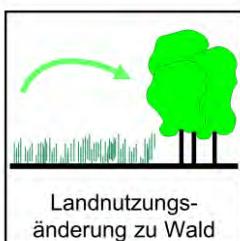
MP 3 – Regenwasserbewirtschaftung



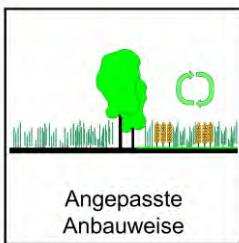
MP 4 – Landnutzungsänderung - Agrarland



MP 5 – Landnutzungsänderung - Wald



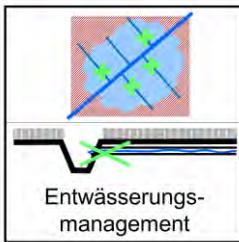
MP 6 – Bewirtschaftungsform anpassen



Anangepasste Anbauweise

Schonende Bodenbearbeitung und Bodenschutz

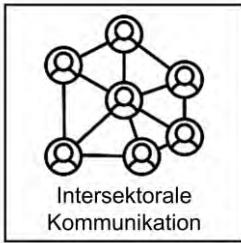
MP 7 – Entwässerungsmanagement



Entwässerungsmanagement

Anangepasste Bewässerung und Wasserwiederverwendung

MP 8 – Governance- und Regulierungsmaßnahmen



Information/Kommunikation

Intersektorale Kommunikation

Intersektorale Strategien und Planung

II.5.3 Werkzeugkasten

Ziel des Werkzeugkastens ist es, für die speziellen Bedürfnisse der Anwender (z. B. Minderung von Abflussspitzen im urbanen Raum oder Stärkung des Niedrigwasserabflusses eines Einzugsgebiets) und unter Berücksichtigung der spezifischen Gegebenheiten, passende Maßnahmen aus dem Maßnahmenkatalog zu empfehlen. Die Detailplanung und konkrete Verortung der empfohlenen Maßnahmen werden nicht durch den Werkzeugkasten abgedeckt und sind Gegenstand weiterer Planungsschritte, welche nur im Einzelfall und unter Berücksichtigung der standörtlichen Verhältnisse erfolgen können.

Der Werkzeugkasten setzt sich aus verschiedenen, aufeinander abgestimmten Modulen zusammen (Abb. 82). Eine Handlungsanleitung erklärt, wie die weiteren Module angewendet werden können. Zunächst durchläuft der Anwender innerhalb der Entscheidungshilfe eine Abfolge an Fragen, um Maßnahmenoptionen zu identifizieren. Eine ausführliche Erläuterung dieser Fragen findet sich im Fragenkatalog. Die einzelnen Maßnahmen sind in Steckbriefen beschrieben.

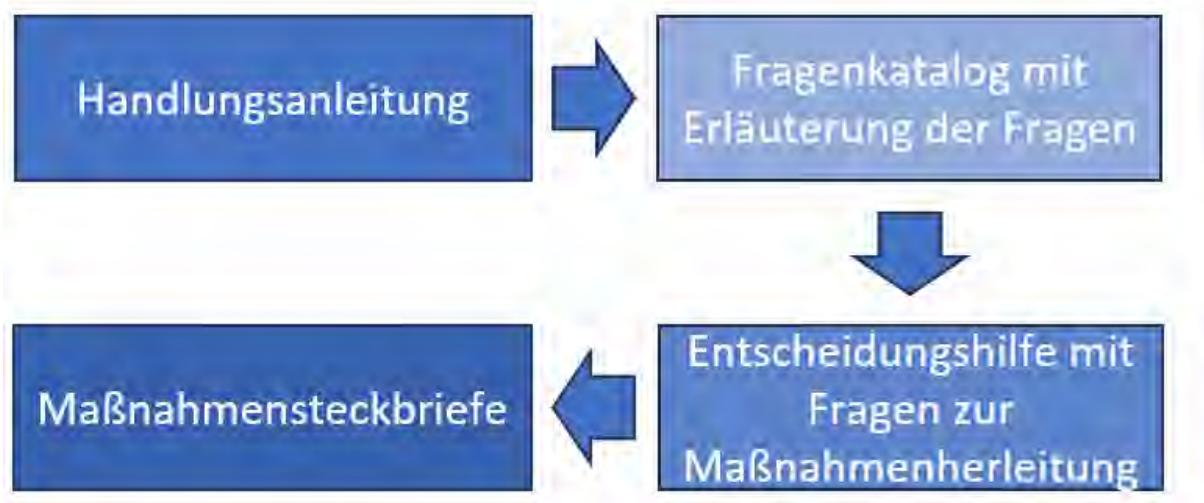


Abb. 82: Module des Werkzeugkastens

II.5.3.1 Handlungsanleitung

Die Handlungsanleitung führt den Anwender durch die Module des Werkzeugkastens und beschreibt deren Anwendung. Sie dient als Rahmendokument, welches die Methodik der Entscheidungshilfe verständlich macht. In der Einleitung werden allgemeine Informationen zu Zielen, Inhalten und Zielgruppen zusammengefasst. Im darauffolgenden Kapitel wird das Prinzip sowie der Aufbau der Entscheidungshilfe beschrieben. Eine anschauliche Darstellung der Anwendung vermittelt dem Anwender wesentliche Aspekte, die für den korrekten Einsatz der Entscheidungshilfe wichtig sind. Ein Glossar erklärt die zentralen Begriffe der Entscheidungshilfe.

II.5.3.2 Fragenkatalog

Für eine bessere Verständlichkeit der Fragen innerhalb der Entscheidungshilfe wurde ein Fragenkatalog entwickelt, in welchem die Fragen in Tabellenform näher erläutert werden. Dafür wird die Frage aus der Entscheidungshilfe aufgegriffen und durch eine Langfassung ergänzt. Die weiterführende Erläuterung ordnet die Relevanz der Frage ein, erläutert Begriffe und liefert weitere Informationen, um die Beantwortung der Frage zu erleichtern. Abschließend werden die sich aus den verschiedenen Antwortmöglichkeiten ergebenden Folgefragen oder Maßnahmenoptionen dargestellt (Abb. 83).

**MB 1.1 „Gewässerentwicklung
im Profil“ &**

Sohlverbau vorhanden?

**MB 1.2 „Gewässerentwicklung
mit Flächenbedarf“**

Langfassung Frage:

Befindet sich Sohlverbau innerhalb des Betrachtungsraumes?

Hintergrund/Erläuterung

Sohlverbau bezieht sich auf künstliche Strukturen (z. B. Stein-schüttungen oder Betonabdeckungen), die in das Gewässerbett eingebaut wurden. Solche baulichen Eingriffe weisen meist auf

eine erhöhte Schleppkraftspannung hin ohne die es zur Sohlerosion kommen würde. Auch nicht fließgewässertypkonforme Substratverlagerungen, hydraulische Belastungen oder ein zu schmales Fließgewässerprofil können einen Sohlverbau notwendig machen. Der Verbau stört das Gewässerbett, kann die Längsdurchgängigkeit einschränken, den Austausch mit dem Grundwasser verhindern und die eigendynamische Laufentwicklung einschränken.

Antwort A: Ja Antwort B: Nein	Weiter bei Frage Sohlverbau erforderlich? Weiter bei Frage Uferverbau vorhanden?
--	---

Abb. 83: Beispiel aus dem Fragekatalog

II.5.3.3 Entscheidungshilfe

Die entwickelte Entscheidungshilfe zeigt Anwendern Maßnahmenoptionen zur Stärkung des Landschaftswasserhaushaltes für einen spezifischen Betrachtungsraum auf. Hierfür wurde ein Flussdiagramm entwickelt, welches den Anwender zunächst durch drei Einstiegsfragen leitet (Abb. 84). Diese bilden die Flächenkulisse des Betrachtungsraumes ab. Je nach Betrachtungsraum wird der Anwender mithilfe eines dichotomen Schemas (Ja/Nein-Entscheidungen) durch die möglichen Maßnahmenpakete und -bündel geleitet, bis am Ende eine oder mehrere Maßnahmenoptionen stehen (Abb. 85).

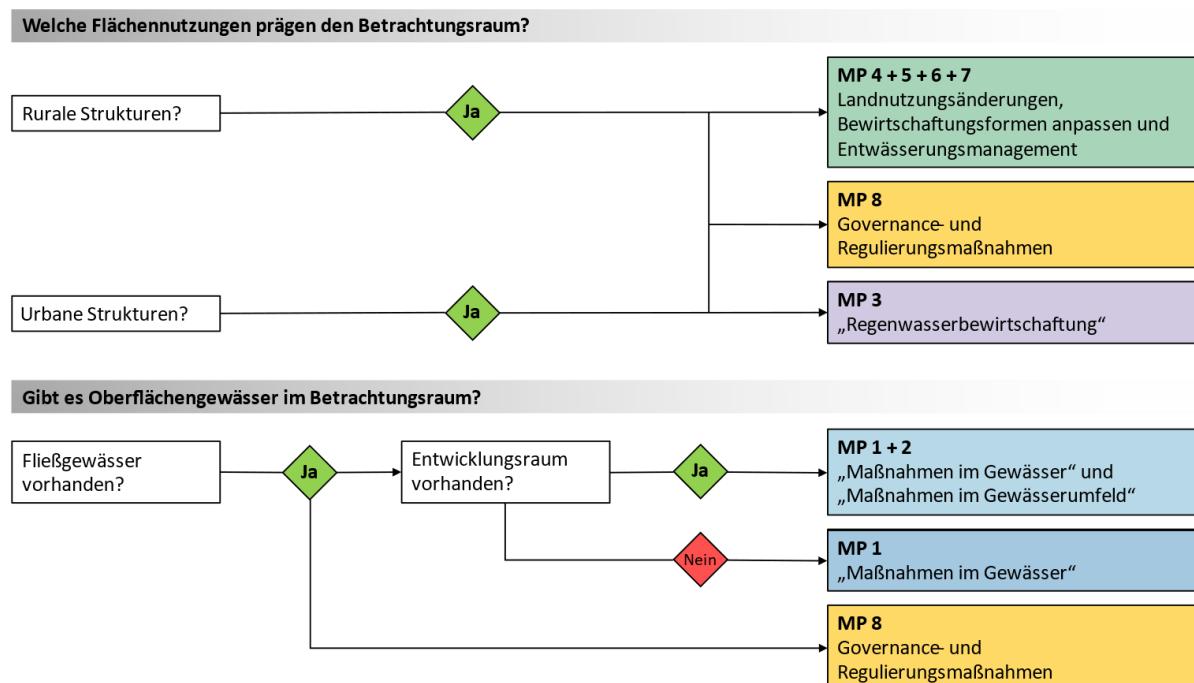


Abb. 84: Einstiegsfragen in der Entscheidungshilfe

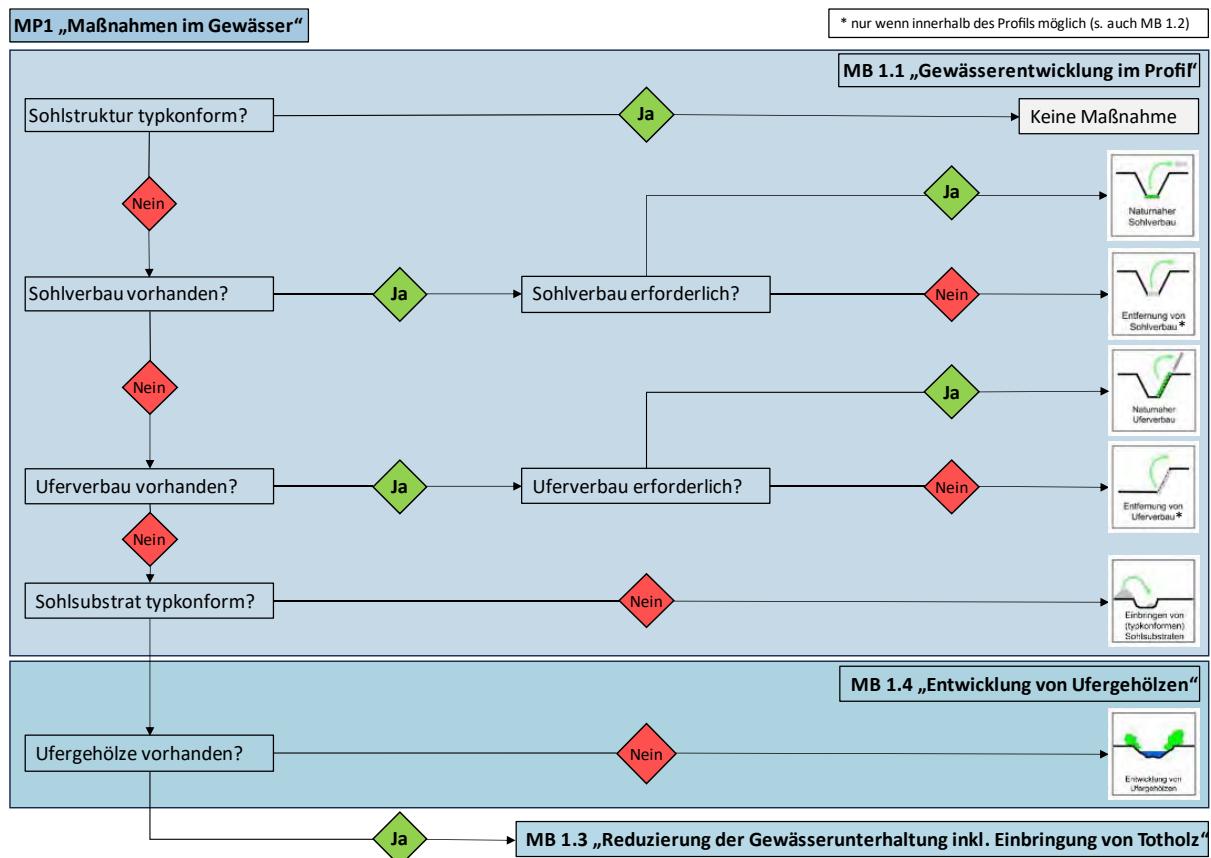


Abb. 85: Beispielfragen aus der Entscheidungshilfe

II.5.3.4 Maßnahmensteckbriefe

Um die Maßnahmen aus dem Maßnahmenkatalog näher zu beschreiben und Informationen für eine Umsetzung zur Verfügung zu stellen, wurden Maßnahmensteckbriefe für jede der 55 Maßnahmen erstellt. Grundlage für die Steckbriefe sind die Modellierungsergebnisse, Literaturrecherchen sowie Expertenwissen. Die Steckbriefe enthalten eine Beschreibung der Maßnahme sowie die Wirkung der Maßnahme auf den Landschaftswasserhaushalt, wie sie in der Maßnahmen-Wirkungs-Matrix (Abb. 80) aufgeführt sind. Außerdem sind Rahmenbedingung und Handlungsspielraum für die Umsetzung der Maßnahmen sowie Hinweise für die praktische Umsetzung beschrieben. Aufgeführte Quellen und Literatur liefern weiterführende Informationen zu der jeweiligen Maßnahme.

In Abb. 86 und Abb. 87 sind Steckbriefe zur „Entwicklung von Sekundärauen“ und zur „Anlage von Versickerungsmulden/-becken“ als Beispiele dargestellt.

Entwicklung von Sekundärauen

Kurzbeschreibung und Ziele

Die Verbindung von Gewässer und Aue wieder herzustellen ist ein wesentliches Anliegen der naturnahen Gewässerentwicklung. Es wird hierfür zwischen der Reaktivierung der Primäraue und der Anlage oder eigendynamischen Entwicklung einer Sekundäraue unterschieden.

Eine Sekundäraue ist ein **tiefer als die ursprüngliche Aue liegender Überschwemmungs- und Entwicklungsraum**, der die wesentlichen hydromorphologischen Funktionen der Aue übernehmen kann und so die Grundlage für eine typspezifische Besiedlung durch Pflanzen und Tiere bietet. Hierdurch wird eine naturnahe Gewässerentwicklung auch in Bereichen ermöglicht, in denen beispielsweise ein Erhalt der Vorflutsituation oder des Hochwasserschutzes notwendig ist.

Sekundärauen werden **häufig, d. h. mehrmals im Jahr mehrere Tage bis Wochen überflutet**, sind **nutzungsfrei und stehen dem Fließgewässer für mögliche Laufverlagerungen etc. vollständig zur Verfügung**. Sie stehen bei entsprechender planerischer Auslegung hinsichtlich der Überflutungsdauern und -häufigkeiten nicht hinter Primärauen zurück, sind jedoch i. d. R. weniger ausgedehnt. Durch das Entwickeln bzw. Anlegen von Sekundärauen wird die naturnahe Entwicklung von Gewässern möglich und gefördert, die aufgrund bestehender restriktiver Vorflutsituationen oder zum Hochwasserschutz stark eingetieft sind und nicht angehoben werden können. Insbesondere bei starker hydraulischer Belastung ist diese Maßnahme sehr wirksam, da die eigentliche Gewässersohle bei erhöhten Abflüssen auf diese Weise frühzeitig entlastet wird.

Sekundärauen stellen wertvollen Retentionsraum bei Hochwasserabflüssen dar und können dazu beitragen Abfluss spitzen zu reduzieren. In Abhängigkeit des vorliegenden Bodens verfügen sie i. d. R. über eine gute Infiltrationskapazität und tragen, insbesondere bei längeren Aufenthaltszeiten des Wassers in der Aue, zur Grundwasserneubildung bei. Durch die typspezifische und damit naturnahe Vegetation werden Nährstoff- und Feinsedimenteinträge von umliegenden Flächen reduziert.

Grundsätzlich lassen sich zwei Ausprägungen von Sekundärauen unterscheiden. Dies sind zum einen mit typspezifischen Gehölzen bewachsene Sekundärauen und zum anderen Sekundärauen mit Grünland.

Wirkungen

Sekundäraue mit Gehölzen

Hochwasser (Verbesserung Hochwasserrückhalt)	Verminderung/Verzögerung des Oberflächen- und Zwischenabflusses	Niedrigwasser (Verbesserung Abfluss in Trockenperioden)	Grundwasser (Stärkung Grundwasserneubildung/ Erhöhung Infiltrationsrate)	Boden Infiltrationskapazität (Stärkung Bodenwassergehalt)	Wassertemperatur (Verringerung Wassertemperatur)	Nährstoffkonzentration (Reduzierung Nährstoffeintrag)	Feinsediment (Reduzierung Sedimenteintrag)	Habitate (Verbesserung Habitatqualität im Gewässer)
++	+	++	++	++	+	++	++	++

Sekundäraue mit Grünland																
Hochwasser (Verbesserung Hochwasserrückhalt)	Verminderung/Verzögerung des Oberflächen- und Zwischenabflusses	Niedrigwasser (Verbesserung Abfluss in Trockenperioden)	Grundwasser (Stärkung Grundwasserneubildung/ Erhöhung Infiltrationsrate)	Boden Infiltrationskapazität (Stärkung Bodenwassergehalt)	Wassertemperatur (Verringerung Wassertemperatur)	Nährstoffkonzentration (Reduzierung Nährstoffeintrag)	Feinsediment (Reduzierung Sedimenteintrag)	Habitate (Verbesserung Habitatqualität im Gewässer)								
++	(+)	+	+	o	o	+	+	+								
Beispielabbildung																
																
<i>Anlage einer Sekundäraue innerhalb intensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen durch Profilaufweitung auf Mittelwasserniveau (Foto: U. Koenzen)</i>					<i>Sekundärauenentwicklung nach Initiieren der Eigendynamik an einem kiesgeprägten Fluss des Tieflandes (Luftbild: PBK)</i>											
Rahmenbedingungen / Handlungsspielraum																
<p>Rahmenbedingungen und Handlungsspielraum für die Entwicklung von Sekundärauen sind durch folgende Eckpunkte gekennzeichnet:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Wesentlich ist die Verfügbarkeit von Raum, innerhalb dessen die Sekundäraue entstehen kann. Die an die Sekundäraue angrenzenden Nutzungen können beibehalten werden. ▪ Falls die Sekundäraue nicht in einer gewässertypkonformen Breite bereitgestellt werden kann und falls das Gewässer bei einer Laufverlagerung an die Sekundärauengrenze trifft, sind zur Sicherung bestehender Nutzungen bauliche Maßnahmen notwendig. Die Breiten der anzustrebenden Sekundärauen variieren je nach Gewässergröße und Gewässertyp erheblich. Die überwiegend als Korridor ausgewiesenen Sekundärauen orientieren sich prinzipiell am Raumbedarf eines naturnahen Gewässers unter Berücksichtigung der lokalen Restriktionen. ▪ In der Regel sind umfangreiche Planung und Wasserrechtsverfahren erforderlich, daher bei aktiver Umgestaltung nur bedingt im Rahmen der Unterhaltung umsetzbar. ▪ Oftmals bietet das Anlegen einer Sekundäraue die Voraussetzung für eine geänderte Unterhaltung, da nach der naturnahen Umgestaltung andere wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen mit anderen Ansprüchen an die Gewässerunterhaltung gelten als vor der Durchführung der Maßnahme. ▪ Die Anlage einer Sekundäraue kann auch zum Einsatz kommen, wenn eine eingetiefte Sohle nicht auf ein naturgemäßes Niveau wiederangehoben werden kann. 																

- Die Sekundäraue sollte frühzeitig und häufig überflutet werden. Die Überflutungshäufigkeit und -dauer richtet sich dabei nach den naturgemäßen Verhältnissen; Überflutungen von 180 Tagen im Jahr sind nicht unrealistisch.
- Sofern Anforderungen, z. B. an die verfügbare Wassertiefe im Gewässer, bestehen, ist es möglich, Ausuferungen durch Geländemodellierungen erst ab einem nutzungsverträglichen Wasserstand einzuleiten.
- Der Eingriff in den Auenboden kann insbesondere im Randbereich der tiefer gelegten Bereiche Folgen für den lokalen Grundwasserspiegel besitzen.

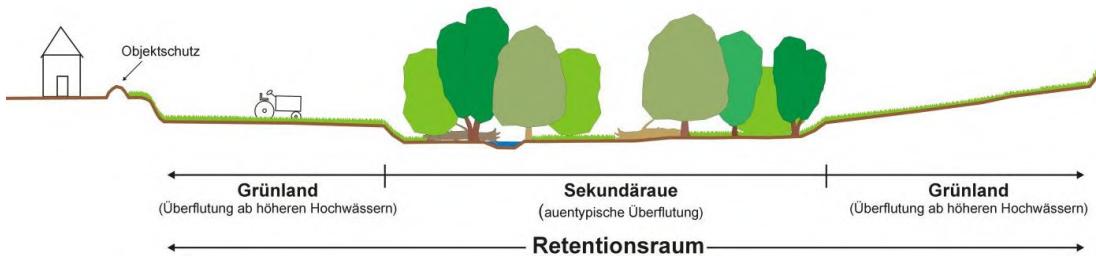
Hinweise für die praktische Umsetzung

Zu unterscheiden ist zwischen dem Anlegen einer Sekundäraue, das eine bauliche Umsetzung umfasst, und der Entwicklung einer Sekundäraue, die durch das Gewässer eigendynamisch erfolgt.

Bei eingeschränkter Flächenverfügbarkeit können mit einer baulichen Herstellung Grenzen gesetzt werden. Für eine freie natürliche Entwicklung durch Initiierung von seitlich gerichteter Erosion ist der Flächenbedarf ggf. größer, sofern den eigendynamischen Prozessen nicht Einhalt geboten wird.

Anlegen einer Sekundäraue:

- Die bauliche Herstellung der Sekundäraue wird mit Baggern u. a. Baufahrzeugen durchgeführt.
- Die Sekundäraue entsteht durch gewässerparallelen bzw. -nahen Abtrag von Bodenmaterial. Hierbei kann zusätzlich der Gewässerlauf verlegt werden. Im Normalfall wird der Boden bis auf ein Niveau abgetragen, welches mehrmalige Überflutungen im Jahr bzw. gewässertypspezifische Überflutungen ermöglicht. Wichtig für die Funktion ist es, die „Sohle“ der Sekundäraue horizontal und nicht geneigt auszurichten. Ausgezogene Böschungen zu Lasten dieser horizontalen Bereiche sind zu vermeiden!
- Unter günstigen Rahmenbedingungen ist auch eine Anhebung der Sohl- und Wasserspiegellagen mit dem Aushubmaterial möglich, wobei abschnittsweise vorzugehen ist, um eine schnelle Wiederbesiedlung der Sohle zu ermöglichen.

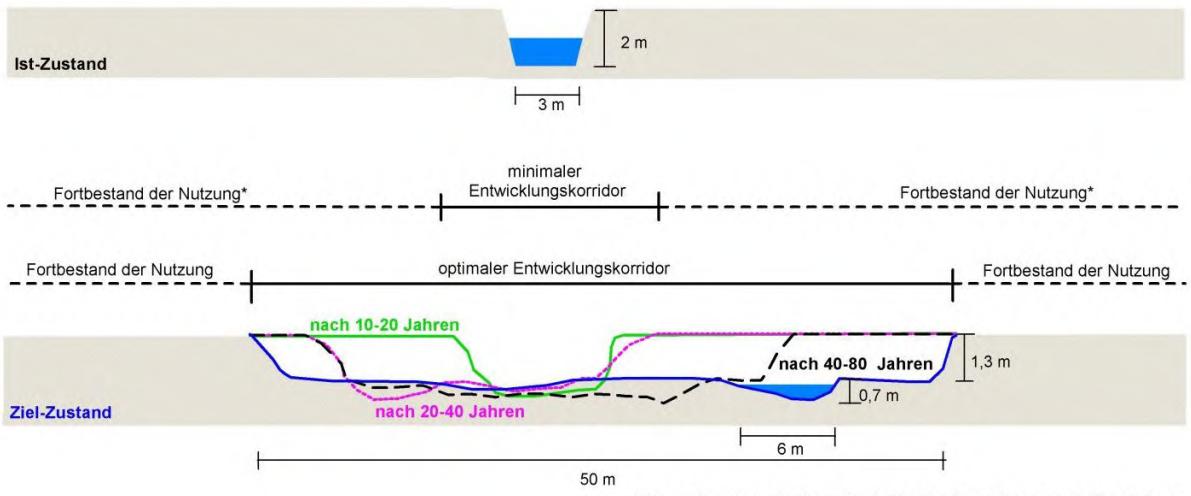


Schematische Darstellung der baulichen Entwicklung einer Sekundäraue

Eigendynamische Entwicklung einer Sekundäraue:

- Ein langfristiger Prozess der seitlich gerichteten Erosion ist die eigendynamische Entwicklung der Sekundäraue. Somit ist kein direkter Geräteeinsatz vorgesehen – mit Ausnahme einer möglichen späteren Sicherung der Außengrenzen.
- Oftmals weisen Gewässer jedoch eine Sohlen- und Ufersicherung auf, die zur Ermöglichung einer seitlich gerichteten Erosion zu entfernen ist.
- Die eigendynamische Entwicklung der Sekundäraue beinhaltet eine langfristige, sehr schonende Maßnahmenbegleitung, welche möglichst mit entsprechendem Grunderwerb einhergehen sollte.

- Eine eigendynamische Entwicklung der Sekundäraue kann durch Maßnahmen zur gezielten Entwicklung naturnaher Uferstrukturen, z. B. durch den Einbau buhnenartiger Ufersporne (s. Maßnahmensteckbrief – Maßnahmen zur gezielten Entwicklung naturnaher Uferstrukturen), gefördert werden.



Schematische Darstellung einer eigendynamischen Sekundärauenentwicklung durch seitliche Verlagerung und Aufweitung des Gewässers. Voraussetzung ist eine entsprechende Flächenverfügbarkeit. Die Nutzung außerhalb der Sekundäraue kann beibehalten werden, da Vorflut und Hochwasserschutz nicht beeinträchtigt werden.

Quellen und weiterführende Literatur

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2020): Hintergrunddokument – Maßnahmenkatalog „Biotopverbund Blaues Band Deutschland“ und Maßnahmensteckbriefe „Biotopverbund Blaues Band Deutschland“ zum „Fachkonzept Biotopverbund Gewässer und Auen“ im Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“. Stand: Mai 2020.

LANUV NRW – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2016): Handlungsanleitung – Entscheidungshilfe zur Auswahl von zielführenden hydromorphologischen Maßnahmen an Fließgewässern. Stand 31.10.2016.

PATT, H. (2022): Fließgewässer- und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen. 3. Auflage. Springer Verlag.

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2010): Handbuch zur naturnahen Unterhaltung und zum Ausbau von Fließgewässern. Stand: Dezember 2010.

Abb. 86: Steckbrief zur Entwicklung von Sekundärauen

Anlage von Versickerungsmulden/-becken

Kurzbeschreibung und Ziele

Das von versiegelten Flächen – wie zum Beispiel Dächern, Straßen und Parkplätzen – anfallende Niederschlagswasser wird dezentral in Mulden aufgefangen und/oder zentral in Versickerungsbecken kurzzeitig oberirdisch gespeichert und versickert. Versickerungsmulden sind flach geformte Geländemulden, z. B. entlang von Verkehrsflächen oder an Gebäuden zur Versickerung des Abflusses von Dachflächen. Steht wenig Fläche zur Verfügung und/oder ist die Durchlässigkeit des anstehenden Bodens gering, kann eine Kombination mit unterirdischen Speicherräumen (Rigolen) realisiert werden. Bei geringer Durchlässigkeit des Bodens besteht die Möglichkeit überschüssiges Wasser gedrosselt abzuleiten. Die Grundwasserinfiltration fällt so zwar geringer aus, durch die Passage der belebten Oberbodenschicht findet jedoch weiterhin eine hydraulische sowie auch stoffliche Entlastung statt.

Versickerungsbecken sind größere Erdbecken mit Einstauhöhen > 0,5 m welche das Niederschlagswasser eines definierten Einzugsgebiets aufnehmen. In beiden Fällen wird das Wasser kurzzeitig zwischengespeichert und über die belebte Bodenzone sowie spezielle Filtersubstrate (z. B. relevant bei stofflich belastetem Niederschlagswasser von Verkehrsflächen) versickert. Somit werden Kanalisation und Gewässer sowohl hydraulisch als auch stofflich entlastet, die Anreicherung von Grundwasser wird gefördert und das Mikro-Stadtklima verbessert. Die Wirkungsfähigkeit von Versickerungsmulden hängt maßgeblich von einer guten Planung und den Merkmalen des Einzugsgebiets/der örtlichen Landschaft ab. Im Allgemeinen können sie geringe bis mittlere Abflüsse zurückhalten bzw. deutlich reduzieren.

Wirkungen

Hochwasser (Verbesserung Hochwasserrückhalt)	Verminderung/Verzögerung des Oberflächen- und Zwischenabflusses	Niedrigwasser (Verbesserung Abfluss in Trockenperioden)	Grundwasser (Stärkung Grundwassererneuerung/ Erhöhung Infiltrationsrate)	Boden Infiltrationskapazität (Stärkung Bodenwassergehalt)	Wassertemperatur (Verringerung Wassertemperatur)	Nährstoffkonzentration (Reduzierung Nährstoffeintrag)	Feinsediment (Reduzierung Sedimenteneintrag)	Habitate (Verbesserung Habitatqualität im Gewässer)
+	++	+	++	++	o	+	+	o

Beispielabbildungen



Versickerungsmulde in der Stadt (A. Hindermith, gemeinfrei)



Versickerungsbecken auf Firmengelände (Raenman, CC BY 3.0)

Rahmenbedingungen / Handlungsspielraum

Wichtige, zu prüfende Rahmenbedingungen für das Anlegen von Versickerungsmulden und Infiltrationsbecken sind:

- Menge des anfallenden Niederschlagswassers
- Qualität des anfallenden Niederschlagswassers
- Verfügbarkeit von Flächen in den Tiefenlinien der angeschlossenen Flächen
- Versickerungsfähigkeit des Bodens (Kf-Werte 10^{-3} bis 10^{-5} m/s)
- Zustandsklasse des Bodens (Z0)
- Abstand zu Gebäuden, um Vernässungsschäden zu vermeiden. Als Faustregel gilt das 1,5-fache der Kellertiefe
- Die Versickerungsmulde bzw. das Infiltrationsbecken sollte eine geschlossene Vegetationsschicht aufweisen. Diese besteht meist aus Rasen/Wiesen und kann gegebenenfalls mit Gehölzen oder Stauden ergänzt werden.

Hinweise für die praktische Umsetzung

- Ist die Durchlässigkeit des anstehenden Bodens zu gering ($< 5 \times 10^{-6}$ m/s) oder steht nur eine begrenzte Fläche zur Verfügung, kann die Maßnahme mit Rigolen kombiniert werden.
- Die Bemessung der Mulde bzw. Fläche erfolgt nach DWA-A 138-1.
- Mulden haben in der Regel eine Tiefe von 10 bis 30 cm.
- Die Mächtigkeit des Bodens sollte 20 bis 30 cm betragen und der Boden einen humosen Anteil von 1 bis 3 Masse-% besitzen.
- Damit keine ungleichmäßige Verteilung des Wassers auf der Sohle entsteht, sollte diese waagerecht sein.
- Zur optischen Integration in Freiflächen, sollte die Böschung - bei entsprechender Flächenverfügbarkeit - möglichst flach (1:2,5 bis 1:5) sein.
- Die Versickerungsfläche und ihre Zuläufe müssen unterhalten werden, um ihre Funktionsfähigkeit zu erhalten.

Quellen und weiterführende Literatur

DWA – DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL (2024): DWA-A 138 -1 – Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser – Teil 1: Planung, Bau, Betrieb

EPPEL-HOTZ, A. (2019): Pflanzen für Versickerung und Retention. Veitshöchheimer Berichte 186, 73–85.

EUROPEAN COMMISSION (2015): Auswählen, gestalten und umsetzen von natürlichen Wasserrückhaltemaßnahmen in Europa – Einblick in die vielfältigen Vorteile naturnaher Lösungen.

KURAS – KONZEPTE FÜR URBANE REGENWASSERBEWIRTSCHAFTUNG UND ABWASSERSYSTEME (2016): Zukunftsorientierte Anpassung der urbanen Abwasserstruktur – Einzelmaßnahmen.

LANUV NRW – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2022): Anlagen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung Planung, Bau und Betrieb von belebten, oberirdischen Anlagen.

LANUV-Arbeitsblatt 52. Recklinghausen.

LFU BY – BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2024): Multifunktionale Versickerungsmulden – Handlungsempfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Augsburg.

Abb. 87: Steckbrief zur Anlage von Versickerungsmulden/-becken

II.5.4 Empfehlungen für einen gestärkten Landschaftswasserhaushalt und klimaresilientere Fließgewässer

Im Projekt wurden unterschiedliche Szenarien-Kombinationen, bestehend aus der Spannweite der prognostizierten Klimaveränderungen und unterschiedlichen Graden der Maßnahmenumsetzung, modelliert. Ausgehend von diesen Prognosen und von Literaturrecherchen wurden **Handlungsempfehlungen für sechs Handlungsfelder** erarbeitet. Die Handlungsfelder orientieren sich an den für das Projekt definierten Maßnahmenpaketen.

Generell zeigen die im Projekt erzielten Ergebnisse, dass die folgenden Auswirkungen des Klimawandels

- extremere und häufigere Hochwasserereignisse,
- häufigere und länger anhaltende Trockenperioden,
- höherer Wasserbedarf und sinkende Grundwasserstände,
- höhere Luft- und Wassertemperaturen und
- Auswirkungen auf die Flora und Fauna

nur dann effektiv abzumildern sind, wenn die Maßnahmen der Handlungsfelder möglichst weitreichend und konsequent umgesetzt werden.

Dabei liegen in allen Handlungsfeldern grundsätzlich ähnliche Herausforderungen hinsichtlich der Umsetzung der Maßnahmen vor, die im Vorlauf angegangen werden müssen:

- eingeschränkte Flächenverfügbarkeit und fehlende effektive Möglichkeiten der Beschaffung von Flächen,
- fehlende Finanzierung,
- lange Planungs- und Bewilligungsprozesse,
- fehlende Zuordnung von Zuständigkeiten für eine gesamtheitliche Bewirtschaftung von Einzugsgebieten

Lösungsansätze für einige dieser Punkte sind unter den Handlungsempfehlungen für Governance- und Regulierungsmaßnahmen erörtert.



Handlungsfeld 1: Gewässer

Aktueller Zustand und Verschärfung durch Klimaextreme:

Seit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie sind – mit Bezug auf das gesamte Lippeeinzugsgebiet – zahlreiche, aber eher nur lokale Renaturierungsmaßnahmen an Bächen und Flüssen umgesetzt worden. Daher überwiegen an der Lippe, aber auch darüber hinaus – in Nordrhein-Westfalen und der gesamten Bundesrepublik – mäßige bis schlechte gewässerstrukturelle Verhältnisse. Dies spiegelt sich in der häufig geringen Habitatqualität, der oft fehlenden Beschattung und der damit einhergehenden geringeren Resilienz des Ökosystems und der Lebensgemeinschaften gegenüber Extremereignissen wider.

Durch den Klimawandel ist mit häufiger auftretenden und stärker ausgeprägten extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen sowie steigenden Wassertemperaturen zu rechnen. Als Folge erhöht sich der Druck auf das Ökosystem Fließgewässer und die darin vorkommenden Lebensgemeinschaften. Negative Auswirkungen auf den ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie für die biologischen Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos sind die Folge. Zusätzlich werden das Nahrungsnetz und damit die Artenzusammensetzung durch den beschleunigten Abbau organischen Materials verändert, die Sauerstoffkonzentration sinkt und die Freisetzung von Kohlendioxid aus Fließgewässern steigt an.

Handlungsempfehlungen:

Die konsequente und weitreichende Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und der Beschattung von Fließgewässern (Maßnahmenpaket 1) wird eindringlich empfohlen. Die Maßnahmenumsetzung sollte deutlich über die Streckenansätze des Strahlwirkungskonzeptes hinausgehen und die gesamte Gewässerstrecke umfassen, sofern keine harten Restriktionen wie beispielsweise direkte angrenzende Bebauung vorliegen.

- Durch die schon heute auftretenden und sich auch kurzfristig weiter verstärkenden Effekte des Klimawandels auf die Fließgewässer ist eine aktive Verbesserung der Ufer- und Sohlstrukturen zur Aufwertung der Habitatqualität und Steigerung der Resilienz in allen Gewässern notwendig.
- Die Entwicklung von möglichst durchgängigen naturnahen Ufergehölzen zur Beschattung kompensieren einen Teil des klimawandelbedingten Anstiegs der Tageshöchsttemperaturen in Fließgewässern. Dies betrifft vor allem kleine Fließgewässer in vorrangig landwirtschaftlich geprägten Bereichen, deren Ufer häufig keine Ufergehölze aufweisen und die einen Großteil des Einzugsgebiets der Lippe ausmachen. Insbesondere in diesen für einen Anstieg der Gewässertemperatur anfälligen Gewässern ist die Entwicklung von Ufergehölzen prioritär umzusetzen.



Handlungsfeld 2: Gewässerumfeld

Aktueller Zustand und Verschärfung durch Klimaextreme:

Das unmittelbare Gewässerumfeld und damit der Auenbereich von Fließgewässern unterliegt im Großteil des Einzugsgebiets der Lippe einem hohen Nutzungsdruck durch die Landwirtschaft. In urban geprägten Teilen des Einzugsgebiets hingegen reicht die Bebauung häufig bis direkt an das Ufer heran oder das Gewässer wird durch Deiche am großflächigen Ausufern gehindert. In Folge wird das Wasser bei Hochwasser schnell abgeführt. Bei immer häufiger auftretenden Extremereignissen besteht zudem die Gefahr, dass Deiche dem Hochwasser nicht standhalten oder überspült werden und Flächen unkontrolliert überflutet werden, mit hohen Schäden als Folge.

Handlungsempfehlungen:

Es wird eine konsequente und weitreichende Umsetzung von Maßnahmen im Gewässerumfeld (Maßnahmenpaket 2) empfohlen, die deutlich über hauptsächlich strukturverbessernde Maßnahmen im Gewässer (Maßnahmenpaket 1) hinausgehen. Darunter fallen die Rückverlegung oder der Rückbau von Deichen sowie die Anlage von Sekundär- oder die Aktivierung von Primärauen.

- Die Maßnahmen unterstützen die Retention von Hochwasserabflüssen und können den Scheitelabfluss, insbesondere bei Gewässern mit geringerem Talbodengefälle (ca. < 5 %), reduzieren. Die Wirksamkeit der Maßnahmen ist umso größer, je mehr Raum dem Gewässer zur Verfügung steht. Daher sollten diese Maßnahmen an Gewässerabschnitten ohne harte Restriktionen (z. B. Bebauung) möglichst großräumig umgesetzt werden und die Breite der morphologischen Aue des Gewässers weitestgehend ausgenutzt werden.
- Bewaldete Flächen in den Auen oder Deichvorländern erhöhen die Retentionswirkung deutlich. Die weitestmögliche Anpassung der Landnutzung in Auenbereichen und Deichvorländern zu Wald bzw. einer möglichst naturnahen Entwicklung von Auenbereichen ist daher sinnvoll.
- Durch die Überflutung größerer Flächen im Gewässerumfeld wird die Grundwasserneubildung im Nahbereich der Fließgewässer grundsätzlich gefördert. Die Grundwasserneubildung wird neben vielen weiteren Faktoren stark von der Durchlässigkeit der vorherrschenden Bodenarten beeinflusst. Bei sandigen Böden, wie sie im Einzugsgebiet der Lippe häufig vorkommen, ist aufgrund der hohen Durchlässigkeit mit einem höheren Beitrag zur Grundwasserneubildung zu rechnen, die jedoch von einer Deckschicht aus Auelehm mit geringer Durchlässigkeit herabgesetzt werden kann. Daher ist die Anlage von Flutmulden oder -rinnen, welche diese Deckschicht durchstoßen, sinnvoll, um die Infiltrationskapazität zu erhöhen und ein heterogenes Auenrelief zu schaffen. Auf diese Weise wird das Wasser in der Aue gehalten und die Grundwasserneubildung begünstigt.

- Hierdurch erhöhte oder stabilisierte Grundwasserstände im Nahbereich von Gewässern sind in der Lage, den Abfluss im Fließgewässer in Niedrigwasserphasen zu stützen und somit die Dauer des Auftretens extrem niedriger Abflüsse zu verkürzen.
- Ist die Reaktivierung von Primär- oder die Schaffung von Sekundärauen nicht umsetzbar, kann die Schaffung von Nebengerinnen sowie die Entwicklung von Auengewässern eine Alternative darstellen. Diese Maßnahmen wirken sich zwar i. d. R. nur in geringem Ausmaß auf den Hochwasserrückhalt aus. Durch die Schaffung von Lebensräumen, die im Hauptgewässer nicht vorhanden sind, wird jedoch ebenfalls die Habitatdiversität dieser Gewässerabschnitte erhöht. Einige dieser Auengewässer (z. B. wiederangebundene Altarme) können für die Gewässerfauna – insbesondere die Fische – wertvolle Rückzugsräume während Hochwasserereignissen und Niedrigwasserphasen darstellen. Insgesamt wird somit die (ökologische) Resilienz gegenüber Extremereignissen steigen.



Handlungsfeld 3: Regenwasserbewirtschaftung

Aktueller Zustand und Verschärfung durch Klimaextreme:

Das Potenzial des dezentralen Rückhalts von Niederschlagswasser in Städten und geschlossenen Siedlungslagen ist in vielen Bereichen nicht ausgeschöpft. In Folge sind die konventionellen Entwässerungssysteme bei extremen Starkregenereignissen überlastet und nicht in der Lage das anfallende Wasser schadlos abzuleiten. Die Retentionsfähigkeit urbaner Gebiete ist häufig gering und Optimierungen des Kanalnetzes und die Nutzung von Frei- und Dachflächen zum Rückhalt von Niederschlagswasser erfolgt nur vereinzelt.

In Zukunft wird sowohl die Häufigkeit von Starkregenereignissen als auch die Intensität von Extremereignissen weiter steigen. Hohe wirtschaftliche Schäden durch Überflutungen sind die Folge. Neben den Starkregenereignissen werden auch Phasen mit keinem oder nur wenig Niederschlag häufiger.

Handlungsempfehlungen:

Es wird eine konsequente und weitreichende Umsetzung von Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung (Maßnahmenpaket 3) empfohlen. Dazu sind Dach-, Verkehrs- und Freiflächen einzubinden und die lokale (Zwischen-)Speicherung von Niederschlagswasser auszubauen. Dies gilt insbesondere nicht nur für neu erschlossene Gebiete, sondern auch für den Bestand und über bisherige Entwässerungskonzepte hinaus.

- Einzelmaßnahmen wirken nur lokal begrenzt und führend zu keiner messbaren Entlastung der städtischen Entwässerung. Daher sind Maßnahmen des dezentralen Niederschlagswasserrückhalts in Kombination und flächenhaft zu planen und umzusetzen. Der Direktabfluss wird so effektiv verringert und die Kanalisation entlastet. Dazu ist das in vielen Städten vorhandene große Potenzial für die Anlage von Gründächern (in NRW insgesamt ca. 400 km², gemäß Gründachkataster) auszuschöpfen, überschüssiges Niederschlagswasser in Regentonnen oder Zisternen aufzufangen und die lokalen Versickerungsmöglichkeiten, beispielweise in Form von Versickerungsmulden, auszubauen. Neben der Verminderung des Direktabflusses tragen diese Maßnahmen zur Grundwasserneubildung und zur Verbesserung des Stadtklimas bei.

Es wird weiterhin empfohlen, den Grad der Versiegelung signifikant zu senken, indem bereits versiegelte Flächen entsiegelt werden und die Versiegelung neuer Flächen vermieden wird.

- Das Potenzial von zu entsiegelnden Flächen ist sowohl in der Stadt als auch in der Landschaft zu ermitteln. Die Versiegelung von neuen Flächen ist, falls sie nicht zu vermeiden ist, durch die Entsiegelung bestehender Flächen zu kompensieren.
- Der Beitrag von versiegelten Flächen am Oberflächenabfluss eines Einzugsgebiets ist auch in der freien Landschaft nicht zu vernachlässigen. Die Wegeinfrastruktur ist in den letzten

Jahrzehnten auch in land- und forstwirtschaftlich genutzten Bereichen immer weiter ausgebaut und Wege mit einer Asphaltdecke versehen worden. Diese haben, insbesondere wenn sie parallel zur Hangneigung verlaufen, im Vergleich zu ihrem Flächenanteil einen sehr großen Anteil am Oberflächenabfluss eines Gebietes. Eine teilweise Entsieglung (z. B. beschränkt auf die Fahrspuren) oder bei geringer Nutzungsintensität auch eine komplette Entsieglung ist daher empfehlenswert.

- Flächen mit Entsieglungspotential in Städten sind vor allem öffentliche oder gewerbliche Parkplätze. In Abhängigkeit der Größe und der Nutzungsintensität ist eine Teilsieglung stets zu empfehlen. Auch Parkstreifen an wenig befahrenen Straßen können geeignet sein. Es empfiehlt sich Grundstückseigentümer über die Möglichkeiten von Entsieglungsmaßnahmen von privat genutzten Stell- und Hofflächen und die Vorteile (z. B. geringere Niederschlagswassergebühren) zu informieren und in Neubaugebieten einen möglichst geringen Versiegungsgrad festzusetzen.



Handlungsfeld 4: Landnutzungsänderung und Bewirtschaftungsformanpassung

Aktueller Zustand und Verschärfung durch Klimaextreme:

Die Landnutzung im Einzugsgebiet der Lippe und in NRW ist, insbesondere im Tiefland, durch intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Durch Flurneuordnungsverfahren und die Technisierung der Landwirtschaft sind die Flächengrößen immer weiter gewachsen. Strukturen, wie Hecken und Feldgehölze, die den Oberflächenabfluss und Erosionserscheinungen vermindern oder zurückhalten, sind verschwunden. Flächen in Gewässernähe bzw. in der Aue sind in den meisten Fällen nicht überflutungstolerant. Die Auswahl der angebauten Pflanzen ist vornehmlich auf Ertragsmaximierung ausgerichtet und nur teilweise an die sich ändernden Klimabedingungen angepasst.

In Zukunft wird der Niederschlag weniger gleichmäßig über das Jahr verteilt sein. Niederschläge im Winterhalbjahr werden zunehmen, während der Sommer von längeren niederschlagsfreien Phasen und Starkregenereignissen geprägt sein wird. Entsprechend wichtiger wird die Fähigkeit der Landschaft Wasser zurückzuhalten und zu speichern.

Handlungsempfehlungen:

Zur nachhaltigen Verbesserung des Landschaftswasserhaushalts wird empfohlen, in flächig durch Landwirtschaft geprägten Teileinzugsgebieten eine heterogenere Landnutzung anzustreben (Maßnahmenpaket 4 und 5) und die Bewirtschaftungsform von Ackerflächen konsequent hinsichtlich ihres Wasserrückhaltevermögens zu optimieren (Maßnahmenpaket 6). Insbesondere die Änderung der Landnutzung zu Grünland oder Wald ist besonders wirkungsvoll, wenn der Fokus auf sensible Bereiche wie Flächen an steilen Hängen, Abflussmulden und gewässerbegleitende Auen gelegt wird. Die Umsetzung der wassersensiblen und konservierenden Bodenbewirtschaftung wie die hangparallele Bewirtschaftung, Direktsaat oder die Anlage von Ackerrandstreifen sollte nicht nur in sensiblen Bereichen, sondern möglichst weitreichend umgesetzt werden.

- Insbesondere die kombinierte Umsetzung der aufgeführten Maßnahmen führt zur Stärkung des Landschaftswasserhaushalts. Der Oberflächenabfluss wird reduziert und verlangsamt, die Grundwasserneubildung wird erhöht und in Trockenphasen kann das Austrocknen der Gewässer reduziert werden.
- Die Anpassung der Landnutzung hat grundsätzlich eine mindernde Wirkung auf den maximalen Abfluss in Gewässern bei Hochwasserereignissen. Der Oberflächenabfluss auf Grünland- und Waldflächen wird verlangsamt und die Grundwasserneubildung erhöht. Durch eine heterogenere Verteilung der Flächen kann so eine Entzerrung des Abflussgeschehens und damit eine Abflachung des Hochwasserscheitels erreicht werden.
- Für die Umwandlung von Ackerflächen zu extensivem Grünland eignen sich im Tiefland, im Einklang mit der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt, vor allem ehemalige

Niedermoore (vgl. Landesmoorkulisse NRW) sowie Auenböden. In den landwirtschaftlichen geprägten Regionen im Übergang zum Mittelgebirge wie der Soester Börde kann die Anlage von Grünflächen vor allem in Abflussmulden und an sehr steilen Hängen die Bildung von Erosionsrinnen verhindern, den Oberflächenabfluss zurückhalten und das Abflussvolumen durch Infiltration in den Boden reduzieren.

- Durch den Umbau von Nadel- zu Laubwald wird die Evapotranspiration reduziert, während die Grundwasserneubildung ansteigt. Es ist zu berücksichtigen, dass in Mittelgebirgslagen insbesondere im Winter, bedingt durch den Blattabwurf der Laubbäume, auch der Oberflächenabfluss zunimmt und begleitende Maßnahmen zum Rückhalt von Niederschlagswasser sinnvoll sind.
- Die Anwendung wassersensibler und konservierender Bodenbearbeitung sowie angepasster Anbauweisen (z. B. Direktsaat, Anlage von Ackerrand- und Gehölzstreifen) ist geeignet, um auch auf Ackerflächen Niederschlagswasser effektiver zurückzuhalten.
- Der Anbau von wassereffizienten Feldfrüchten, z. B. der Anbau von Hirse, reduziert die Evapotranspiration landwirtschaftlicher Flächendeutlich. Dem Boden wird weniger Wasser entzogen, wodurch Trockenstress vermieden wird und bei gleichzeitigem Rückbau der Entwässerung oder dem Einsatz von steuerbaren Entwässerungssystemen die Grundwasserneubildung maßgeblich erhöht wird. Mit der Umstellung auf reinen Regenfeldbau – d.h. den Anbau von Feldfrüchten ohne Bewässerungserfordernis – werden sowohl der Wasserbedarf als auch die daran gebundene Entnahmen aus Oberflächenwasser und Grundwasser deutlich reduziert. Eine erwartbare Nachfrage zur Erhöhung der Bewässerung (Menge und Fläche) ist überaus kritisch zu sehen und sollte nicht verfolgt werden.



Handlungsfeld 5: Entwässerungsmanagement

Aktueller Zustand und Verschärfung durch Klimaextreme:

Einhergehend mit der intensiven Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Lippe und in NRW werden viele Flächen, insbesondere im Tiefland, tiefgründig entwässert. Die Entwässerung erfolgt dabei über Drainagesysteme und Entwässerungsgräben sowie die meist tief eingeschnittenen Fließgewässer selbst. Die technischen Entwässerungssysteme sind häufig nicht steuerbar und sorgen auch im Sommer dafür, dass Niederschlagswasser möglichst schnell abläuft und den Feldfrüchten, der Vegetation und den Gewässern in Trockenphasen nicht mehr zur Verfügung steht.

In Zukunft wird der Niederschlag weniger gleichmäßig über das Jahr verteilt sein. Niederschläge im Winterhalbjahr werden zunehmen, während der Sommer von längeren niederschlagsfreien Phasen und Starkregenereignissen geprägt sein wird. Entsprechend wichtiger wird die Fähigkeit der Landschaft Wasser zurückzuhalten und zu speichern.

Handlungsempfehlung:

Es wird empfohlen, bestehende Drainagen und Entwässerungsgräben zurückzubauen oder zu manuell oder automatisiert steuerbaren Systemen umzubauen, um Abflussspitzen zu reduzieren und die Grundwasserneubildung zu stärken (Maßnahmenpaket 7).

- Insbesondere in Auen und ehemaligen Moorflächen ist der vollständige Rückbau von bestehenden Entwässerungssystemen besonders effektiv, wenn er in Verbindung mit einer Änderung der Landnutzung umgesetzt wird. Die wiedervernässten Auen- und Moorbereiche dienen als wertvolle Wasserspeicher. Zusätzlich wird der Kohlenstoffausstoß von entwässerten Mooren reduziert und in wiedervernässten Feuchtböden wird im großen Maßstab Kohlenstoff gebunden.
- Für weiterhin intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen bieten sich steuerbare Entwässerungssysteme an, die in Abhängigkeit der Jahreszeit und der angebauten Feldfrüchte auch eingestaut werden können. In Dürrephasen kann das Wasser von singulären Starkregenereignissen zum Teil zurückgehalten werden. Abflussspitzen werden reduziert und das Wasser steht den Pflanzen über einen längeren Zeitraum zur Verfügung.



Handlungsfeld 6:

Governance- und Regulierungsmaßnahmen

Handlungsempfehlung:

Die Etablierung eines Wasserbeirats im Sinne eines regionalen Austauschgremiums für das Lippeeinzugsgebiet unter Federführung eines zentralen „Kümmerers“ kann für das Management des regionalen Landschaftswasserhaushalts hilfreich bzw. nötig sein.

- Einbindung von Kommunen (Wesel, Dorsten, Lünen, Kamen, Hamm, Lippstadt...) und Kreisen (Recklinghausen, Unna, Soest, Paderborn, ...), Wasserversorgern, Naturschutzverbänden (NUA, LMU, NABU, ...), Landwirtschaftskammer NRW, Westfälisch-Lippischer Landwirtschaftsverband, Arbeitskreisen der Wasser- und Bodenverbände Westfalen-Lippe, Forstwirtschaft, Landesfischereiverband Westfalen und Lippe, Industrie u.a. in einen einzugsgebietsweiten Wasserbeirat
- Notwendigkeit eines übergeordneten zentralen Kümmerers wie LANUK oder Lippeverband, welcher die Koordination des Beirats übernimmt
- An bestehende lokale bzw. teileinzugsgebietsweite Strukturen wie z. B. den Wasser- und Bodenverband Rhader Bach/Wienbach kann angeknüpft bzw. diese können integriert werden. Evtl. kann auch ein lokaler Austausch sinnvoll sein, wenn bereits Strukturen bestehen.
- Erarbeitung abgestimmter Strategien auf Landschaftsebene, potenzieller Schwerpunkt: **Strategien für Niedrigwasserphasen**

Zur koordinierten Weiterentwicklung auf Einzugsgebietsebene ist ein intersektorales „Leitbild Schwammlandschaft“ notwendig, welches Aspekte der wasserhaushaltssensiblen Flächennutzungs- und Bauleitplanung integriert und Kommunen und Entscheidungsträgern als Grundlage dienen kann.

- Kombiniert Maßnahmen (z. B. dezentrale Regenwasserbewirtschaftung, Entsiegelung) mit der Ausweisung von Grün- und Retentionsflächen, Etablierung von Vorranggebieten für Wasserschutz, Grundwasserneubildung und Hochwasserrückhalt, etc.
- Frühzeitige und kontinuierliche Kommunikation dieser Leitziele an Öffentlichkeit und Entscheidungsträger fördert deren Umsetzung
- Integration von Erfahrungen u. a. vom Seseke-Programm (Nebenfluss Lippe), Life+ Projekt (Lippeaue Hamm) sowie kommunaler bestehender Teilkonzepte (bspw. Abwasserbeseitigungskonzept Hamm)
- Die Zukunftsinitiative Klima.Werk bietet bereits einen regionalen Zusammenschluss der Städte der Emscher-Lippe-Region sowie Emschergenossenschaft und Lippeverband zur Förderung blaugrüner Infrastruktur, auf dem aufgebaut werden kann, um das Leitbild im Einzugsgebiet zu verankern.

Die Etablierung eines interkommunalen Wassernutzungskonzepts wird dringend empfohlen.

- Erweiterung der Kommunalen Wasserversorgungskonzepte
- Regionales **Wassernutzungskonzept**, das Wasserdargebot und -bedarf aller Sektoren (u. a. Trinkwasser, Landwirtschaft, Industrie, Ökosystem) bis 2050 bilanziert
- Das Konzept definiert Prioritäten für **Wasserentnahmen** in Dürrephasen und sichert ökologische Mindestabflüsse.
- Das Konzept definiert Maßnahmen zum Schließen von Datenlücken, u. a. zu Wasserentnahmen.
- **Regelmäßige Aktualisierung** und Monitoring des Konzepts sind wichtig, um auf geänderte Klimadaten und Nutzungsentwicklungen reagieren zu können.

Bei der Planung und Implementierung von Maßnahmen werden frühzeitige Beteiligungsformate und eine angemessene Information der Stakeholder dringend empfohlen.

- Sichert höhere Akzeptanz der Maßnahmen
- Lokale Kenntnisse können in die Planung einfließen und das Vertrauen zwischen Behörden, Nutzer:innen und Bevölkerung wird gestärkt.
- Ausbau von **Citizen-Science-Projekten** (z. B. Ausweitung der CrowdWater-App)
- Nutzung vorhandener Plattformen und Netzwerke (z. B. „Beteiligung NRW“ und „Zukunftsinitiative Klima.Werk“)

II.6 Nutzen und Verwertbarkeit

II.6.1 Verwertbarkeit der Maßnahmenszenarien

Die Ergebnisse zur Entwicklung konsistenter Maßnahmen- und Landnutzungsszenarien stellen einen wichtigen Beitrag zur Anwendung und Weiterentwicklung der CIB dar. Hierbei ist ein enger Austausch zwischen Ecologic Institut mit dem Cross-Impact Bilanz Analyse Lab | ZIRIUS der Universität Stuttgart auch nach Projektende vorgesehen. Zudem können die Ergebnisse der Analyse umweltpolitische Entscheidungen auf der Maßnahmenebene im Lippe-Einzugsgebiet wissenschaftlich unterfüttern.

Die Ergebnisse der Maßnahmenszenarien werden zudem im neu akquirierten Horizon EUROPE (HEU) Projekt Einfluss finden, bei welchen das Ecologic Institut mitwirkt. Hierbei handelt es sich um das Projekt „Co-creating and Upscaling Sponge Landscapes by Working with Natural Water Retention and Sustainable Management“, in kurz „SpongeWorks“.

II.6.2 Nutzen der Maßnahmenwirkungsmodellierung

Die Modellergebnisse im Lippeeinzugsgebiet können für die folgenden Handlungsfelder genutzt werden:

- Bewertung der Maßnahmenwirksamkeit unter Einbindung von Zukunftsszenarien
 - Vergleich einzelner Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen sowie Analyse der Auswirkungen von Klimawandel, Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsstrategien (z. B. den Gewässern mehr Raum für eine naturnahe Entwicklung zur Verfügung zu stellen (UBA, 2025b)
 - Quantifizierung der Effekte auf Abfluss, Grundwasserneubildung und Stoffausträge sowie Bewertung von langfristigen Trends, die über die Zeiträume in denen Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne erstellt werden, hinausgehen.
 - Ermittlung von Synergieeffekten zwischen landwirtschaftlichen und urbanen Maßnahmen
- Identifikation prioritärer Handlungsräume
 - Lokalisierung von Teilgebieten mit hohem Handlungsbedarf
 - Räumliche Differenzierung von Maßnahmenwirkungen im Lippe-Einzugsgebiet
- Unterstützung der Maßnahmenpriorisierung
 - Bewertung der Effizienz unter begrenzten Ressourcen (Kosten-Nutzen-Aspekt)
 - Identifikation besonders wirksamer oder kombinierbarer Maßnahmenpakete
- Beitrag zur adaptiven und integrierten Wasserbewirtschaftung
 - Unterstützung einer vorausschauenden, resilienzorientierten Planung
 - Grundlagen und Förderung der interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Stadtplanung und Naturschutz

II.6.3 Verwertbarkeit des gekoppelten Modells

Das gekoppelte Modell für das FTEZG Hammbach-Wienbach kann für weitere Fragestellungen genutzt werden, sofern die notwendigen Eingangsdaten, insbesondere Klima und Messdaten, nachgepflegt werden. Die entwickelte offline-Kopplung zwischen SPRING und NASIM kann auch für andere Untersuchungsgebiete verwendet werden. Insbesondere in Einzugsgebieten von stark instationären grundwassergeprägten Gewässern verbessert die Kopplung die Anpassung des N-A-Modells an gemessene Pegel. Voraussetzung für die Kopplung ist die Existenz eines SPRING- und eines NASIM-Modells für das Gebiet. Die entwickelten Funktionalitäten werden in beiden Programmsystemen in zukünftige Versionen übernommen und stehen damit den lizenzierten Nutzern zur Verfügung.

II.6.4 Verwertbarkeit des Werkzeugkastens und der Handlungsempfehlungen

Sowohl der Werkzeugkasten als auch die Handlungsempfehlungen können von unterschiedlichen Anwendern, wie Behörden, Wasserverbänden oder Planungsbüros, genutzt werden, um ein ökologisch orientiertes Gewässermanagement sowie eine nachhaltige Flächenbewirtschaftung in kleinen bis mittelgroßen Einzugsgebieten umzusetzen. Neben den übergeordneten Empfehlungen bietet der Werkzeugkasten eine praxisnahe Unterstützung bei der Auswahl geeigneter Maßnahmen. Diese orientiert sich an den spezifischen Eigenschaften des jeweiligen Gebiets und den bestehenden Defiziten, wie beispielsweise einem geringen Niedrigwasserabfluss, Hochwasserproblemen oder der Sicherstellung der landwirtschaftlichen Wasserversorgung. Die enthaltenen Maßnahmensteckbriefe liefern hierzu eine umfassende Übersicht praxisrelevanter Maßnahmen zur Stärkung des Niedrigwasserabflusses, zum Hochwasserrückhalt, zur Wasserspeicherung, zur Förderung der Grundwasserneubildung sowie zur Erhöhung der Resilienz aquatischer Biozönosen.

Darüber hinaus verdeutlichen die Handlungsempfehlungen die Dringlichkeit eines zeitnahen, konsequenten und umfangreichen Handelns, um die Entwicklung eines nachhaltigen und klimaresilienten Landschaftswasserhaushalts voranzutreiben.

II.6.5 Gesellschaftlicher Nutzen

Die in KliMaWerk analysierten Maßnahmen zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushalt haben neben hydrologischen Auswirkungen auf die Wasserbilanz und -verfügbarkeit auch Auswirkungen auf ökologische und soziale Dimensionen. Die Maßnahmen tragen zur Verbesserung der Lebensqualität durch sauberere Luft und ein attraktives Lebensumfeld bei. Andere Ökosystemleistungen der diskutierten Maßnahmen umfassen Erholungsfunktion von Landschaften sowie Bildung und Bewusstseinserhöhung für Nachhaltigkeit, Ökologie und regionale Identität.

Die gesellschaftlichen Dimensionen wurden im Projekt durch die Integration von Governance- und Regulierungsmaßnahmen zusätzlich adressiert. Hierzu zählen u.a. Wasserbeiräte, die die intersektorale Kommunikation zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushalts als Ziel haben sowie Information und Kommunikation, um die Akzeptanz von Maßnahmen explizit zu erhöhen. Dies adressiert u.a. die Bevölkerung und weitere Sektoren, wie z.B. die Landwirtschaft und kommunale Verwaltung.

Die Governance- und Regulierungsmaßnahmen wurden analysiert und sind im Werkzeugkasten sowie in den Handlungsempfehlungen enthalten. Dabei wird die Relevanz von intersektoralem Austausch sowie Kommunikations- und Informationsmaßnahmen unterstrichen, um die Akzeptanz für die Implementierung von Umsetzungsmaßnahmen in der Bevölkerung und verschiedenen Zielgruppen zu erhöhen. Im Laufe des Projekts wurden die drei durchgeführten Stakeholder-Workshops ebenfalls genutzt, um die diversen Wirkungen der Maßnahmen zu unterstreichen und in der umsetzungsrelevanten Zielgruppe zu verbreiten.

II.6.6 Nutzen für die Wasserwirtschaft und Wassernutzer

Das Projekt etabliert den Landschaftswasserhaushalt als zentrale Kenngröße zur Bewirtschaftung ländlicher und urbaner Räume. Die Forschungsergebnisse können in die ökologische Gewässerentwicklung und -bewirtschaftung sowie in die Regulierung der Wassernutzung und die Bewirtschaftungsplanung der WRRL eingehen. Sie dienen zum einen der direkten praktischen Umsetzung in der Region, sind aber unter Einbezug regionaler und lokaler Gegebenheiten auf andere städtische und ländliche Räume übertragbar.

Der Maßnahmenkatalog umfasst zum einen die wesentlichen, für die Gewässerentwicklung grundlegenden Einzelmaßnahmen, die in ähnlicher Form auch den Bewirtschaftungsplänen etc. zugrunde liegen. Zum anderen sind sie wertvolle und innovative Beiträge für eine geänderte Landnutzung, die eine nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes ermöglicht. Durch den partizipativen Ansatz des Vorhabens wurden die sektoralen Anforderungen an die Wasserverfügbarkeit mit betrachtet.

Die Modellkopplung von Grund- und Oberflächengewässermodellen ist innerhalb der Wasserwirtschaft innovativ und erlaubt die integrale Betrachtung wasserwirtschaftlich wesentlicher Teile des Wasserkreislaufes. Sie ist auf andere Projekte übertragbar.

Die Anschlussfähigkeit der Projektergebnisse an die laufenden nationalen und föderalen Wasserstrategien, Programme und untergesetzlichen Leitlinien – z. B. Nationale Wasserstrategie (<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasser-bewirtschaften/nationale-wasserstrategie>), Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz (<https://www.bfn.de/thema/aktionsprogramm-natuerlicher-klimaschutz>), DWA Allianz „Gemeinsam für eine wasserbewusste Stadtentwicklung“ (<https://de.dwa.de/de/presseinformationen-volltext/gemeinsam-fuer-eine-wasserbewusste-stadt.html>), Zukunftsinitiative Klima:Werk im Emscher-Lippe-Gebiet (<https://www.klima-werk.de/>) – ist gegeben.

Der Maßnahmenkatalog und Werkzeugkasten des Vorhabens berücksichtigen außerdem das Konzept naturbasierter und multifunktionaler Lösungen in der Raumplanung und Wasserwirtschaft (Albert et al. 2022). Der Nutzen der Projektergebnisse liegt auch in ihrer katalytischen Wirkung, die die Dringlichkeit der erforderlichen Maßnahmen und damit der genannten Strategien und Programme in besonderer Weise unterstreicht.

Die Ergebnisse werden auf Fachtagungen und in deutsch- und englischsprachigen Fachpublikationen vorgestellt. Der Abschlussbericht wird anschließend um eine anschauliche Broschüre für Anwender aus Politik, Gesellschaft und Wasserwirtschaft ergänzt.

II.7 Fazit

Die Ergebnisse der Forschung im Projekt KliMaWerk.Wasser:Landschaft verdeutlichen, dass der Klimawandel den Landschaftswasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen bereits heute spürbar verändert und sich diese Trends in den kommenden Jahrzehnten deutlich verstärken werden. Langanhaltende Trockenperioden, häufiger auftretende Starkregenereignisse und steigende Temperaturen führen zu einer Verschiebung der saisonalen Wasserverfügbarkeit und damit zu einer erhöhten Belastung sowohl für die Ökosysteme als auch für die Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und Siedlungsräume. Hinzu kommt eine schon eingetretene, sich weiter verstärkende Wassertemperaturerhöhung mit weitreichenden Folgen für die Gewässerökologie.

Die Modellierungen zeigen, dass eine nachhaltige, naturbasierte Maßnahmenumsetzung die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf hydrologische Prozesse und ökologische Funktionen deutlich abmildern kann.

Besonders wirkungsvoll sind Maßnahmen, die den Wasserrückhalt in der Landschaft erhöhen – etwa durch Landnutzungsänderungen, Wiedervernässung von Auen, Entsiegelung, steuerbares Entwässerungsmanagement und eine konsequente Entwicklung von Ufergehölzen. Diese tragen nicht nur zur Stabilisierung des Wasserhaushalts bei, sondern verbessern auch die ökologische Resilienz der Fließgewässer und die biologische Vielfalt. Um solche Maßnahmen umsetzen zu können, muss die Verfügbarkeit geeigneter Flächen langfristig gesichert werden.

Die Anpassung muss auf Einzugsgebietsebene gedacht und sektorenübergreifend umgesetzt werden. Nur durch ein abgestimmtes Vorgehen von Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Kommunen, Naturschutz, Industrie und Bevölkerung kann der Übergang zu einer klimaresilienten Wasserlandschaft gelingen.

Die verschiedenen Stakeholder stehen vor der Aufgabe, ihre bisherigen Praktiken und Formen der Bewirtschaftung anzupassen. Entscheidend ist dabei, die notwendige Anpassung nicht als Belastung wahrzunehmen, sondern vielmehr als Chance, denn ein Wandel ist unumgänglich, um Wasserknappheit/-mangel sowie Schäden durch Starkregen entgegenzuwirken. Eine frühzeitige und proaktive Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen bringt Vorteile sowohl für einzelne Akteure als auch für die gesamte Gesellschaft.

Notwendig ist ein Paradigmenwechsel.

Dieser ist vergleichbar mit früheren gesellschaftlichen Entwicklungen. Änderungen bestehender Praktiken sind zunächst ungewohnt, stellen sich langfristig jedoch als selbstverständlich und vorteilhaft dar.

II.8 Zusammenarbeit mit anderen Stellen außerhalb des Verbundprojektes

II.8.1 WaX-Querschnittsthema Kommunikation und Partizipation

Die Projektleitung von KliMaWerk hat sich im WaX-Verbund gezielt um das Querschnittsthema Kommunikation und Partizipation gekümmert. Hintergrund ist, dass Kommunikation und Partizipation zentrale Bestandteile der WaX-Forschungsprojekte sind, um Ergebnisse nutzbar und übertragbar zu machen und die Öffentlichkeit für Wasserextreme zu sensibilisieren. Im Querschnittsthema wurde deshalb ein Erfahrungsaustausch dazu initiiert, um voneinander zu lernen und gemeinsam über Lösungen zu diskutieren. Dazu wurden 2023 und 2024 insgesamt vier Veranstaltung durchgeführt. Ein spezieller Schwerpunkt lag auf der Risikokommunikation.

Zielgruppen für das Querschnittsthema sind Verwaltungen wie Kommunen, Wasserbehörden und Landesämter, Wasserversorger, Wasserverbände, Fachöffentlichkeit, Multiplikatoren, Zivilgesellschaft und die breite Öffentlichkeit. Hauptziele waren das Erfassen von Prioritäten, Anforderungen und Konfliktpotenzialen, die Bewusstseinsstärkung, die Akzeptanzförderung für die Projektergebnisse, die Bereitstellung von Informationen und die Integration der Zielgruppe in den Prozess. Formate für die Kommunikation und Partizipation wurden zusammengetragen und bewertet, Erkenntnisse für die Projektarbeit abgeleitet und dem gesamten WaX-Verbund bereits gestellt.

II.8.2 Praxispartner, Stakeholderprozess und Vermittlung der Projektergebnisse an Stellen außerhalb des Projektverbundes

Das Vorhaben KliMaWerk war so angelegt, dass zum einen Praxispartner im Projekt direkt assoziiert waren. Hierzu gehörten die Bezirksregierung Münster als Genehmigungsbehörde u. a. für wasserwirtschaftliche Vorhaben, die Landwirtschaftskammer NRW und die Arbeitsgemeinschaft der Wasser- und Bodenverbände Westfalen-Lippe. Zum anderen wurden die wesentlichen Stakeholder aus Verwaltung, Naturschutz, Landnutzung, Wasserversorgung und weiteren betroffenen Sektoren in mehrfachen Veranstaltungen am Projektfortschritt und der Festlegung von einzelnen Maßnahmen beteiligt (II.4.3). Letzteres diente auch der Abschätzung der Akzeptanzfähigkeit bei potenziellen land- und forstwirtschaftlichen Veränderungen.

Während der Projektlaufzeit wurden die Projektergebnisse sukzessive an interessierte Stellen außerhalb des Projektverbundes vermittelt, gehäuft zum Projektende hin. Dies erfolgte auf Einladung durch Hochschulen, Landesumweltämter, Bildungszentren, Einrichtungen des Naturschutzes oder durch andere Forschungsvorhaben im WaX-Gesamtverbund. Eine direkte Zusammenarbeit erfolgte z. B. mit dem WaX-Vorhaben Dry Rivers im Bereich der limnologischen Untersuchungsteile.

II.9 Veröffentlichungen, Vorträge und Poster

II.9.1 Veröffentlichungen

Sommerhäuser, M. (2024). Stadt, Landschaft und Gewässer im Klimawandel. Aus Praxis und Forschung: Klimawandelangepasstes Flussgebietsmanagement an Emscher und Lippe. Informationen zur Raumentwicklung, Heft 4/2024, 60-67.

Sommerhäuser, M., Baetz, N., Gerner, N.V. (2025). Ganzheitliche Lösungen zur Stärkung von Fließgewässern im Klimawandel: Der Werkzeugkasten des BMBF-Projektes KliMaWerk. In: Impulse aus Europa - Herausforderungen, Innovationen und praktische Lösungen, 58. Essener Tagung für Wasserwirtschaft vom 26.-28. März 2025 in Aachen. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, 259, 726-735. ISSN 0342-6068.

Stappert, H.M.; Blanke, P.; Hering, D.; Kail, J. (2025). Mitigating the effects of extreme low-flow on stream macroinvertebrates: the role of woody riparian vegetation and groundwater. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05886-2>.

Grantz, S.F., Wagner, P.D., Kiesel, J., Fohrer, N. (2025). Assessing the Impacts of Land Use and Land Cover-Based Drought Adaptation Measures with an Eco-Hydrological Model. *Hydrology and Earth System Sciences*. (Under review)

Reineke, J., Stein, U., Bueb, B., Meyenberg, I., Tröltzscher, J. (2026). Assessing Combinations of Multifunctional Measures in Climate-resilient Sponge Landscapes: Insights from Cross-Impact Balance Analysis in the Lippe Catchment Area, Germany. *Sustainability*. (Under review)

Stappert, H.M., Blanke, P., Hering, D., Kail, J. (2026). Minor and differential effects of hydrological extremes on five organism groups inhabiting perennial lowland streams. *Inland Waters*. (In preparation)

Grantz, S.F., Wagner, P.D., Kiesel, J., Fohrer, N. (2026): Landnutzungsänderungen als Anpassungsmaßnahmen an hydrologische Extreme – Eine modellbasierte Szenarioanalyse. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*. (In preparation)

Grantz, S.F., Wagner, P.D., Kiesel, J., Fohrer, N. (2026). Assessing the impacts of controlled drainages on water retention in the landscape. (In preparation)

II.9.2 Vorträge

Tagung	Datum	Ort	Titel	Autoren	Partner
14. SPRING-User-Conference	06.-07.10.2022	Witten	KliMaWerk: Modellkonzept und bisherige Ergebnisse zur Grundwassermodellierung (Hammbach-Wienbach)	Katrin Brömmе	DEH
14. SPRING-User-Conference	06.-07.10.2022	Witten	Kopplung der Modelle NASIM und SPRING am Beispiel des Einzugsgebietes Hammbach	Oliver Buchholz, Alexandra Amann	HYD
Gewässer im Klimawandel – Fachtagung kompakt	01.03.2023	Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA), Recklinghausen	KliMaWerk – Wasser:Landschaft Nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes zur Erhöhung der Klimaresilienz: Management und Werkzeuge	Nadine Gerner, Nicolai Bätz, Mario Sommerhäuser	LV
SWAT conference	26.-30.06.2023	Aarhus University, Dänemark	Setting up a SWAT+ model to study low flow conditions and measures to increase drought resilience	Sven Grantz, Paul Wagner, Jens Kiesel, Nicola Fohrer	UKI
DWA Hauptausschuss Gewässer und Boden	05.-06.10.2023	-	Resilienz der Gewässer, Expertengespräch Landschaftswasserhaushalt	Mario Sommerhäuser	LV
NASIM Infotage 2023	19.-20.10.2023	Aachen	NASIM-Kopplung Grundwasser am Beispiel Projekt KliMaWerk	Alexandra Amann, Heidrun Bültmann, Oliver Buchholz, Katrin Brömmе, Timo König, Christoph König	HYD, DEH
Fachtagung Verbesserter Wasserrückhalt in Gewässer und Aue	10.11.2023	OTTER-ZENTRUM, Hankensbüttel	Gewässerschutz im Klimawandel Resilienzerhöhung durch Renaturierung und Stärkung des Landschaftswasserhaushalts	Nicolai Bätz, Nadine Gerner, Mario Sommerhäuser	LV
Workshop Flussgebietsmanagement der DWA	22.11.2023	Essen	Strategien und Maßnahmen zur Erhöhung der ökologischen und hydrologischen Klimaresilienz im Landschaftswasserhaushalt	Mario Sommerhäuser	LV

FH-DGGV, 29. Tagung der Fachsektion Hydrogeologie e. V. in der DGGV e. V.	20.-23.03.2024	Aachen	Integration von Prozessen in der vadosen Zone und in Oberflächengewässern in die Grundwassermodellierung	Katrin Brömmel, Martin Becker, Simon Schröder, Harald Zepp, Timo König	DEH
Zukunftsauflage naturnaher Landschaftswasserhaushalt	18.04.2024	Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn	Maßnahmen zur klimaresilienten Gestaltung des Landschaftswasserhaushalts	Tim Wiese	PBK
EGU General Assembly 2024	14.-19.04.2024	Wien	Assessing the potential of landuse-based climate adaptation measures to increase drought resilience.	Sven F. Grantz, Paul D. Wagner, Jens Kiesel, Nicola Fohrer	UKI
SWAT conference	08.-12.07.2024	National School for Water and Environmental Engineering (ENGEES), Straßburg	Modelling climate resilience measures with SWAT+ Impacts of land use adaptations on water retention	Sven F. Grantz, Paul D. Wagner, Jens Kiesel, Nicola Fohrer	UKI
Water Graduate School Colloquium	26.02.2025	Universität Duisburg-Essen, Essen	Extreme droughts and heavy rainfall – What does an adapted landscape water regime look like? First results of the BMBF-project KliMaWerk	Nicolai Bätz	LV
Tag der Hydrologie	19.-21.03.2025	Universität Augsburg	Modellbasierte Evaluierung von Maßnahmen zur Steigerung der Dürerrerilienz des Landschaftswasserhaushalts	Sven F. Grantz, Paul D. Wagner, Jens Kiesel, Nicola Fohrer	UKI
Essener Tagung 2025	26.-28.03.2025	Aachen	Extreme Trockenheit und Starkregen – Wie sieht ein angepasster Landschaftswasserhaushalt aus? Ausgewählte Ergebnisse des Projekts KliMaWerk	Mario Sommerhäuser, Nadine Gerner, Nicolai Bätz	LV
Wassermanagement in Zeiten des Klimawandels	30.06.2025	Business Metropole Ruhr (BMR), Gelsenkirchen	KliMaWerk – Wasser:Landschaft. Nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes zur Erhöhung der Klimaresilienz: Management und Werkzeuge	Mario Sommerhäuser	LV

SPRING User Conference	02.07.2025	Witten	KliMaWerk: Kopplung SPRING – NASIM	Oliver Buchholz, Alexandra Amann	HYD
Fachgespräch	29.07.2025	Landesamt für Natur, Umwelt und Klimaschutz (LANUK NRW), Duisburg	KliMaWerk – Wasser:Landschaft. Nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes zur Erhöhung der Klimaresilienz: Management und Werkzeuge	Mario Sommerhäuser	LV
Interdisziplinäre Tagung Wasserextremereignisse	24.09.2025	Koblenz	Klimawandel und Extremereignisse. Herausforderungen für die Wasserwirtschaft und Lösungsansätze zur Stärkung von Fließgewässern und des Landschaftswasserhaushaltes	Mario Sommerhäuser et al.	LV
Tag der Hydrologie	4.-6.03.2026	Kassel	Landnutzungsänderungen als Anpassungsmaßnahmen an hydrologische Extreme – Eine modellbasierte Szenarioanalyse (Abstract eingereicht)	Sven F. Grantz, Paul D. Wagner, Jens Kiesel, Nicola Fohrer	UKI

II.9.3 Poster

Tagung	Datum	Ort	Titel	Autoren	Partner
Tag der Hydrologie	21.-23.03.2023	Ruhr-Universität Bochum	Hydrologische Modellierung von Maßnahmen zur Steigerung der Dürre- und Starkregenresilienz	Sven F. Grantz, Alexandra Amann, Oliver Buchholz, Katrin Brömme, Timo M. König, Paul D. Wagner, Jens Kiesel, Nicola Fohrer	UKI, HYD, DEH
Tag der Hydrologie	21.-23.03.2023	Ruhr-Universität Bochum	KliMaWerk – Wasser:Landschaft. Nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes zur Erhöhung der Klimaresilienz: Management und Werkzeuge	Nicolai Bätz, Nadine Gerner, Mario Sommerhäuser	LV

EGU General Assembly 2023	23.-28.04.2023	Wien	Hydrological Modelling of Droughts and Stormwater Events to Develop Climate Resilient Water Management Strategies	Alexandra Amann, Sven F. Grantz, Katrin Brömmel, Timo M. König, Oliver Buchholz, Paul Wagner, Nicola Fohrer	UKI, DEH, HYD
Jahrestagung DGL 2023	18.-22.09.2023	Universität Köln	Too hot to handle? Natural stream characteristics mitigate negative effects of extreme low-flows on macroinvertebrates	Hannah-Marie Stappert, Jochem Kail, Daniel Hering	UDE
DWA Workshop Flussgebietsmanagement "Klimaanpassung als Herausforderung und Chance bei der Gewässerentwicklung"	22.-23.11.2023	Universität Duisburg-Essen, Essen	Maßnahmen zur klimaresilienten Gestaltung des Landschaftswasserhaushalts	Hannah Behrens, Tim Wiese, Nicolai Bätz	PBK, LV
Tag der Hydrologie	19.-21.03.2024	Freie Universität Berlin	Verbesserte Vorhersage der Auswirkungen von hydrologischen Extremen durch die Kopplung eines Oberflächenwasser- und eines Grundwassерmodells	Alexandra Amann, Valerie Lutz, Katrin Brömmel, Timo M. König, Oliver Buchholz	HYD, DEH
Tag der Hydrologie	19.-21.03.2024	Freie Universität Berlin	Hydrologische Modellierung von Maßnahmen zur Steigerung der Klimaresilienz	Sven F. Grantz, Paul D. Wagner, Jens Kiesel, Nicola Fohrer	UKI
Zukunftsauflage naturnaher Landschaftswasserhaushalt	18.04.2024	Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn	Maßnahmen zur klimaresilienten Gestaltung des Landschaftswasserhaushalts	Hannah Behrens, Tim Wiese, Nicolai Bätz, Sarah Lange	LV, PBK

II.10 Literaturverzeichnis

II.10.1 Literatur

- Albert, C., Hansen, R., Dehnhardt, A., Deppisch, S., Fürst, C., Geißler, G., Gerner, N., Marzelli, S., Poßer, C., Rathmann, J., Schrapp, L., Schröter-Schlaack, C., Warner, B. (2021). Das Ökosystemleistungskonzept in der räumlichen Planung – zehn Thesen. Raumforschung und Raumordnung | Spatial Research and Planning, 80/1, 7–21. <https://doi.org/10.14512/rur.76>.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., and Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc., 34, 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.
- Bernhardt, J. J., Rolfes, L., Kreins, P., Henseler, M. (2022). Ermittlung des regionalen Bewässerungsbedarfs für die Landwirtschaft in Bayern. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig.
- Bieger, K., Arnold, J. G., Rathjens, H., White, M. J., Bosch, D. D., Allen, P. M., Volk, M., Srinivasan, R. (2017). Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool, JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc., 53, 115–130. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>.
- Blickensdörfer, L., Oehmichen, K., Pflugmacher, D., Kleinschmit, B., Hostert, P. (2024). National tree species mapping using Sentinel-1/2 time series and German National Forest Inventory data. Remote Sens. Environ., 304, 114069. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2024.114069>.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2008). Grundwasser in Deutschland. Reihe Umweltpolitik. Berlin
- BMU (2020). Kernbotschaften, Ergebnisse und Dokumentation des Nationalen Wasserdials.
- BMUV (2023). Nationale Wasserstrategie. Kabinettsbeschluss vom 15. März 2023.
- BMWK – Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (2023). Was uns die Folgen des Klimawandels kosten – Merkblatt #05. Schäden von Flutereignissen in Deutschland. Berlin.
- Broadmeadow, S.B., Jones, J.G., Langford, T.E.L., Shaw, P.J., Nisbet, T.R. (2011). The influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. River Research and Applications, 27, 226–237.
- BUND Leipzig, (2022). Baumsteckbrief Eiche. Biodiversität, Natur- und Artenschutz, Stadtentwicklung und Verkehr, Umweltbildung.
- Copernicus. Imperviousness Density 2018 (raster 10 m), Europe, 3-yearly: <https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-impermeability/impermeability-density-2018>.
- Datry, T., Bonada, N., Boulton, A. (2017). Intermittent rivers and ephemeral streams – ecology and management. Elsevier, London, 597 Seiten.
- delta h (2024). Machbarkeitsstudie instationäre Berechnung im Lippe EZG. Kurzdokumentation, Projekt im Auftrag des LANUV NRW, unveröffentlicht.
- Dölling, M., Dölling, B. (2020). Neues zur Geologie der Haltern-Formation im westlichen Münsterland. scriptumonline, 10, Abb. 4, Krefeld. https://www.gd.nrw.de/zip/scriptumonline-10_2020-03.pdf.
- Dreblow, E. et al. (2011). Scenario Development: An introductory manual.
- DVGW (2016). Aufbau und Anwendung numerischer GW-Modelle in Wassergewinnungsgebieten. Technische Regel – Arbeitsblatt DVGW W 107 (A).
- DWD, Deutscher Wetterdienst (Hrsg.) (2022). KOSTRA-DWD-2020: Hinweise und Hilfestellungen zur Verwendung des KOSTRA-DWD-Datensatzes Version 2022. Thomas Junghänel, Dr. Jennifer Ostermöller, Dr. Thomas Deutschländer. Abteilung Hydrometeorologie. Offenbach am Main
- Edwards, F., Baker, R., Dunbar, M., Laizé, C. (2012). A review of the processes and effects of droughts and summer floods in rivers and threats due to climate change on current adaptive strategies. REFRESH Deliverable. 2.14.

EU (2000). RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION.

European Environment Agency (2020). CORINE Land Cover 2018 (vector), Europe, 6-yearly - version 2020_20u1, May 2020. European Environment Agency. <https://doi.org/10.2909/71c95a07-e296-44fc-b22b-415f42acfdf0>.

Fiener, P. & Auerswald, K (2017). Grassed Waterways. In Precision Conservation: Geospatial Techniques for Agricultural and Natural Resources Conservation. Alliance of Crop, Soil, and Environmental Science Societies. Madison.

Fu, P. and Rich, P.M. (2000). The Solar Analyst 1.0 Manual. Helios Environmental Modeling Institute (HEMI), USA.

Fu, P. and Rich, P.M. (2002). A Geometric Solar Radiation Model with Applications, Agriculture and Forestry. Computers and Electronics in Agriculture, 37, 25–35.

Geologischer Dienst NRW (2023). Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000, 2023.

Goldberg, V., Bernhofer, C. (2011). Wasserhaushalt bewaldeter Einzugsgebiete. In: Warnsignale Klima: Genug Wasser für alle?, 3. Auflage, Lozán, J.L., Graßl, H., Hupfer, P., Karbe, L., Schönwiese, C.-D. (Hrsg.).

Grantz, S. F., Wagner, P. D., Kiesel, J., and Fohrer, N.: Modeling hydrologic impacts of land use and land cover-based climate adaptation measures under drought conditions, Hydrol. Earth Syst. Sci., 2025.

Gulder, H.G. (2017). Das Wurzelwerk der Fichte. In: Wissenschaft und Forschung, LWF Wissen 80.

Gupta H.V. et al. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. Journal of Hydrology 377 S. 80–91.

Hargreaves, G. H. and Samani, Z. A. (1985). Reference Crop Evapotranspiration from Temperature, Appl. Eng. Agric., 1, 96–99. <https://doi.org/10.13031/2013.26773>.

Hartmann, P. (2012). Nutzbare Feldkapazitäten im effektiven Wurzelraum an BZE2-Standorten in Baden-Württemberg. In: BERICHTE FREIBURGER FORSTLICHE FORSCHUNG, HEFT 96, ISSN: 1436 – 1566.

Hauck, J., Schweppe-Kraft, B., Albert, C., Görg, C., Jax, K., Jensen, R., Fürst, C., Maes, J., Ring, I., Hönigová, I., Burkhard, B., Mehring, M., Tiefenbach, M., Grunewald, K., Schwarzer, M., Meurer, J., Sommerhäuser, M., Priess, J., Schmidt, J., Grêt-Regamey, A. (2013). The Promise of the Ecosystem Services Concept for Planning and Decision-Making. In: GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 22, 4, 232–236. <https://doi.org/10.14512/gaia.22.4.6>.

IPCC (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

IPCC (2023). Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115. doi:10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.

IWW (2019). Umgang mit Zielkonflikten bei der Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel – Abschlussbericht. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Kail, J., Palt, M., Hering, D. (2021). Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. Hydrological Processes, 35(1), e14008.

Kakouei, K., Kiesel, J., Kail, J., Pusch, M., Jähnig, S.C. (2017). Quantitative hydrological preferences of benthic stream invertebrates in Germany. Ecological Indicators, 79, 163-172.

Kendall, M. G. (1955). Rank Correlation Methods, Griffin, London.

Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M. (2012). Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. J. Hydrol., 424–425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>, 2012.

Koenzen, U., Kurth, A., Günther-Diringer, D. (2021). Auenzustandsbericht 2021. Bundesamt für Naturschutz (BfN). <https://doi.org/10.19217/brs211>

- König, C., Becker, M., Brömmel, K., Diehl, A., König, T., Rosen, Br., Rüber, O., Schröder, S., Seidel, T., Zimmermann, C. (2023). SPRING Benutzerhandbuch. ISBN 978-3-00-073433-5
- KTBL (2009). Faustzahlen für die Landwirtschaft. 14. Auflage., Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. KTB, Darmstadt, pp. 1180. <https://doi.org/19494>, 2009.
- Landesvermessung NRW (2023). Digitales Geländemodell NW Gitterweite 1m, Geobasis NRW, Bezirksregierung Köln. https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/geobasis/hm/dgm1_xyz/. Abgerufen am 30.06.2022.
- LANUV NRW – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2011). Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis. LANUV-Arbeitsblatt 16.
- LANUV NRW – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2020). Ermittlung der typspezifischen Entwicklungsfläche für Fließgewässer in NRW. Handlungsanleitung. LANUV-Arbeitsblatt 55.
- LfL, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2024). Versuchsergebnisse Körnerhirse (*Sorghum bicolor*). <https://www.lfl.bayern.de/ipz/mais/295682/index.php>. Abgerufen am 28.11.2025.
- Lutz, V. (2024). Modellgestützte Potenzialanalyse von Maßnahmen zur Etablierung eines nachhaltigen Landschaftswasserhaushaltes im Kontext der Umsetzung von Schwammstadt-Konzepten sowie Gewässerstrukturierung. Masterarbeit, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie Leibniz Universität Hannover, 15.07.2024, 162 Seiten.
- Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13, 245–259.
- McKee, T. B., Doesken, N. J., and Kleist, J. (1993). The Relationship of Drought Frequency and Duration to Time Scales. Eighth Conference on Applied Climatology, 17-22 January 1993, Anaheim, California.
- Mehl, D., Schneider, M., Lange, A., Dahl, R. (2020). Oberflächenwasserentnahme versus Mindestabfluss im Kontext von WRRL und Klimawandel. Wasser und Abfall, 04.
- Meier, W., Bonjour, C., Wuest, A., Reichert, P. (2003). Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 129, 755764.
- Meißer, J. und Louven, S. (2021). Erläuterungsbericht „Anschluss des Wienbachs bei Dorsten an die Lippe, Vorplanung“. Lippe Wassertechnik GmbH, 135 Seiten (Lfd.-Nr. 27, Tabelle 2 1).
- Meißer, J. und Rieger, D. (2009). Erläuterungsbericht „Hydrologisches Gebietsmodell zum Einzugsgebiet des Hammbaches in Dorsten“. Lippe Wassertechnik GmbH, 54 Seiten (Lfd.-Nr. 19, Tabelle 2 1).
- Meißer, J., Werner, F., Barein, A., Kons, S. (2019). Abschlussbericht „Maßnahmenkonzept für konkurrierende Grundwassernutzungen im Einzugsgebiet des Hammbachs in Dorsten“. Lippe Wassertechnik GmbH, 107 Seiten (Lfd.-Nr. 18, Tabelle 2 1).
- Mignien, L. & Stoll, S. (2023). Effects of high and low flows on abundances of fish species in Central European headwater streams: The role of ecological species traits. *Science of the Total Environment*, 888, 163944.
- MKULNV NRW – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (2011). Klimawandel und Boden - Auswirkungen der globalen Erwärmung auf den Boden als Pflanzenstandort. Düsseldorf.
- Monk, W.A., Woodk, P.J., Hannah, D.M., Extence, C.A., chadd, R.P., & Dunbar, M.J. (2012). How does macroinvertebrate taxonomic resolution influence ecohydrological relationships in riverine ecosystems?. *Ecohydrology*, 5, 36-45.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 50 (3), 885–900.
- Müller, E. V. (2022). Analysis of forest-specific ecosystem services with regard to water balance components: Runoff and groundwater recharge in the forest. Landesforsten Rheinland-Pfalz, Trier, pp. 238.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R. (2011). Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation.
- Olden, J.D. & Poff, N.L. (2003). Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications*, 19, 101-121.

- O'Neill, B.C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K.L., Hallegatte, S., Carter, T.R., Mathur, R., van Vuuren, D.P. (2014). A new scenario framework for climate change research: The concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change* 122, 387-400.
- Peña-Guerrero, M. D., Naudit, A., Muñoz-Robles, C., Ribbe, L., Mezza, F. (2020). Drought impacts on water quality and potential implications for agricultural production in the Maipo River Basin, Central Chile. *Hydrological Sciences Journal* 65 (6), 1005–1021.
- Pérez, J., Boyero, L., Pearson, R.G., Gessner, M.O., Tonin, A., Lopez-Rojo, N., Rubio-Rios, J. et al. (2025). Positive feedback of climate warming by stream microbial decomposers indicated by a global space-for-time substitution study. *Global Change Biology*, 31, e70171.
- Rauthe, M., Steiner, H., Riediger, U., Mazurkiewicz, A., and Gratzki, A. (2013). A Central European precipitation climatology. Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). *Meteorol. Z.*, 22, 235–256. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0436>.
- Razafimaharo, C., Krähenmann, S., Höpp, S., Rauthe, M., Deutschländer, T. (2020). New high-resolution gridded dataset of daily mean, minimum, and maximum temperature and relative humidity for Central Europe (HYRAS). *Theor. Appl. Climatol.*, 142, 1531–1553. <https://doi.org/10.1007/s00704-020-03388-w>.
- Riahi, K., Van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'neill, B. C., Fujimori, S., ... & Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global environmental change*, 42, 153-168.
- Sen, P. K. (1968). Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *J. Am. Stat. Assoc.*, 63, 1379, <https://doi.org/10.2307/2285891>.
- Stubbington, R., Bogan, M.T., Bonada, N., Boulton, A.J., Datry, T., Leigh, C. Vorste, R.V. (2017). The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: Aquatic invertebrates. In: Datry, T., Bonada, N. & Boulton, A. *Intermittent rivers and ephemeral streams – ecology and management*. Elsevier, London, 597 Seiten.
- Tiegs, S.D., Capps, K.A., Costello, D.M., Schmidt, J.P., Patrick, C.J., Follstad Shah, JJ, LeRoy, C.J., & the CELLDEX Consortium (2024). Human activities shape global patterns of decomposition rates in rivers. *Science*, 384, 1191–1195.
- Tiegs, S.D., Costello, D.M., Isken, M.W., Woodward, G., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., et al. (2019). Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances*, 5, eaav0486.
- Toshevski, S., Kaiser, M., Fuchs, S., Sacher, F., Thoma, A., Kümmel, V., Lambert, B. (2020). Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen: Ein deutschlandweit harmonisiertes Vorgehen. Dessau-Roßlau.
- Turschwell, M.P., Peterson, E.E., Balcombe, S.R., Sheldon, F. (2016). To aggregate or not? Capturing the spatio-temporal complexity of the thermal regime. *Ecological Indicators*, 67, 39–48.
- U.a. Bosch & Partner GmbH (2021). Klimaschutzkonzept. Anpassung an den Klimawandel im Kreis Lippe. Bestandsaufnahme. Im Auftrag von Kreis Lippe – der Landrat.
- UBA – Umweltbundesamt (2025b). Pressemitteilung des UBA: Zwei Prozent, die viel bewirken können. Umweltbundesamt spricht sich für verstärkte Renaturierung von Flüssen und Bächen aus. <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/zwei-prozent-die-viel-bewirken-koennen>. Abgerufen am 24.10.2025.
- UBA (2019). Sozioökonomische Szenarien als Grundlage der Vulnerabilitätsanalysen für Deutschland. Teilbericht des Vorhabens „Politikinstrumente zur Klima-anpassung“. *Climate Change* 25/2019. Dessau-Roßlau.
- UBA (Umweltbundesamt) (2025a). Landschaftswasserhaushalt stabilisieren. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/extremereignisseklimawandel/landschaftswasserhaushalt-stabilisieren>? Abgerufen 12.11.2025.
- USDA Soil Conservation Service (1972). National Engineering Handbook. Section 4 Hydrology, Chapters 4-10, USDA.
- van Treeck, R. & Wolter, C. (2021). Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur, Projekt O 10.20 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2020. Stand: 19.11.2021. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): 83 S. <http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/projektberichte/lawa/>

- Verdonschot, R.C., van Oosten-Siedlecka, A.M., Ter Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M. (2015). Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream. *Freshwater Biology*, 60, 282–296.
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., and López-Moreno, J. I. (2010). A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index, *J. Clim.*, 23, 1696–1718, <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>.
- Wegehenkel, M. (2012). Erste Ergebnisse von Simulationen des Wasserhaushaltes von drei europäischen Level-II Standorten mit den Modellen THESEUS und Hydrus-1D. In: *BERICHTE FREIBURGER FORSTLICHE FORSCHUNG*, HEFT 96, ISSN: 1436 – 1566.
- WHG (Wasserhaushaltsgesetz). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Juni 2020 (BGBl. I Seite 1408).
- Wilbers, G.-J., Zwolsman, G., Klaver, G., Hendrik, A. J. (2009). Effects of a drought period on physico-chemical surface water quality in a regional catchment area. *Journal of Environmental Monitoring* 11 (6), 1298.
- Worrall, T.P., Dunbar, M.J., Extence, C.A., Laizé, C.L.R., Mont, W.A., Wood, P.J. (2014). The identification of hydrological indices for the characterization of macroinvertebrate community response to flow regime variability. *Hydrological Sciences Journal*, 59, 645–658.
- Zepp et al. (2017). Implizite Berechnung der Grundwasserneubildung (RUBINFLUX) im instationären Grundwasserströmungsmodell SPRING. Eine neue Methodik für regionale, räumlich hochauflöste Anwendungen. *Grundwasser* 22, 113–126. DOI:10.1007/s00767-017-0354-3.

II.10.2 Software

- ArcGIS (2021). Zonale Statistiken (Spatial Analyst). ESRI, Redlands (CA), USA.
- ArcGIS Dokumentation (2019). Sonneneinstrahlungsanalyse. ESRI, Redlands (CA), USA. <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.7/tools/spatial-analyst-toolbox/understanding-solar-radiation-analysis.html>. Abgerufen am 04.08.2024.
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- ArcGIS Desktop®, Version 10.8.2. ESRI, Redlands (CA), USA.
- TimeView®, Version 3.2.4. Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen.
- NASIM®, Version 5.5.5. Benutzerdokumentation, Juni 2025. Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen.
- NASIM®, Version 4.6.5. Benutzerdokumentation, Stand Mai 2018. Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen.
- Jabron, Version 7.1.6. Benutzerdokumentation, Januar 2021. Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen.
- ScenarioWizard, Version 4.4. Weimer-Jehle, W. ScenarioWizard: Qualitative System- und Szenarioanalyse mit der Cross-Impact Bilanzanalyse. ZIRIUS, Universität Stuttgart. https://www.cross-impact.de/deutsch/CIB_d_ScW.htm.
- QGIS, Version 3.40.4. QGIS.org, QGIS Geographic Information System, QGIS Association.