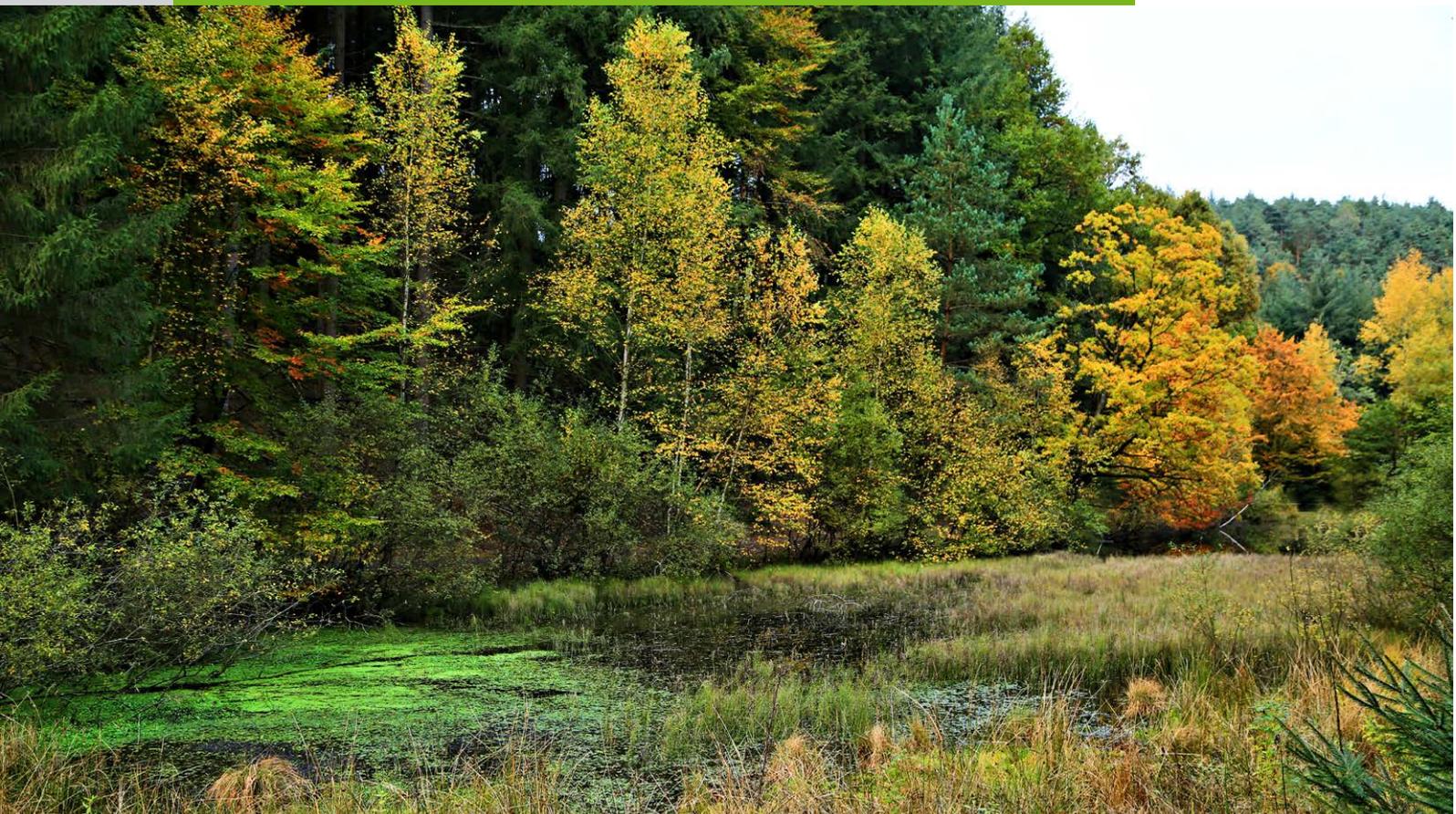




ANALYSE DER WALDSPEZIFISCHEN ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IM HINBLICK AUF DIE WASSER- HAUSHALTSKOMPONENTEN: ABFLUSS UND GRUNDWASSERNEUBILDUNG IM WALD

Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Nr. 90/23



IMPRESSUM

Herausgeber:

Zentralstelle der Forstverwaltung
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF)
Hauptstraße 16
D-67705 Trippstadt
Telefon: +49-6131-884-268-0, Telefax: +49-6131-884-268-300
zdf.fawf@wald-rlp.de
www.fawf.wald.rlp.de

Verantwortlich:

Der Leiter der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz

Dokumentation:

Mitteilung FAWF, Trippstadt
Nr. 90/23, 122 Seiten

Gestaltung, Grafik und Satz:

Christine Romero, FAWF Rheinland-Pfalz

ISSN 1610-7705 Mitteilungen aus der
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 90/23

nur als Download
<http://fawf.wald.rlp.de/index.php?id=2601>

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Veröffentlichung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten

Titelbild:

Natürliches Retentionsgebiet im Pfälzer Wald, Stüthenhof 2016 (Foto: Prof. Dr. G. Schüler)

ANALYSE DER
WALDSPEZIFISCHEN
ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN IM HINBLICK AUF
DIE WASSERHAUSHALTSKOMPONENTEN:
ABFLUSS UND
GRUNDWASSERNEUBILDUNG IM WALD

DR. EVA VERENA MÜLLER

Zentralstelle der Forstverwaltung

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz,
Trippstadt 2024

VORWORT

Wer hätte je gedacht, dass das Thema Wasserknappheit in Mitteleuropa, in Deutschland und damit auch bei uns in Rheinland-Pfalz ein relevantes und breit diskutiertes Thema wird. Denn grundsätzlich galt Deutschland bisher als ein wasserreiches Land, auch wenn periodisch einzelne Trockenjahre auftraten. Dramatische Trockenschäden in den Wäldern, Ernteaufschläge in der Landwirtschaft, zu niedrige Wasserstände in Flüssen und Seen sowie massive Rückgänge in der Grundwasserneubildung sind deutliche Signale für diese klimawandelbedingten Veränderungen im Niederschlagsgeschehen. Immense ökonomische und ökologische Schäden sind die Folge. Andererseits können auch zunehmende Starkregenereignisse umfassende Schäden verursachen.

Mit etwas mehr als 42 % Wald an der Landesfläche ist unser Rheinland-Pfalz gemeinsam mit Hessen das walddreichste Bundesland. Wälder sind intensiv mit dem Wasserhaushalt unserer Landschaften verbunden und erbringen wichtige regulierende und versorgende Ökosystemleistungen. Dazu gehört etwa die Versorgung mit sauberem Trinkwasser über die Grundwasserneubildung wie auch der dezentrale Hochwasserschutz über abflussregulierende Wirkungen. Vor dem Hintergrund von Klimawandel, veränderten Niederschlagsmustern mit anhaltenden Trockenperioden im Sommer und erhöhten Niederschlägen im Winterhalbjahr stehen Waldbestände zunehmend unter Stress. Trockenschäden machen die Bäume anfälliger für Krankheiten, Sturmereignisse erhöhen den Anteil an Kahllagen im Wald und ausgetrocknete oder übersättigte Böden können die Niederschläge nicht mehr gut aufnehmen. Insgesamt verschlechtert sich also die Lage für die Erbringung der wichtigen Ökosystemleistungen unserer Wälder.

In diesem Kontext gewinnen Maßnahmen und Managementstrategien zur Unterstützung der regulierenden und bereitstellenden Ökosystemleistungen bei der alltäglichen Entwicklung unserer Waldökosysteme an Bedeutung. Daher sind die Wälder in unserem Land wichtige Elemente einer Risikovorsorge, um den weitreichenden Veränderungen des Niederschlagsregimes wirksam zu begegnen.

Die vorliegende Arbeit beleuchtet sowohl die Bedeutung als auch den aktuellen Zustand der Ökosystemleistungen Grundwasserneubildung und Oberflächenabfluss im Pfälzerwald. Anhand einer hydrologischen Modellierung zeigt Frau Dr. Müller darüber hinaus auch mögliche zukünftige Entwicklungen und geht neben dem Belastungsfaktor Klimawandel auch auf waldwirtschaftliche Praktiken und deren Auswirkungen ein. So widmet sie sich dem Einfluss der Befahrung mit Arbeitsmaschinen im Rahmen der Waldbewirtschaftung und zeigt den Einfluss der forstlichen Infrastruktur auf den Wasserhaushalt auf. Aus den Forschungsergebnissen werden Maßnahmenempfehlungen für die Praxis abgeleitet, die auf die Verbesserung der wasserbezogenen Ökosystemleistungen abzielen.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Projektes ECOSERV „Grenzüberschreitende Verbesserung der Qualität von Ökosystemdienstleistungen in Schutzgebieten und angrenzenden Regionen: Erfassung, Instrumente, Strategien“ erarbeitet. Das Projekt ECOSERV wurde ermöglicht durch die finanzielle Förderung seitens der EU im Programm INTERREG V Oberrhein unter der Projekträgerchaft der Universität Koblenz-Landau. Dafür gilt unser Dank dem EU INTERREG-Sekretariat für die Region Oberrhein in Strasbourg.

Die vorliegende Arbeit ist als Dissertation in der Abteilung Bodenkunde im Fachbereich Raum- und Umweltwissenschaften der Universität Trier und in Kooperation mit der Abteilung für Hydrologie und Wasserwirtschaft des Instituts für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität Kiel erstellt worden. In der hier geübten Zusammenarbeit von anwendungsorientierter Ressortforschung mit der spezifischen Expertise grundlagenorientierter, universitärer Forschung können wissenschaftliche Ressourcen und das Potenzial von Netzwerken für fundierte und abgewogene Problemlösungen genutzt werden.

Mainz im März 2024

Katrin Eder

Ministerin für Klimaschutz,
Umwelt, Energie und Mobilität

I INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	III
ABSTRACT	V
II ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	VII
III TABELLENVERZEICHNIS	XI
IV ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XIII
1 EINFÜHRUNG	1
1.1 Bedeutung, Rahmenbedingungen und Zielsetzung der Arbeit	1
1.2 Methodik	4
2 GRUNDLAGEN UND DEFINITIONEN	5
2.1 Wasserhaushaltskomponenten – hydrologische, pedologische und hydraulische Grundlagen	5
2.1.1 Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Vegetation	5
2.1.2 Wasser in der Bodenzone	6
2.1.3 Wasser im Gerinne	10
2.2 Ökosystemdienstleistungen	10
2.3 Wasserbezogene Ökosystemdienstleistungen des Waldes	11
2.3.1 Wasserbezogene regulierende ÖSDL des Waldes	12
2.3.2 Wasserbezogene versorgende ÖSDL des Waldes	14
2.4 Aktuelle und zukünftige Herausforderungen	17
2.4.1 Klimawandel	17
2.4.2 Waldbewirtschaftung	19
2.4.3 Luftverschmutzung	22
3 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET	24
3.1 Klima	24
3.2 Geologie, Hydrogeologie and Pedologie	25
3.3 Oberflächengewässer	27
3.4 Vegetation	27

4	MODELLIERUNGSMETHODE	29
4.1	Modellaufbau des Einzugsgebiets	30
4.1.1	Modellspeisung	32
4.1.1.1	Klimadaten und Klimaprojektionen	33
4.1.1.2	Landnutzungsdaten	33
4.1.1.3	Bodendaten	34
4.1.2	Anpassung der Pflanzenparameter	36
4.2	Simulation der Bodenverdichtung	38
4.3	Simulation von Schadflächen mit Naturverjüngung	40
5	ERGEBNISSE	42
5.1	Die Wasserbilanz	42
5.1.1	Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald	42
5.2	Zukunftsprojektionen	48
5.4	Bodenversiegelung-/verdichtung	58
5.5	Schadflächen mit Naturverjüngung	68
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN	74
	Klimaprojektionen	75
	Bodenverdichtung	76
	Schadflächen mit Naturverjüngung	76
V	LITERATURVERZEICHNIS	79
VI	ANHANG	97

ZUSAMMENFASSUNG

Wasserbezogene regulierende und versorgende Ökosystemdienstleistungen (ÖSDL) wurden im Hinblick auf das Abflussregime und die Grundwasserneubildung im Biosphärenreservat Pfälzerwald im Südwesten Deutschlands anhand hydrologischer Modellierung unter Verwendung des Soil and Water Assessment Tool (SWAT+) untersucht. Dabei wurde ein holistischer Ansatz verfolgt, wonach den ÖSDL Indikatoren für funktionale und strukturelle ökologische Prozesse zugeordnet werden. Potenzielle Risikofaktoren für die Verschlechterung von wasserbedingten ÖSDL des Waldes, wie Bodenverdichtung durch Befahren mit schweren Maschinen im Zuge von Holzerntearbeiten, Schadflächen mit Verjüngung, entweder durch waldbauliche Bewirtschaftungspraktiken oder durch Windwurf, Schädlinge und Kalamitäten im Zuge des Klimawandels, sowie der Klimawandel selbst als wesentlicher Stressor für Waldökosysteme wurden hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf hydrologische Prozesse analysiert. Für jeden dieser Einflussfaktoren wurden separate SWAT+-Modellszenarien erstellt und mit dem kalibrierten Basismodell verglichen, das die aktuellen Wassereinzugsgebietsbedingungen basierend auf Felddaten repräsentierte. Die Simulationen bestätigten günstige Bedingungen für die Grundwasserneubildung im Pfälzerwald. Im Zusammenhang mit der hohen Versickerungskapazität der Bodensubstrate der Buntsandsteinverwitterung, sowie dem verzögernden und puffernden Einfluss der Baumkronen auf das Niederschlagswasser, wurde eine signifikante Minderungswirkung auf die Oberflächenabflussbildung und ein ausgeprägtes räumliches und zeitliches Rückhaltepotential im Einzugsgebiet simuliert. Dabei wurde festgestellt, dass erhöhte Niederschlagsmengen, die die Versickerungskapazität der sandigen Böden übersteigen, zu einer kurz geschlossenen Abflussreaktion mit ausgeprägten Oberflächenabflussspitzen führen. Die Simulationen zeigten Wechselwirkungen zwischen Wald und Wasserkreislauf sowie die hydrologische Wirksamkeit des Klimawandels, verschlechterter Bodenfunktionen und altersbezogener Bestandesstrukturen im Zusammenhang mit Unterschieden in der Baumkronenausprägung. Zukunfts-Klimaprojektionen, die mit BIAS-bereinigten REKLIES- und EURO-CORDEX-Regionalklimamodellen (RCM) simuliert wurden, prognostizierten einen höheren Verdunstungsbedarf und eine Verlängerung der Vegetationsperiode bei gleichzeitig häufiger auftretenden Dürreperioden innerhalb der Vegetationszeit, was eine Verkürzung der Periode für die Grundwasserneubildung induzierte, und folglich zu einem prognostizierten Rückgang der Grundwasserneubildungsrate bis zur Mitte des Jahrhunderts führte. Aufgrund der starken Korrelation mit Niederschlagsintensitäten und der Dauer von Niederschlagsereignissen, bei allen Unsicherheiten in ihrer Vorhersage, wurde für die Oberflächenabflussgenese eine Steigerung bis zum Ende des Jahrhunderts prognostiziert.

Für die Simulation der Bodenverdichtung wurden die Trockenrohdichte des Bodens und die SCS Curve Number in SWAT+ gemäß Daten aus Befahrungsversuchen im Gebiet angepasst. Die günstigen Infiltrationsbedingungen und die relativ geringe Anfälligkeit für Bodenverdichtung der grob-körnigen Buntsandsteinverwitterung dominierten die hydrologischen Auswirkungen auf Wassereinzugsgebietsebene, sodass lediglich moderate Verschlechterungen wasserbezogener ÖSDL angezeigt wurden. Die Simulationen zeigten weiterhin einen deutlichen Einfluss der Bodenart auf die hydrologische Reaktion nach Bodenverdichtung auf Rückegassen und stützen damit die Annahme, dass die Anfälligkeit von Böden gegenüber Verdichtung mit dem Anteil an Schluff- und Tonbodenpartikeln zunimmt. Eine erhöhte Oberflächenabflussgenese ergab sich durch das Wegenetz im Gesamtgebiet.

Schadflächen mit Bestandesverjüngung wurden anhand eines artifiziellen Modells innerhalb eines Teileinzugsgebiets unter der Annahme von 3-jährigen Baumsetzlingen in einem Entwicklungszeitraum von 10 Jahren simuliert und hinsichtlich spezifischer Wasserhaushaltskomponenten mit Altbeständen (30 bis 80 Jahre) verglichen. Die Simulation ließ darauf schließen, dass bei fehlender Kronenüberschirmung die hydrologisch verzögernde Wirkung der Bestände beeinträchtigt wird, was die Entstehung von Ober-

flächenabfluss begünstigt und eine quantitativ geringfügig höhere Tiefensickerung fördert. Hydrologische Unterschiede zwischen dem geschlossenen Kronendach der Altbestände und Jungbeständen mit annähernden Freilandniederschlagsbedingungen wurden durch die dominierenden Faktoren atmosphärischer Verdunstungsanstoß, Niederschlagsmengen und Kronenüberschirmungsgrad bestimmt. Je weniger entwickelt das Kronendach von verjüngten Waldbeständen im Vergleich zu Altbeständen, je höher der atmosphärische Verdunstungsanstoß und je geringer die eingetragenen Niederschlagsmengen, desto größer war der hydrologische Unterschied zwischen den Bestandestypen.

Verbesserungsmaßnahmen für den dezentralen Hochwasserschutz sollten folglich kritische Bereiche für die Abflussbildung im Wald (CSA) berücksichtigen. Die hohe Sensibilität und Anfälligkeit der Wälder gegenüber Verschlechterungen der Ökosystembedingungen legen nahe, dass die Erhaltung des komplexen Gefüges und von intakten Wechselbeziehungen, insbesondere unter der gegebenen Herausforderung des Klimawandels, sorgfältig angepasste Schutzmaßnahmen, Anstrengungen bei der Identifizierung von CSA sowie die Erhaltung und Wiederherstellung der hydrologischen Kontinuität in Waldbeständen erfordern.

ABSTRACT

Water-related regulative and provisioning ecosystem services (ES) were examined, aiming at runoff regime and groundwater recharge in the Palatinate Forest Biosphere Reserve in south-western Germany with hydrological modelling using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT+). A holistic approach was included with indicators of functional and structural ecological processes assigned to intermediate components of ES. As potential risk factors for the degradation of water-related ES in the forest, soil compaction due to driving with heavy machinery in the course of harvest operations, disrupted areas with rejuvenation, as a result of either silvicultural management practices, or due to windthrow, pests and calamities in the course of climate change, as well as climate change itself as a major stressor for forest ecosystems were analyzed with regard to their impact on hydrological processes. For each of those influencing factors, separate SWAT+ model scenarios were created, and compared to the calibrated baseline model, which represented the current watershed conditions based on field data.

The simulations confirmed the favorable site conditions of the Palatinate Forest for groundwater formation. Related to the high infiltration capacity of the Red Sandstone soil substrates in the catchment area, as well as to the retarding and buffering influence of forest canopy cover on precipitation water, the Palatinate Forest was simulated to exhibit a significant mitigation effect on runoff generation, and a pronounced retention potential concerning spatial and temporal water distribution in the catchment. Nevertheless, elevated amounts of precipitation, exceeding the infiltration capacity of the sandy soils, were found to result in a short circuit drain reaction with pronounced surface runoff peaks. The simulations depicted the sensitive character of forest-water-cycle-interactions, as well as the hydrological impact of age-patterns related to differences in canopy expression, climate change, and deteriorated soil functions.

Future climate projections, simulated using BIAS-adjusted REKLIES and EURO-CORDEX regional climate models (RCM), forecasted a higher evaporative demand, an extension of the vegetation period, and at the same time drought periods to occur more frequently, which was found to shorten the period of groundwater replenishment, resulting in a projected decline in the provisioning ES groundwater formation by the middle of the century. Being strongly correlated to precipitation inputs, all uncertainties in their forecast given, surface runoff generation was projected to be promoted with elevated intensity and duration of precipitation events by the end of the century.

Soil compaction from using heavy forestry machineries was simulated adjusting soil bulk density, and the SCS Curve Number in SWAT+, both derived from driving test data collected in the area. The favorable infiltration conditions, and the relatively low susceptibility for soil compaction of the coarse-textured Red Sandstone were found to dominate the magnitude of impact on watershed level, resulting in moderate signs of deterioration. The simulations furthermore revealed a clear influence of soil type on hydrological responses to soil compaction on skid trails, and thus support the assumption that the vulnerability of soils to compaction increases with the percentage of silt and clay soil particles. The pathway system was found effective in the contribution to elevated amounts of surface runoff at high precipitation inputs.

Disrupted areas with rejuvenation were simulated based on an artificial model within a sub-catchment area, assuming 3 years old tree saplings with a simulation period of 10 years, and compared to mature stocks (30 to 80 years) with regard to selected water balance components. Rejuvenations with undeveloped canopy cover suffer losses in their retarding effect on the water flow regime, which favors the generation of overland flow, and slightly promotes higher leaching in quantitative terms. The hydrolo-

gical differentiation between closed canopy stands and close to open field stand conditions was found to be governed by the dominant factors atmospheric evaporative impetus, precipitation amounts, and canopy expression, indicating that with higher evaporative demand, but scarce water inputs to the system, the hydrological impact of disrupted forest areas compared to mature stocking structures was the most pronounced the less developed the regrown rejuvenation canopy cover.

The results suggest that in the evaluation of enhancement measures for decentralized flood control, critical source areas (CSA) for runoff generation in the forest are recommended to move into focus of forest management. The sensitivity, and thus susceptibility for deterioration of forests to ecosystem conditions allow for the conclusion, that maintenance of the complex structure and intactness of its interrelations, especially with the given challenge climate change, urges for carefully adapted measures of conservation, efforts in the identification of CSA, as well as preservation and reestablishment of the hydrological continuity in forest stands.

II ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

a	jährlich	ET	Evapotranspiration
aa	Jährlicher Durchschnitt	et al.	und andere
Abb.	Abbildung	etc.	et cetera
aET	Tatsächliche Evapotranspiration	EU	Europäische Union
AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union	EURO-CORDEX	Coordinated Downscaling Experiment for Europe
Anh.	Anhang	ff	folgende
ArcGIS	Geo information system software from ESRI	g	Gramm
ATKIS	Official Topographic Cartographic Information System	GCM	Globale Klimamodelle
av.	durchschnittlich	GrwV	Grundwasserverordnung
AWC	Nutzbare Feldkapazität (available water capacity)	ha	Hektar
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz	hPa	Hektopascal
°C	Grad Celsius	HRU	Hydrological response unit
ca.	circa	HYRAS	Hydrometeorological grid datasets
CBD	Biodiversitätskonvention	InterMet	Interpolation of meteorological parameters
CCLM	COSMO - CLM simulations	IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services	IPBES	Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
CLM	Climate Limited-area Modeling Community	JUV	Juvenile Bestände
cm	centimeters	kf	Hydraulische Leitfähigkeit
CO₂	Carbondioxyd	kg	Kilogramm
CSA	Kritische Bereiche für die Abflussbildung (Critical source areas)	km	Kilometer
DEM	Digitales Höhenmodell	kPa	Kilo Pascal
DWD	Deutscher Wetterdienst	LD	Lagerungsdichte
ebd.	Ebenda	LS	Lehmige Sande

LAI	Blattflächenindex (Leaf area index)		
LfW	Landesamt für Wasserwirtschaft RLP	PBIAS	Percent bias
LiDAR	Light Detection and Ranging	pET	Potentielle Evapotranspiration
LGB RLP	Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz	PF	Wasserspannungskurve (Beziehung zwischen logarithmiertem Matrixpotential und dem Wassergehalt in Gew.- oder Vol.-%)
LfU RLP	Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz	pH	pondus hydrogenii
LVerGeo RLP	Landesamt für Vermessung und Geo-Information Rheinland-Pfalz	PTF	Pedo Transfer Funktion
LWG	Landeswassergesetz	RACMO	KNMI regional atmospheric climate model
m	Meter	RCP	Representative Concentration Pathways
m²	Quadratmeter	RCM	Regionale Klimamodelle
m³	Kubikmeter	REKLIES	Regional climate projections ensemble for Germany
m ü. NN	Meter über Normal Null	RSR	Root mean square error
MAT	Maturitäre Bestände	RUE	Radiation Use Efficiency
MAX	Maximalwerte	s	Sekunden
mm	Millimeter	SCS-CN	Soil Conservation Service Curve Number
MEA	Millennium Ecosystem Assessment	SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
MIN	Minimalwerte	SS	Reinsande
MPa	Mega Pascal	SU	Schluffige Sande
MPI-CSC-REMO2009	EURO CORDEX 11 regionale Klimamodelle	SWAT	Soil and Water Assessment Tool
Mrd	Milliarden	Tab.	Tabelle
NSG	Naturschutzgebiet	TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
NSE	Nash-Sutcliffe efficiency	TEV	Ökonomischer Gesamtwert (Total Economic Value)

NST	Nährstoffe
O₂	Sauerstoff
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
U	Schluffige Böden
UBA	Bundesumweltamt
UHOH-WRF361H	REKLIES-DE regional climate model
UN	United Nations
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNO	United Nations Organisation
U.S.	United States
USDA	Agricultural Research Service of the U.S. Department of Agriculture
VPD	Wasserdampfdruckdefizit (Vapor pressure deficit)
vgl.	Vergleiche
WalDIS	Geographisches Informationssystem der FORSTEINRICHTUNG
WP	Permanenter Welkpunkt
WUE	Wassernutzungskapazität (Water use efficiency)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

III TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Lithostratographische Schichten und Eigenschaften der Grundwasserleiter im Pfälzerwald (abgewandelt nach LGB & LfW 2004; AG Geologie 2021; SPUHLER 1957; GEIGER 1987).	26
Tabelle 2:	Räumliche Daten und dazugehörige Datenquellen für das SWAT+ model.	33
Tabelle 3:	Gebildete Landnutzungsformen in SWAT+ und ihre Flächenanteile im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats.....	34
Tabelle 5:	Biomasse- und Baumalter-Einstellungen für die Modellläufe, als Grundlage, um die Modellanpassung zu prüfen.....	37
Tabelle 6:	Anpassung der Bodenparameter für die Verdichtungsszenarien in den Schichttiefen 0-40 cm für Lagerungsdichte (LD [g/cm ³]), errechnet auf Grundlage der Befahrungsversuche von REICHARDT (2002) und SCHNEIDER (2015).	40
Tabelle 7:	Änderung der Wasserhaushaltskomponenten in % des Bezugswertes für die Zukunftsprognosen der Szenarien RCP2.6 ("viel Klimaschutz") und RCP8.5 ("kein Klimaschutz") in den Zeitreihen 2000-2020, 2031-2050 und 2071-2099. Die Minimalwerte (MIN) und die Maximalwerte (MAX) zeigen jeweils den möglichen Entwicklungskorridor an.	49
Tabelle 8:	Einfluss der Bodenverdichtung durch das Wegenetz (C1) und Rückegassen und vorbelastete Flächen im Zuge von Ernteverfahren (C2) auf Wasserhaushaltskomponenten in % der Änderung im Vergleich zu unverdichteten Verhältnissen (C0) auf Einzugsgebietsebene. Berechnungsgrundlage sind Jahresmittelwerte im Zeitraum von 2001 bis 2010.	59
Tabelle 9:	Einfluss der Bodenverdichtung im Zuge von Ernteverfahren (C2) für die gebildeteten Bodenklassen als Änderung in % im Vergleich zu unverdichteten Verhältnissen (C0) für ausgewählte Wasserhaushaltskomponenten.	61
Tabelle 10:	Änderung in % zwischen den Altersszenarin JUV und MAT im Zeitraum 1961 - 1971 und 2010 - 2020, sowie der Unterschied (Änderun in %) zwischen den Zeitreihen mit stark abweichenden klimatischen Bedingungen.	73
Tabelle 11:	Pflanzenparameter in SWAT+, die mit Wachstum und Transpiration verbunden sind, Standardeinstellungen (default) und modifizierte Werte, sowie die jeweilige Quellenangabe.	100

IV ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Deutscher Teil des Biosphären Reservats Pfälzerwald/Nordvogesen	3
Abbildung 2:	Abflussprozesse als Reaktion auf Gefälle und Niederschlag.....	8
Abbildung 3:	Grundwassersystem mit Bewegungs- und Fließpfaden	9
Abbildung 4:	Wasserbezogene Ökosystemdienstleistungen des Waldes	11
Abbildung 5:	Wasserbezogene regulative und versorgende ÖSDL des Waldes nach dem holistischen Ansatz	16
Abbildung 6:	Projektion der zukünftigen Entwicklung der mittleren Lufttemperatur	18
Abbildung 7:	Hydrologische Prozesse, die in SWAT+ simuliert werden	30
Abbildung 8:	Abgrenzung des erzeugten Wassereinzugsgebiets in SWAT+ und die darin enthaltenen Teil-Einzugsgebiete Bobenthal, Neustadt, Thaleischweiler, Hardenburg, sowie das Biosphärenreservat Pfälzerwald	31
Abbildung 9:	Gebildete Landnutzungsformen in SWAT+ und ihre Verteilung im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats	32
Abbildung 10:	Gebildete Bodenklassen in SWAT+ und ihre Verteilung im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats	36
Abbildung 11:	Räumliche Verteilung des Wegenetzes, das 11 % des Einzugsgebiets Biosphärenreservat Pfälzerwald abdeckt	38
Abbildung 12:	Ausgewählte Wasserhaushaltskomponenten im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats Pfälzerwald simuliert mit SWAT+ von 2000 bis 2020, basierend auf Jahreswerten.....	42
Abbildung 13:	Entwicklung des mittleren Niederschlags von 1910 bis 2100 im Untersuchungsgebiet	43
Abbildung 14:	Abflussreaktion von Oberflächenabfluss [mm] und Gesamtabfluss [m ³] auf erhöhte Niederschlagseinträge [mm] im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald im Januar 2017, basierend auf Tageswerten	44
Abbildung 15:	Dynamik des Abflussgeschehens im im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald von 2000 bis 2020, basierend auf Monatswerten für Gesamtabfluss [m ³ /s], Wassersprende [mm], Oberflächenabfluss [mm] und Zwischenabfluss [mm]	44
Abbildung 16:	Abflussreaktion des Grundwassers auf Niederschläge, inklusive Versickerung oberer Grundwasserleiter (Oberer Gw Leiter), Grundwasserabfluss (Basisabfluss) und tiefen Grundwasserleiter (Unterer Gw Leiter) basierend auf Jahreswerten im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald von 2000 bis 2020. Die Trendlinien zeigen sinkende Werte	45

Abbildung 17:	Zusammenspiel von Niederschlagseinträgen, Bodenwassergehalt, atmosphärischem Verdunstungsbedarf (potentieller ET) und tatsächlicher Verdunstung in 2014, mit ausreichend Bodenwasser während der Vegetationsperiode, um den Pflanzbedarf zu decken. Simuliert mit SWAT+.....	46
Abbildung 18:	Zusammenspiel von Niederschlagseinträgen, Bodenwassergehalt, atmosphärischem Verdunstungsbedarf (potentieller ET) und tatsächlicher Verdunstung in 2020, mit geringen Niederschlagseinträgen während der Vegetationsperiode und zu geringem Bodenwassergehalt, um den Pflanzenbedarf zu decken. Simuliert mit SWAT+.....	47
Abbildung 19:	Projektion der zukünftigen Entwicklung des Niederschlags für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2050, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990	50
Abbildung 20:	Projektion der zukünftigen Entwicklung des Niederschlags für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2071 bis 2099, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990	50
Abbildung 21:	Projektion der zukünftigen Entwicklung der Grundwasserneubildung für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2050, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990. Zu erkennen sind sowohl ein sinkender Trend für RCP2.6, und ein leicht steigender Trend für RCP8.5	52
Abbildung 22:	Projektion der zukünftigen Entwicklung des Niederschlags für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2071 bis 2099, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990. Beide Szenarien zeigen einen steigenden Trend, wenngleich sie im Mittel die Werte der Vergleichperiode nicht erreichen.....	52
Abbildung 23:	Projektion der zukünftigen Entwicklung der durchschnittlichen Bodenfeuchte (BF) für RCP8.5 von 2097 bis 2099, basierend auf Monatswerten und verglichen mit der Bezugsperiode von 1961 bis 1963, mit Minimum- und Maximumwerten für den Entwicklungskorridor	53
Abbildung 24:	Vergleich der tiefen Grundwasserneubildung in den Perioden 1961 bis 1971 und 2010 bis 2020. Sowohl die geringere Speichermenge als auch die verkürzte Phase der Wiederauffüllung zeigen sich für die Period von 2010 bis 2020 verglichen mit der fernen Vergangenheit	54
Abbildung 25:	Projektion der zukünftigen Entwicklung des Oberflächenabflusses (OBAblf) im Zusammenspiel mit Niederschlagseinträgen für RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2034, basierend auf Monatswerten.....	55
Abbildung 26:	Projektion der zukünftigen Entwicklung des Oberflächenabflusses (OBAblf) im Zusammenspiel mit Niederschlagseinträgen für RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2034, basierend auf Monatswerten.....	55

Abbildung 27:	Projektion der zukünftigen Entwicklung der Anzahl von Starkregenereignissen in Sommermonaten	57
Abbildung 28:	Projektion der zukünftigen Entwicklung der Vegetationsperiode	57
Abbildung 29:	Oberflächenabfluss (OBAblf) für unverdichtete und verdichtete Bedingungen in Verbindung mit dem Wegenetz in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010, kombiniert mit Niederschlag (N). Der Effekt der Bodenverdichtung zeigt sich in erhöhten Abflussspitzen als Reaktion auf höhere Niederschlagseinträge.....	59
Abbildung 30:	Gesamtabfluss (Abfl) für unverdichtete und verdichtete Bedingungen in Verbindung mit dem Wegenetz in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010, kombiniert mit Niederschlag (N). Der Effekt der Bodenverdichtung zeigt sich in erhöhten Abflussspitzen als Reaktion auf höhere Niederschlagseinträge.	60
Abbildung 31:	Lage der ausgewählten Bereiche mit den Bodenklassen SS, LS, SU und L im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald, die sowohl Rückegassen, als auch vorbelastete Flächen aufweisen.....	62
Abbildung 32:	Vergleich von Oberflächenabfluss unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse LS in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.....	63
Abbildung 33:	Vergleich der Wasserspende unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse LS in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.....	63
Abbildung 34:	Vergleich von Oberflächenabfluss unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse SU in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.....	64
Abbildung 35:	Vergleich der Wasserspende unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse SU in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.....	65
Abbildung 36:	Vergleich von Oberflächenabfluss unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse L in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010	65
Abbildung 37:	Vergleich der Wasserspende unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse L in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010	66
Abbildung 38:	Dynamik der Bodenverdunstung (E_Boden) auf Jungbeständen (JUV) und Altebeständen (MAT) mit jahreszeitlicher Wechselwirkung mit Niederschlag für den Zeitraum 10/2017 bis 2020, basierend auf Monatswerten.....	69
Abbildung 39:	Grundwasserneubildung des oberen (GW_oben) und tieferen (GW_tief) Grundwasserleiters auf Einzugsgebietsebene für die Szenarien (JUV) und (MAT) von 2010 bis 2020, basierend auf Monatswerten	69
Abbildung 40:	Zusammenspiel von Oberflächenabfluss (OBAblf) [mm], Gesamtabfluss (Abfl) [m ³ /s], und Niederschlag (N) [mm] auf Einzugsgebietsebene nach den Bestandesalters-Szenarien (JUV) und (MAT) von 2017 bis 2020, basierend auf täglichen Werten.....	70

Abbildung 41:	Tatsächliche räumliche Verteilung von Jungbeständen im Alter zwischen 3 und 13 Jahren im Biosphärenreservat Pfälzerwald (Stand 2019).....	72
Abbildung 42:	Maßnahmekatalog für die Verbesserung des Wasserhaushalts in Wäldern abgeleitet aus den Ergebnissen der Studie	78
Abbildung 43:	Grundwasserverteilung in Deutschland	97
Abbildung 44:	Langjährige Trends für den Rückgang der durchschnittlichen Grunwasserneubildung (GW) und Quellschüttung (QS) in der KLIWA Region: Rheinland-Pfalz, Hessen, Baden-Württemberg und Bayern (Quelle www.kliwa.de).....	98
Abbildung 45:	Entwicklung der Bodenfeuchte in Deutschland von 1952 bis 2020 gemäß des Dürremonitors des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung (Quelle: https://www.ufz.de/index.php?de=37937)	99

1 Einführung

Wälder haben einen entscheidenden Einfluss auf den Abfluss und damit auf die Wasserversorgung und den Stoffhaushalt von Flüssen und Grundwasser. Durch die Speicherung und Rückhaltung von Niederschlägen im Kronendach und günstige Bodenverhältnisse für Versickerung und Bodenspeicherung haben Wälder ein großes Wasserrückhaltevermögen und tragen damit zum dezentralen Hochwasserschutz und zur Grundwasserneubildung bei (PECK & MAYER 1996; SCHÜLER 2006; ENGLER 1919, GÜNTHER 1979, SCHWARZ 1985, HEGG et al. 2004 in NORDMANN 2011; EEA 2015; BOTT 2002; SCHÜLER 2006).

Auf diese Weise verringern sich Oberflächenabfluss, Erosion und damit auch der Eintrag und die Anreicherung von Nähr- und Schadstoffen in Oberflächengewässer (NEARY et al. 2009; WAGENBRENNER et al. 2010). Als Teil natürlicher Systeme, und abhängig von der Nutzbarkeit natürlicher Ressourcen, ist der Mensch auf sensible Weise mit Ökosystemen und deren Funktionsfähigkeit verbunden. Die Idee der Ökosystemdienstleistungen (ÖSDL) erkennt diese Abhängigkeit des Menschen von der Natur an und leitet daraus menschliche Verantwortung und Handlungserfordernisse für die Erhaltung der Natur ab. ÖSDL lassen sich in versorgende, regulierende, kulturelle und unterstützende Leistungen unterscheiden, die nutzungsbezogen (Gebrauchswerte) sein können oder andere Werte vermitteln (Nicht-Gebrauchswerte) (MEA 2005; CHICHARO et al. 2015; MACE et al. 2011, PUYDARIEUX & BEYOU 2017 in BROCKERHOFF et al. 2017). Im Zusammenhang mit wasserbezogenen ÖSDL des Waldes sind solche Leistungen hervorzuheben, die eng mit der Regulierung des Wasser- und Nährstoffkreislaufs in Verbindung stehen. Die damit verbundenen Prozesse, Funktionen und Strukturen reichen von den grundlegenden Filter-, Puffer- und Transformatorfunktionen des Bodens und seiner ausgeprägten biologischen Aktivität in Oberboden und Humusschicht über die Regulierung des Welt- und Kleinklimas durch Kohlenstoffbindung, Verdunstung etc., bis hin zu Wasserrückhalte- und Reinigungs-

prozessen, die eine saubere Trinkwasserversorgung, die Stabilisierung des Nährstoffkreislaufs und Erosionsschutz gewährleisten (KEESSTRA et al. 2012; DIXON et al. 1994; MUELLER et al. 2012; FABIÁNEK et al. 2009; EASAC 2017). Neben den ökologischen Aspekten entfalten ÖSDL des Waldes auch finanzielle Aspekte, wie etwa geringere Kosten für Hochwasserschutz und Trinkwasseraufbereitung (MUNICH RE 2000). Voraussetzung für die Wasserrückhalte- und Wasserreinigungsprozesse sind funktionsfähige Böden, sodass der Schutz der Wasserressourcen im Wald untrennbar mit dem Bodenschutz verbunden ist (SCHÜLER et al. 2002; NORDMANN 2011; LEUSCHNER 1998, SCHÄFER et al. 2002).

1.1 Bedeutung, Rahmenbedingungen und Zielsetzung der Arbeit

Süßwasserressourcen sind nicht gleichmäßig auf der Welt verteilt. Wassermangel trägt in vielen Teilen der Welt zur Entstehung bewaffneter Konflikte bei (UNESCO 2019). Obwohl die Krisenherde um die Verfügbarkeit der lebensspendenden Ressource heute überwiegend in Entwicklungsländern und fernen Teilen der Welt liegen, zeichnet sich auch in europäischen Ländern, so auch in Deutschland, eine Verschlechterung der Ressource Wasser ab. In Bezug auf die Menge trägt der weltweit steigende Wasserverbrauch durch Bevölkerungswachstum, veränderte Lebensstile und zunehmende agroindustrielle Nutzung zum Problem bei (UNESCO 2015, 2019). Da das Grundwasser sensibel in den Wasserkreislauf eingebunden ist, wirkt sich der auch der Klimawandel direkt auf seine Neubildung aus (vgl. ROSENZWEIG et al. 2007:90). Der Trend sinkender Grundwasserspiegel ist für einige Gebiete in Deutschland bereits durch verschiedene Messungen dokumentiert (vgl. HLUK 2015; LFU BAVARIA 2008; Abb. 83 Anh., KLIWA 2017). Daneben rückt zunehmend auch die Verschlechterung der Grundwasserqualität in den Fokus der Wissenschaft. Die Belastung mit Umweltchemikalien aus

Industrie, Landwirtschaft und Haushalten führt bereits heute in einigen Regionen Deutschlands zu einer Verknappung von Wasser guter Qualität (RUST 2009; BMU 2008; UBA 2017a). Da etwa 75 % des Trinkwassers in Deutschland aus Grundwasser gespeist werden und dessen Belastung mit Schadstoffen nicht in angemessener Zeit behoben werden kann, ist der Schutz dieses wertvollen Guts eine große gesellschaftliche Aufgabe (BMU 2006, SRU 1998, 2008). So wurde am 15.03.2023 die Nationale Wasserstrategie im deutschen Bundeskabinett verabschiedet. Mit dieser Strategie und dem dazugehörigen Aktionsprogramm wird die Grundlage für ein zukunftsfähiges Management unserer Wasserressourcen und den Schutz unserer Gewässer gelegt. Das Grundwasser ist auch als Lebensraum für zahlreiche grundwasserabhängige Lebensformen existenziell, sodass seine Bedeutung für die Biodiversität nicht minder wichtig ist (vgl. SRU 1998:13), insbesondere im Hinblick auf die komplexen Wechselwirkungen im globalen Netzwerk der Lebewesen.

Da mit fortschreitendem Klimawandel eine Häufung schwerer Unwetterereignisse prognostiziert wird (BUTZEN et al. 2014; REITER et al. 2018), ist in Zukunft mit vermehrten Hochwasserereignissen an Flüssen, und dadurch auch mit steigenden Kosten für Hochwasserschutz und Schadensmanagement zu rechnen (EU 2014; BMI 2013). Bei der Entstehung von Hochwasserkatastrophen entlang großer Flüsse können Waldgebiete durch den Zufluss aus kleineren Nebenflüssen erheblich zur Vermeidung von Abflussspitzen beitragen (SCHÜLER 2006). Es ist daher entscheidend für Maßnahmen zur effektiven Verbesserung des Wasserrückhalts und der Abflussverzögerung, Prozesse und Gebiete im Wald zu identifizieren, die an der Entstehung von Oberflächenabfluss beteiligt sind (MOLTSCHANOV 1966, HIBBERT 1967, VORONKOV et al. 1976, ROSEMAN 1988, MOESCHKE 1998, MENDEL 2000 in SCHÜLER 2006).

Um die komplexen Wechselbeziehungen des Waldes mit menschlichen Aktivitäten besser zu verstehen und den Wert von ÖSDL für die menschliche Gesellschaft sichtbar zu machen, hatte das von 2018 bis 2021 durchgeführte

europäische INTERREG-Projekt „Ecoserv – grenzüberschreitende Verbesserung der Qualität von Ökosystemdienstleistungen in Schutzgebieten und angrenzenden Regionen: Erfassung, Instrumente, Strategien“, in das diese Arbeit eingebettet war, die Erfassung wasserbezogener ÖSDL des Waldes im Biosphärenreservat Pfälzerwald/Nordvogesen (**Abb.1**) zum Ziel. Damit widmet sich diese Arbeit dem Beitrag, den das Waldökosystem zum Gewässerschutz und zum Landschaftswasserhaushalt leisten kann.

Gegenstand der Studie war eine Wirkungsabschätzung menschlicher Aktivitäten auf wasserbezogene ÖSDL des Waldes unter besonderer Berücksichtigung von Störfaktoren auf Wasserrückhaltung und Wasserzuflüsse von Oberflächengewässern und Grundwasser im Pfälzerwald. Es zielt daher auf regulative (Wasser- und Nährstoffkreislaufregulierung) und bereitstellende (sauberes Trinkwasser, dezentraler Hochwasserschutz) ÖSDL im Gebiet ab. Um den Herausforderungen des Gewässerschutzes im 21. Jahrhundert zu begegnen, erscheint ein Gesamtkonzept für die Umweltschutzplanung, das alle gesellschaftlichen Bereiche einschließt und die systemischen Zusammenhänge natürlicher Lebensräume berücksichtigt, notwendig. Auf Grundlage einer Bewertung von Änderungen oder Verlusten wasserbezogener ÖSDL, die mit dem Klimawandel und menschlichen Aktivitäten zusammenhängen, gehen aus der Arbeit auch Empfehlungen für Waldbewirtschaftungsstrategien und deren mittelfristige Betriebsplanung hervor, die regulative und versorgende ÖSDL des Waldes unterstützen können. Als menschliche Aktivitäten werden die Befahrung von Waldböden mit schweren Maschinen im Zuge der Waldbewirtschaftung sowie im weiteren Sinne auch Kalamitätsflächen mit nachfolgender Naturverjüngung und der Klimawandel in ihrem Einfluss auf Komponenten des Wasserhaushalts analysiert. Aus den Ergebnissen wurden konkrete Strategien und Handlungsempfehlungen für eine grenzüberschreitende Waldbewirtschaftung sowie Möglichkeiten der Wissensvermittlung wissenschaftlicher Ergebnisse in den Bildungsbe- reich abgeleitet.



Abbildung 1: Deutscher Teil des Biosphären Reservats Pfälzerwald/Nordvogesen (Google Maps-For-Free SRTM3 Webserver, geändert nach T. Groan (2008).

Mittels hydrologischer Modellierung mit dem Modell Soil and Water Assessment Tool (SWAT+) wurden die entsprechenden Waldfunktionen hinsichtlich ihrer Funktionsfähigkeit und der Einflussfaktoren analysiert. Der hier verfolgte Ansatz bewertete die folgenden Aspekte:

- Wasserhaushaltsregulierung: mengenmäßige Grundwasserbildung in einem Waldgebiet und damit verbundene Komponenten des Wasserkreislaufs (Fließdynamik, Verlustfaktoren).
- Auswirkungen der Verdichtung durch Befahrung mit schweren Ernte- und Vorliefermaschinen auf Bodenfunktionen, Wasserhaushaltsregulierung und mengenmäßige Grundwasserbildung in einem Waldgebiet.

und mengenmäßige Grundwasserbildung in einem Waldgebiet.

- Auswirkungen von Kalamitätsflächen mit nachfolgender Naturverjüngung, entweder im Zuge von Bewirtschaftungsmaßnahmen oder im Zusammenhang mit dem Klimawandel (Windwurf, Kalamitäten, dürrebedingtes Waldsterben, Waldbrände) auf Komponenten des Wasserhaushalts in einem Waldgebiet.
- Auswirkungen des Klimawandels auf die zukünftige Entwicklung der Wasserhaushaltsregulierung und Grundwasserbildung in einem Waldgebiet.

Kapitel 2 widmet sich den grundlegenden physikalischen Prozessen der Grundwasserneubildung und deren Einflussfaktoren im Wald. Die Bedingungen und Besonderheiten des Untersuchungsgebiets werden in **Kapitel 3** beschrieben. Die Eingabe und Auswertung der Daten sowie die Ergebnisse und die Analyse des Modellablaufs spiegeln sich in den **Kapiteln 4** und **5** wider. Die Ergebnisse werden im Hinblick auf wasserbezogene ÖSDL des Waldes diskutiert. In **Kapitel 6** werden Schlussfolgerungen über mögliche Beiträge, die der Wald zum dezentralen Hochwasserschutz und zum Gewässerschutz leisten kann, sowie Handlungsempfehlungen im Bereich Forstwirtschaft und Politik vorgestellt.

1.2 Methodik

Die hydrologische Modellierung ist ein nützliches Werkzeug, um mögliche Einflüsse menschengemachter Belastungen (Waldbaumaßnahmen, Klimawandel) auf die Grundwasserressourcen und das Abflussverhalten abzuschätzen. Darüber hinaus erlaubt sie Projektionen möglicher zukünftiger Entwicklungen für die Abschätzung von Handlungsempfehlungen, um den Wald der Zukunft an das wesentliche Thema Wasser anzupassen. Für die Anforderungen der Modellierung im konkreten Gebiet wurde eine Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Hydrologie der Universität Kiel durchgeführt und von Dr. T. TIGABU und Dr. P. WAGNER unter der Leitung von Prof. Dr. N. FOHRER durchgeführt. Das physikalisch basierte Modell SWAT+ wurde ursprünglich entwickelt, um den Einfluss landwirtschaftlicher Prozesse auf Wasser-, Sediment- und chemische Belastungen in langen Zeitreihen auf Wassereinzugsgebietsebene vorherzusagen (ARNOLD et al. 1998). Es kommt vor allem in großen Einzugsgebieten mit unterschiedlichen Bodenarten, Landnutzungsformen und Bewirtschaftungsmethoden zum Einsatz, um zu prognostizieren, wie sich bestimmte Eingriffe in die Natur auf den Wasserhaushalt auswirken, und um Wasser- und Nährstoffflüsse unter verschiedenen Landnutzungs-/Bedeckungsklassen vorherzusagen.

Um das Modellsystem zu speisen, wurde ein umfangreicher Datensatz mit räumlichen und zeitlichen Daten zu Klima, Abfluss, Exposition/Gelände, Landnutzung und Boden/Geologie benötigt. Die Daten wurden aus verschiedenen Quellen (LGB RLP, LFU RLP, FAWF, Waldinventur) bereitgestellt, für die Anwendung aufbereitet und anhand von Messdaten getestet. Neben der differenzierten Darstellung unterschiedlicher Bestandstypen für die Hauptbaumarten (Eiche, Buche, Kiefer, Fichte, Douglasie und Mischbestände) wurde auch eine Simulation unterschiedlicher Bestandesalter im Hinblick auf verschiedene Überschirmungsgarde des Kronenraums und deren Einfluss auf Wasserhaushaltskomponenten durchgeführt. Außerdem wurden das Wegesystem, das Rückegassennetz und vorbelastete Bereiche mit Bodenverdichtung in die Bewertung einbezogen. Um die Einflüsse des Klimawandels auf wasserbezogene ÖSDL darzustellen, wurde die Simulation von langfristigen Klimaszenarien durchgeführt.

2 Grundlagen und Definitionen

Der Wasserkreislauf ist über die atmosphärische Zirkulation durch Beeinflussung des Wärmehaushalts eng mit dem Energiekreislauf verknüpft (ANDERSON & McDONNELL 2005; BAUER 2019; DAVIE 2002). Wenn das Grundwasser aufgrund seiner langen Verweilzeiten die langfristige klimatologische Situation widerspiegelt, beeinflusst das Bodenwasser die Wassermenge an der Landoberfläche, indem es die Niederschlagsmenge in Versickerung und Abfluss aufteilt (ANDERSON & McDONNELL 2005). Die Verdunstung von der Oberfläche in die Atmosphäre ist abhängig von der Sonneneinstrahlung sowie von der Bodenfeuchte, und wird insofern sowohl atmosphärisch als auch hydrologisch angetrieben. Auch die Vegetation beeinflusst den Wasserhaushalt, zum einen über die Transpiration durch den Wassertransport durch die Wurzeln vom Boden in die Atmosphäre, zum anderen in Bezug auf das Abfangen von Niederschlägen (ebd.).

Einen wesentlichen Einfluss auf die Niederschlagsbildung hat die menschengemachte Erderwärmung durch den atmosphärischen Treibhauseffekt. Er ist verantwortlich für wechselnde Niederschlagsmuster in Bezug auf Ort, Art, Menge, Häufigkeit, Intensität und Dauer. Er verstärkt die Verdunstung und damit die Wolkenbildung und beschleunigt gleichzeitig die Austrocknung der Landoberfläche (IPCC 2007; TRENBERTH 2005). Durch höhere Temperaturen kann die Atmosphäre mehr Feuchtigkeit aufnehmen, womit das Risiko des Auftretens schwerer Unwetterereignisse gesteigert wird, während Dauer und Häufigkeit von Niederschlägen reduziert werden (vgl. TRENBERTH 2005:2). Das IPCC prognostiziert für Mittel- und Osteuropa eine Abnahme der Sommerniederschläge und damit höheren Trockenstress (vgl. IPCC 2007:14). Insbesondere in der frühen Vegetationszeit hemmt Trockenstress die Entwicklung und das Wachstum von Bäumen. Schwere Unwetter können Bodenerosion hervorrufen (IPCC 2007:18). Die Aufprallenergie der Regentropfen fördert die Ablösung von Bodenpartikeln. Ihre Ablagerung auf

der Bodenoberfläche trägt zur Krustenbildung bei, was die Versickerung behindert und den Oberflächenabfluss über Land erhöht (vgl. ANDERSON & McDONNELL 2005:55). Weltweit setzen Entwaldung, Verbrennung von Biomasse und andere Änderungen der Landnutzung Schadstoffe in die Atmosphäre frei und verstärken so den Treibhauseffekt (IPCC 1990; KRUPA 2002; GODBOLD & HÜTTERMANN 1994). Trotz aller Bemühungen zur Emissionsminderung werden kritische Belastungen, unterhalb derer von einer nachhaltigen, stabilen Umweltentwicklung ausgegangen wird (BNATSCHG 2009, BGBL 2004 II S. 885; NAGEL & GREGOR 1999), in vielen Teilen Deutschlands überschritten (UBA 2018A, B, UBA 2013). Sowohl Änderungen der Wasserflüsse als auch der chemischen Zusammensetzung sind entscheidend für die empfindlichen Reaktionssysteme wasserbezogener Prozesse in Waldökosystemen und den daraus abgeleiteten ÖSDL.

2.1 Wasserhaushaltskomponenten – hydrologische, pedologische und hydraulische Grundlagen

2.1.1 Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Vegetation

Pflanzen sind über ihre Spaltöffnungen, Wurzeln und Leitbahnen mit dem Wasserkreislauf verbunden und steuern die Wasseraufnahme und -abgabe durch Öffnungs- und Schließmechanismen. (LANGE et al. 1982; MATYSSEK & HERPPICH 2019). Evapotranspiration, die Gesamtmenge der Wasserabgabe an die Atmosphäre in einem Pflanzenbestand, setzt sich zusammen aus der direkten Transpiration von Pflanzen, Verdunstung aus Boden bzw. von freien Wasseroberflächen und der Verdunstung von Regenwasser auf lebendigen und toten Pflanzenoberflächen (SCHRODTER 1985, BAUMGARTNER 1990 in PECK & MAYER 1996).

Die Verdunstung ist temperaturabhängig (LIEBSCHER & BAUMGARTNER 1990). Bei der Aufnahme von CO₂ geben Pflanzen durch Transpiration

Wasserdampf ab (MATYSSEK & HERPPICH 2019; BRODRIBB 1996; EHLERINGER & CERLING 1993). Falls die Wasserzufuhr von den Wurzeln zu den Blättern aufgrund kritischer Bodenwassergehalte (TYREE & SPERRY 1988; EWERS et al. 2001) nicht der Transpirationsrate entsprechen kann, verhindert der Verschluss der Schließzellen weitere Wasserverluste der Pflanze (MATYSSEK & HERPPICH 2019; BRUNOLD et al. 1996; KÖSTNER & CLAUSNITZER 2011; HESSE et al. 2018). Baumarten zeigen unterschiedliche Strategien zur Bewältigung von Wasserstress: Der Mechanismus der Schließzellen zeigt je nach Baumart entweder eine schnelle Reaktion, oder eine eher langsame und tolerantere Reaktion gegenüber Wasserstress (NGUYEN 2016; McDOWELL 2011; RUKH et al. 2020). Die Fähigkeit einer Pflanze, in kurzer Zeit so viel Kohlenstoff wie möglich zu binden, um möglichst wenig Wasser zu verlieren, macht sie weniger anfällig für Zeiten schlechter Wasserverfügbarkeit und ist somit ein Hinweis auf ihre Trockenheitsresistenz.

Es ist wichtig, den Unterschied zwischen tatsächlicher und potentieller Verdunstung zu verstehen: Die potentielle Verdunstung (pET) ist die maximal mögliche Verdunstung unter den gegebenen klimatischen Bedingungen. Sie kann real nur erreicht werden, wenn der Boden (oder eine freie Wasseroberfläche) ständig ausreichend Wasser liefern kann, und kommt daher in der Realität selten vor. Unter tatsächlicher Evapotranspiration (aET) wird die reale Verdunstung unter den gegebenen Bedingungen verstanden. Bei geringer Wasserverfügbarkeit im Boden kann die tatsächliche Verdunstung deutlich geringer sein als die potenzielle Verdunstung. Sie variiert daher tages- und jahreszeitlich (MONTEITH 1965; cf. LIEBSCHER & BAUMGARTNER 1990:362; KOCH 1957). Wälder weisen im Vergleich zu anderen Landnutzungsformen eine hohe Verdunstungsrate auf (KIRCHNER 1986; cf. PECK & MAYER 1996:1). Die Gesamthöhe der tatsächlichen ET hängt neben dem Klima auch vom Aufbau des Waldbestands und der Beschaffenheit des Bodens ab (BAUMGARTNER 1990; WOHLRAB et al. 1992; BRECHTEL 1990). Unterschiede bei der ET treten überwiegend zwischen Laub- und Nadelbaumarten auf, was damit zusammenhängt, dass

Nadelbäume auch im Winter transpirieren, während Laubbäume ruhen (PECK & MAYER 1996).

Unter Interzeption wird der von den Pflanzenoberflächen zurückgehaltene Niederschlag verstanden, der teilweise direkt von dort verdunstet, abtropft oder abfließt und somit verzögert den Boden erreicht (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990; HELVEY 1964). Das Absetzen und Abfangen des Niederschlags fördert die Wasserversorgung innerhalb der Waldbestände (BRECHTL 1970, BAUMGARTNER 1967 in BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990). Im Zusammenhang mit der Luftverschmutzung führt dieser Umstand jedoch zu einer höheren Belastung des Waldes durch Luftschadstoffe im Vergleich zu anderen Landformen, da der durch die Interzeption zusätzlich gewonnene Niederschlag die Menge der in den Waldboden eingetragenen Stoffe erhöht (ebd; PECK & MAYER 1996, POMEROY & SCHMIDT 1993). Struktur, Mischung und Dichte des Bestandes, Bedeckungsgrad des Bodens, Überschirmungsgrad, Anzahl und Größe der Blattflächen beeinflussen die Interzeption (MITSCHERLICH 1971; LEYTON et al. 1967, WEIHE 1968).

2.1.2 Wasser in der Bodenzone

Die Bodenzone ist zu unterscheiden in einen oberen Teil, die ungesättigte Zone, in der die Porenräume nur zeitweise mit versickerndem Niederschlagswasser gefüllt sind, und einen unteren Teil, die gesättigte Zone, in der die Poren kontinuierlich mit Wasser gefüllt sind.

Die Rolle des Bodens im Wasserkreislauf beruht auf seiner Regulations-, Speicher- und Verteilungsfunktion. Solange die Aufnahmefähigkeit des Bodens nicht überschritten wird, dringt das auftreffende Wasser, der Schwerkraft folgend, in die Bodenzone ein. Die Wassermenge, die in den Boden versickert, ist neben der Niederschlagsmenge auch von der Bodenoberfläche (Bodendichte, Bewuchs) sowie der Korn- und Porengröße der Bodenpartikel abhängig (MARSHALL et al. 2001; BUSCOT & VARMA 2005). Die Wasserleitfähigkeit des Porenraums hängt maßgeblich von der Menge der Grobporen ($> 50 \mu\text{m}$) ab, denn in die-

sen kann das Wasser überhaupt fließen (GLASER 2017; FROSSARD et al. 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998; KIRKHAM 2005; HÖLL 2002). Die Verteilung der Grobporen wird jedoch nicht nur von der physikalischen Bodenstruktur, sondern auch von Bodenlebewesen bestimmt: Regenwurmgänge bilden bevorzugte Strömungspfade (vgl. KEESSTRA et al. 2012:510) und spielen daher eine wichtige Rolle für die Wasserbewegung in tiefere Bodenschichten (vgl. ebd.). Mit abnehmender Korngröße wird das Wasser zunehmend an den Bodenpartikeln gebunden, sodass die sogenannte Saugspannung (pF) steigt (STAHR et al. 2008; POTT & HÜPPE 2007; FIEDLER 2001). Wenn der Bodenwassergehalt auf einen bestimmten Wert absinkt (pF > 4,2), ist das Restwasser nicht mehr für Pflanzen verfügbar. Je geringer der Anteil an Grobporen in einem Boden, desto geringer ist auch die Wasserleitfähigkeit der Bodenart (SINGH 2002). Tiefensickerung findet statt, sobald die einsickernde Wassermenge das Rückhaltevermögen des Bodens übersteigt. Neben der eindimensionalen, vertikalen Strömung kommt es auch zu einer horizontalen Strömung, wenn in den Boden eingedrungenes Wasser der Schwerkraft (und der Saugkraft der Bodenpartikel) weitgehend parallel zum Hang folgt, bis es sich an einer weniger durchlässigen geologischen Schicht ansammelt (siehe **Abb. 2, d**). Sofern dieser Zwischenabfluss nicht in tiefere Schichten versickert und der Grundwasserneubildung zugeführt wird, kann er an einer durchgängigen Stelle zeitverzögert wieder aus dem Boden austreten. In die Oberflächengewässer gelangt das Wasser schließlich als Rücklauf bzw. Basisabfluss (siehe **Abb. 2, c**) oder als Quellaustritt (vgl. BEVEN 2012:10; FOHRER et al. 2016:147). Der Wasserfluss innerhalb des Bodens trägt im Allgemeinen verzögert zur Ganglinie im Fließgewässer bei und mildert somit die Stoßwelle (BEVEN 1982). Übersteigt die Niederschlagsmenge die Versickerungskapazität des Bodens, fließt das überschüssige Wasser entsprechend dem Gefälle als Oberflächenabfluss ab, genannt Hortonscher Oberflächenabfluss (HORTON 1933; cf. FOHRER et al. 2016:147/478; BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990). Wenn der Boden bereits vollständig gesättigt ist und kein weiteres Wasser

mehr aufnehmen kann, läuft das Wasser als Sättigungsüberschuss nach Dunn ab, (siehe **Abb. 2, a, b**) (BEVEN 1982).

Bei Hortonschen Niederschlags-Abfluss-Ereignissen erreicht das direkt über Land fließende Wasser mit kurzer Fließzeit und ausgeprägter Abflussspitze den Hauptstrom (SINGH 2002 2002). Folglich führt dies zu einem plötzlichen Anstieg des Flusses und der Konzentration mit anschließendem Risiko einer Sturzflutbildung (ebd.; LIGHTHILL & WHITHAM 1955). Die Entstehung von Oberflächenabfluss, und damit Verlusten für die Versickerung, in bewaldeten Gebieten wird maßgeblich durch Niederschlagsstärke und -dauer, Vegetationsbedeckung und Bodeneigenschaften bestimmt. An der Speisung des Oberflächenabflusses sind daher unterschiedliche Flächen/Gebiete in unterschiedlichem Maße beteiligt (Teilflächenkonzept nach BETSON 1964 in BEVEN 2012:12; SCHÜLER 2006, BOTT 2002; BUTZEN et al. 2014). Wird das Rückhaltevermögen bei hoher Niederschlagsintensität überschritten, konzentriert sich das Wasser aus abflusserzeugenden Bereichen in bevorzugten Fließwegen, was auch mit Erosionsvorgängen von Bodenpartikeln einhergeht (ROTH 1996). Der sich daraus ergebende Austrag von Nährstoffen mit dem Oberflächenabfluss wird in erheblichem Maße durch nur wenige schwere Unwetterereignisse pro Jahr gefördert (AUERSWALD et al. 2009), deren Häufigkeit im Zuge des Klimawandels zunehmen soll (BUTZEN et al. 2014; REITER et al. 2018). Mit dem Austrag der Nährstoffe sind gleichzeitig auch Verluste der Bodenfruchtbarkeit verbunden (OLDEMANN et al. 1991). Die Menge an Oberflächenabfluss erhöht sich, wenn Trockenperioden im späten Frühjahr und Sommer häufiger auftreten und ausgetrocknete Böden die plötzlich hohen Niederschlagsmengen aus Starkregenereignissen nicht effektiv aufnehmen können (SOLOMON et al. 2007; BUTZEN et al. 2014). Die wasserabweisende Reaktion ausgetrockneter Böden, und die damit verbundene Erhöhung des Oberflächenabflusses, wird auf Nadelholzstandorten aufgrund der wasserabweisenden Nadelstreu besonders stark beobachtet (ebd.; DOERR et al. 2000). Während

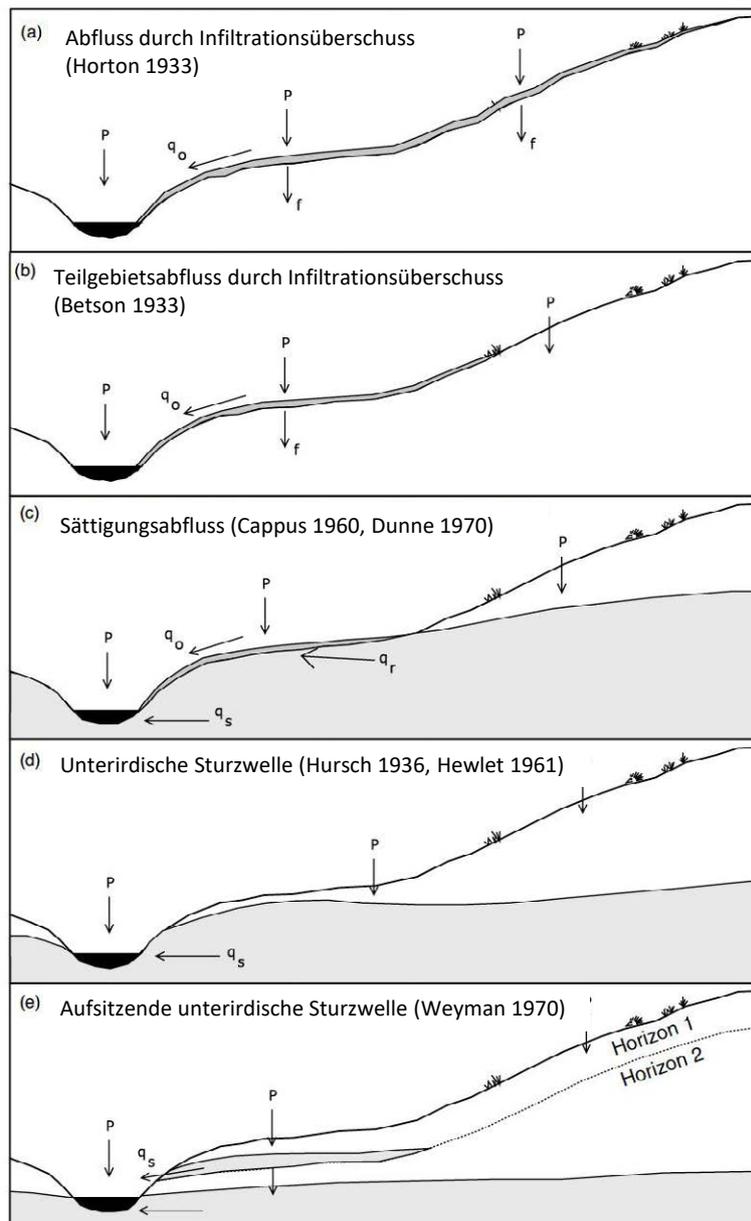


Abbildung 2: Abflussprozesse als Reaktion auf Gefälle und Niederschlag (WEYMAN, 1970 in BEVEN 2012:11).

ungestörte Waldböden geringe Erosionsraten aufweisen (AUERSWALD et al. 2009; BUTZEN et al. 2014), zeigen Rückegassen und Forststraßen eine stark erhöhte Erosionsrate, da die Versickerung durch die Bodenverdichtung gehemmt wird. Sie tragen maßgeblich zu Oberflächenabfluss und zu Sediment- und Nährstoffeintrag ins Fließgewässersystem bei (ARNÁEZ et al. 2004; BUTZEN et

al. 2014; EASTAUGH et al. 2007; WAGENBRENNER et al. 2010; CROKE & HAIRSIENE 2006). Dieses Erosionspotential wird auf kahlen Hanglagen noch verstärkt (ARNÁEZ et al. 2004; BUTZEN et al. 2014), aber auch auf Standorten mit geringer Vegetationsbedeckung wie Schadflächen oder Kahllagen (DOERR et al. 2000; GREIFFENHAGEN 2005).

Sobald das Sickerwasser die gesättigte Zone erreicht, füllt es die miteinander verbundenen Hohlräume und fließt mit der Schwerkraft dem tiefen Grundwasser zu. Dort kann es geologische Zeiträume verweilen, in denen es nicht mehr am Wasserkreislauf beteiligt ist (HÖLL 2002;). Zwischen der ungesättigten Bodenzone und dem oberflächennahen Grundwasser bildet sich eine Übergangszone, die bei ausreichend hohem Grundwasserspiegel mit den Pflanzenwurzeln und der Atmosphäre in Kontakt steht (KOLYMBAS 2019). Dies kann zu jahreszeitlichen Schwankungen der in den Grundwasserkörper eingetragenen Schadstoffe führen. Flachgründige Standorte mit dichtlagernden Bodenhorizonten können in feuchten Perioden auch Staunässe im Boden begünstigen (vgl. HEATH 1983:10). Je nach Wasserleitfähigkeit des Gesteins bilden sich mehr oder weniger durchlässige Grundwasserleiter, die in wechselnden Stockwerken auftreten können und das Grundwassersystem bilden (siehe Abb. 4;

ANDERSON & McDONNELL 2005; HÖLL 2002; HEATH 1983; FOHRER et al. 2016; TODD & MAYS 2004). Die Wassermenge, die pro Zeiteinheit der gesättigten Zone eines bestimmten Gebietes zugeführt wird, wird als Grundwasserneubildungsrate bezeichnet (vgl. BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990:411). Für das Klima gemäßigter Wälder tragen Dauerniederschläge, die normalerweise in den vegetationsfreien Wintermonaten auftreten, effektiv zur Grundwasserbildung bei, während innerhalb der Vegetationsperiode der größte Teil des eindringenden Niederschlagswassers verdunstet oder als Zwischenfluss direkt in die Vorfluter (Hauptfließgewässer) fließt (siehe **Abb. 3**; BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990). Die Grundwasserneubildung in bewaldeten Gebieten konzentriert sich überwiegend auf die niederschlagsreichen, vegetationsfreien Wintermonate, in der die laubfreien Kronen den Waldboden für Direktniederschlag preisgeben und Wasserverluste durch Verdunstung gering sind.

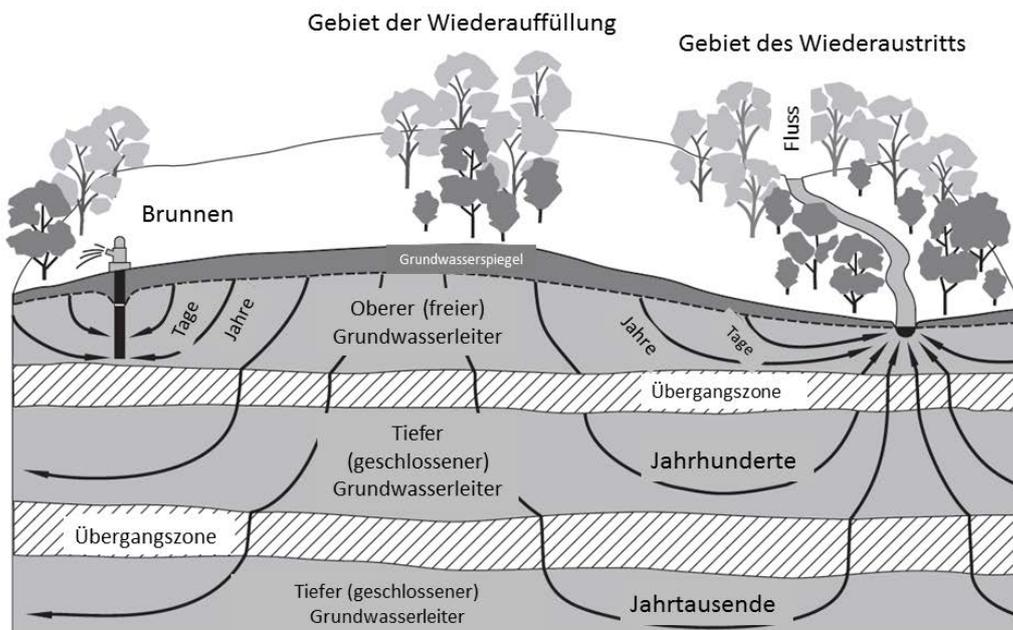


Abbildung 3: Grundwassersystem mit Bewegungs- und Fließpfaden (Quelle: ANDERSON & McDONNELL 2005:2218, abgewandelt nach HEATH, 1983 und WINTER et al., 1998).

2.1.3 Wasser im Gerinne

Auch die Strömung innerhalb eines Fließgewässers wird durch die Schwerkraft bestimmt. Seine Abflussganglinie folgt zeitlichen, jahreszeitlichen und dynamischen Mustern (FOHRER et al. 2016; MALCHEREK 2019). Unterschiede in der Struktur eines Flusses können die Fließgeschwindigkeit verlangsamen und die Wasserrückhaltung erhöhen, sodass Abflussextrême wie Hochwasserwellen in ihren Spitzen abgemildert werden (FOHRER et al. 2016). Bei Hochwasserflussbildung reagiert die Ganglinie jedoch mit schnell ansteigenden Abflussspitzen (SINGH 2002; JÜRGING & PATT 2004; LIGHTHILL & WHITHAM 1955; SINGH 2002). Kann sich Hochwasserabfluss von naturnahen Flüsse in der Aue verteilen, nimmt die Fließgeschwindigkeit und der ober- und unterirdische Wasser- und Sedimentrückhalt zu. Auen erfüllen damit wichtige Funktionen der Wasser- und Nährstoffrückhaltung (vgl. JÜRGING & PATT 2004:9). Begradigte und befestigte Flussufer weisen starke Tiefenerosion auf. Dabei wird die Aue von der Hochwasserdynamik des Gewässers entkoppelt, so dass sie ihre abflussverzögernden, aber auch ökologischen Funktionen nicht mehr voll erfüllen kann (BMU & BFN 2021), mit negativen Folgen wie Hochwasserentstehung und Eutrophierung der Gewässer.

2.2 Ökosystemdienstleistungen

Als Ökosystemdienstleistungen (ÖSDL) werden Strukturen, Prozesse und Funktionen von Ökosystemen verstanden, die mit Nutzen für den Menschen verbunden sind (COSTANZA et al 1997; MEA 2005; TEEB 2010). Das Konzept der ÖSDL verbindet gesellschaftlich traditionelle Werte wie die Bereitstellung von Dienstleistungen mit ökologischen Funktionen, um den Wert der von der Natur unentgeltlich erbrachten Dienstleistungen zu verdeutlichen und das gesellschaftliche Bewusstsein für die Notwendigkeit einer nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Natur zu schärfen (TEEB 2010). Die Leistungen der Natur umfassen neben direkt oder indirekt konsumierbaren Gütern auch immaterielle Ebenen wie Freizeitwerte, spirituelle, ästhetische oder psychologische

Werte. Im Gegensatz zu Wirtschaftsgütern, deren Wert an Kriterien des Marktes gemessen werden, entsprechen natürliche Ressourcen eher einem öffentlichen Gut. Sie laufen daher Gefahr, unterbewertet und überbeansprucht zu werden. Die Folgen einer solchen Übernutzung in Form von menschengemachten Beeinträchtigungen und Raubbau an Ökosystemen werden seit den Anfängen des Nachhaltigkeitskonzepts in den 1970er Jahren international diskutiert und in zahlreichen völkerrechtlichen und nationalen Stellungnahmen festgehalten (UN 1992; EU 2011; Artikel 191 AEUV 2012, §§ 31 ff. BnatSchG 2009, TEEB 2010). Beim Nachhaltigkeitsgedanken kommt dem Erhalt und der Verbesserung von ÖSDL eine Schlüsselrolle zu, da ÖSDL für die Grund-, Versorgungs- und Regulierungsleistungen des Naturhaushaltes heute und für kommende Generationen unabdingbar sind (vgl. MITCHELL 2008:123). Damit kommt dem Vorsorgecharakter sowie den Wertkategorien Option und Existenzwert vor dem Hintergrund der Generationengerechtigkeit eine besondere Bedeutung zu. Vor diesem Hintergrund ist es für die Wissenschaft entscheidend, das Wissen über Ökosysteme und die komplexen Dienstleistungen, die sie für den Menschen erbringen, zu verbessern, um zu verstehen, wie sie geschützt und verantwortungsvoll mit ihnen umgegangen werden kann.

Um wasserbezogene ÖSDL des Waldes und deren Bewertungskriterien abzuleiten, verfolgt diese Arbeit einen ganzheitlichen Ansatz, um zu beschreiben, wie die ökologischen Funktionen des Waldes mit Leistungen verbunden sind und wie empfindlich diese Leistungen auf Nutzungsdruck reagieren, ohne dabei ausgewählte Einzelinteressen oder eine wirtschaftliche Bewertung anzustreben (vgl. SCHRÖDER et al. in IBISCH et al. 2012). Basierend auf grundlegenden Funktionen, Prozessen und Strukturen, die unverzichtbar sind (vgl. ESER 2004:69), werden Merkmale definiert, die die Funktionalität der Natur abbilden. In die abgeleiteten Dienstleistungen fließen dann die Nutzungsinteressen damit verbundener Interessensgruppen ein. Diese Studie konzentriert sich dabei vorrangig auf die Leistungen des Waldes

im Hinblick auf den Wasserhaushalt. Qualitative Wertekategorien, wie kulturelle Bedeutung, Erholungsfunktion, Eigenwert der Natur, sowie monetäre Aspekte wie Zahlungsbereitschaften für deren Erhaltung, sind mit einem sozioökonomisch begründeten Ansatz zu bewerten und werden hier nicht beurteilt. Im Rahmen des ganzheitlich angelegten Ansatzes berühren die untersuchten Merkmale allerdings andere Wertkategorien auf allen Ebenen.

2.3 Wasserbezogene Ökosystemdienstleistungen des Waldes

Da im Rahmen dieser Studie Waldfunktionen analysiert werden, die die Grundlage für die Bereitstellung wasserhaushaltsbezogener ÖSDL bilden, liegt der Fokus auf regulierenden und versorgenden ÖSDL. Regulierende ÖSDL entfalten ihren Nutzen für das menschliche Wohlbefinden durch die Regulierung und Kontrolle lebendiger und unbelebter Teile natürlicher Prozesse (vgl. CHICHARO

et al. 2015:18; cf. MACE et al. 2012, PUYDARIEUX & BEYOU 2017 in Brockerhoff et al. 2017:3009). Regulierende ÖSDL bilden somit die Grundvoraussetzung für alle Leistungen, die sich aus einem Ökosystem ableiten lassen, gleichzeitig aber im gesellschaftlichen Bewusstsein wenig ausgeprägt und folglich in der öffentlichen Anerkennung unterbewertet sind. Bereitstellende ÖSDL sind den regulierenden ÖSDL unmittelbar zuzurechnen. Ihr Fokus liegt jedoch mehr auf dem direkten Nutzen für den Menschen. Sie entfalten ihre Wirkung auf einer eher sozial verankerten Ebene und sind daher stärker in der öffentlichen Anerkennung, insbesondere aufgrund der Tatsache, dass ihnen monetäre Werte zugeordnet werden können. Da die mit dem Klimawandel einhergehenden Herausforderungen das öffentliche Bewusstsein für die Notwendigkeit des Hochwasserschutzes und der Wasserversorgung schärfen, gewinnen sie an Relevanz in der politischen und öffentlichen Debatte. **Abbildung 4** gibt einen Überblick über wasserbezogene ÖSDL des Waldes.

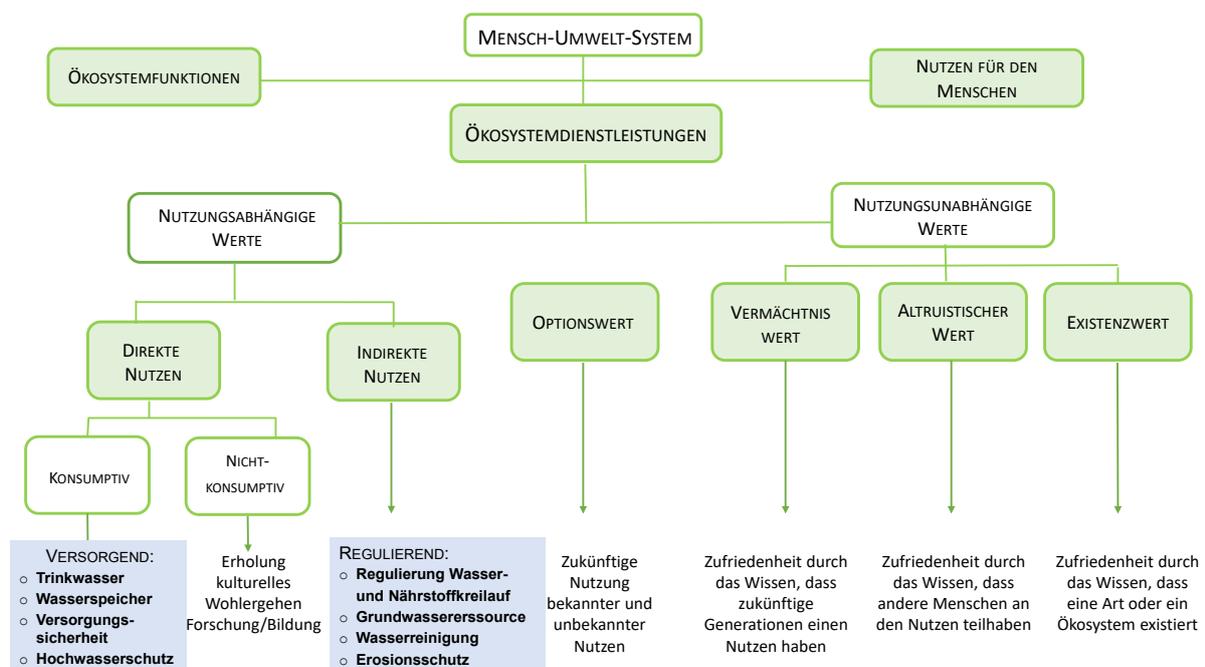


Abbildung 4: Wasserbezogene Ökosystemdienstleistungen des Waldes (abgewandelt nach TEEB 2010).

2.3.1 Wasserbezogene regulierende ÖSDL des Waldes

Wasserbezogene ÖSDL des Waldes sind überwiegend mit der Regulierung des Wasserkreislaufs, des Bodenschutzes und der Lebensraumfunktionen verbunden. Im Folgenden werden regulierende wasserbezogene ÖSDL des Waldes sowie die sie widerspiegelnden Merkmale beschrieben.

■ Regulierung des Wasser- und Nährstoffkreislaufs

Wälder haben einen entscheidenden Einfluss auf den Wasserkreislauf hinsichtlich des Abflussregimes und Abflussverhaltens und damit der Wasserabgabe an Bäche und Grundwasser in Menge und Zeit. Durch Pufferung und Verzögerung des Niederschlagswassers wirkt der Wald Abflussspitzen entgegen und fördert die Versickerung und tiefe Grundwasserneubildung (SCHÜLER 2006; ENGLER 1919, GÜNTHER 1979, SCHWARZ 1985, HEGG et al. 2004 in NORDMANN 2011; EEA 2015; BOTT 2002). Ein erheblicher Teil des Niederschlagswassers wird von der Baumkrone zurückgehalten und tropft von dort entweder ab (Kronentraufe), fließt am Stamm runter (Stammabfluss) oder wird schließlich wieder in die Atmosphäre verdunstet (Interzeption). Folglich wird eine große Menge Wasser für die Bodenbefeuchtung, die nachfolgende Grundwasserbildung oder den Abfluss verwendet (PECK & MAYER 1996; EEA 2015; MÜLLER 2011; KLIMENKO et al. 2020). Dadurch entwickeln Wälder während der Vegetationsperiode einen negativen Wasserhaushalt, der in den regenreichen Wintermonaten mit geringerer Transpiration und laublosem Kronendach wieder ausgeglichen wird (NORDMANN 2011). Durch die Kronenüberschirmung wird der Niederschlag unregelmäßig im Bestand verteilt und die Aufprallenergie von Regentropfen abgeschwächt. Dies verringert die Oberflächenerosion und führt folglich zu geringeren Sediment- und Nährstoffeinträgen in die Gewässer (NORDMANN 2011; NEARY et al. 2009). Je größer und dichter die Überschirmung eines Bestandes ist, desto mehr Wasser wird zurückgehalten und desto ausgeprägter ist die abflusshem-

mende Wirkung. Außerdem sind Bäume durch die Bildung eines tiefen Wurzelsystems in der Lage, tieferen Bodenschichten durch Transpiration Wasser zu entziehen und diese Bodenschichten wieder für die Wasserspeicherung zur Verfügung zu stellen (vgl. NORDMANN 2011:35).

Die Abflussbildung hängt von der Intensität (Menge pro Zeiteinheit) des Niederschlags, von den physikalischen Bodeneigenschaften in Bezug auf Humus, Bodentextur, Bodendichte, Porensystem und mit den Wurzeln verbundene bevorzugte Fließwege, sowie dem darunterliegenden Grundgestein ab (SCHÜLER et al. 2002; NORDMANN 2011). Der Humusanteil trägt durch seine wasserbindenden Eigenschaften zur Wasserspeicherung bei (HAMMEL & KENNEL 2001). Die organische Bodenschicht kann bis zu 1,5 - 4,5 Mal mehr Wasser pro Gramm Bodensubstanz speichern als Mineralboden (LEUSCHNER 1998; SCHÄFER et al. 2002; vgl. NORDMANN 2011:35). Eine Voraussetzung für die Humusbildung ist durch geeignete Lebensbedingungen für die biologische Aktivität gegeben. Die Bodenlebewesen treiben Abbau und Umwandlung der organischen Substanz an, prägen den Porenraum und Fließpfade und tragen somit maßgeblich zu einer schnelleren Versickerung bei. Das große Hohlraumvolumen der organischen Bodenschicht sorgt zudem für einen höheren Gasaustausch und damit für eine verstärkte Verdunstung, die wiederum freien Wasserspeicherplatz zur Verfügung stellt. Je höher die Versickerungskapazität und Wasserleitfähigkeit des Bodens ist, desto höher ist das Rückhaltevermögen des Standorts. Tiefgründige, durchlässige Böden zeigen die beste Wasserrückhalteleistung (vgl. SCHÜLER 2006:100). Da die Durchlässigkeit des Bodens für Wasser mit steigendem Tongehalt des Bodens sinkt, entwässern Tonböden langsamer und laufen daher Gefahr, bei gegebener Niederschlagsintensität Abfluss zu erzeugen (ebd.). Waldböden weisen im Allgemeinen eine eher geringe Dichte auf und entwässern daher ausreichend, um den Abfluss zu mildern, solange ihre Wasserspeicherfähigkeit nicht überschritten wird. Die Versickerungsfähigkeit der Böden sinkt allerdings durch Verdichtung aufgrund von Befah-

rung mit schweren Maschinen (ebd.; BOTT 2002; REICHARDT 2002).

Auch klimatische Faktoren und strukturelle Eigenschaften der Vegetationsschichten (Blattflächenindex, Dichte der Baumindividuen, Alter, Höhe und Durchmesser, Baumartenzusammensetzung) haben einen wesentlichen Einfluss auf den Wasserrückhalt (ZHANG et al. 2001; RIEKERK 1989 in EEA 2015). Die Auswirkungen forstlicher Praktiken sind jedoch, wie auch die Abflussprozesse, stark abhängig vom Standort. Die Wirkung von Kahllagen auf beschleunigte Oberflächenabflussbildung durch den verringerten Pflanzenwasserverbrauch ist gut dokumentiert (MOLTSCHANOV 1966, HIBBERT 1967, VORONKOV et al. 1976, HOFFMANN 1982, ROSEMAN 1988, BENNECKE 1992, MOESCHKE 1998, MENDEL 2000 in SCHÜLER 2006; PECK & MAYER 1996).

Wälder entfalten aufgrund der Filterfunktion des Bodens wesentliche wasserreinigende Leistungen, indem sie Nähr- und Schadstoffe adsorbieren und so deren Konzentration im Sickerwasser senken (KEESTRA et al. 2012). Die chemischen Eigenschaften der Pflanzenstreu, sowie die Nährstoffkonzentration und Nährstoffspeicherung in Holz und Wurzeln, spielen eine Schlüsselrolle für die Wirksamkeit von Wasserreinigungsprozessen in den Wäldern (MUELLER et al. 2012). Das durch den Abbau der Pflanzenstreu gebildete chemische Bodenmilieu beeinflusst die Artenvielfalt der Bodenlebewesen, die Abbaugeschwindigkeit und -effektivität bestimmen. Reine Nadelwaldbestände bilden eine saure Streu, sodass Bodenversauerung verstärkt wird und sich ungünstige Lebensbedingungen für die Bodenlebewesen einstellen (MUELLER et al. 2012; GRUBA & MULDER 2015; BREDEMEIER et al. 2011). Aber auch durch den Eintrag von Luftschadstoffen werden die chemische Zusammensetzung des Bodens und damit die Abbauprozesse negativ beeinflusst. Durch anhaltende Einträge von Stickstoffverbindungen in den Boden haben manche Waldgebiete in Europa bereits Stickstoffsättigung erreicht, was in der Folge zu einer fortschreitenden Erhöhung der Auswaschung von Stickstoff in das Grund- und Quellwasser führt (BREDEMEIER et al. 2011:103).

■ Bodenschutzfunktion

Das Funktionieren sowie die Produktivität von Waldökosystemen hängt stark von den Bodeneigenschaften und der Humusform ab (DIXON et al. 1994). Unter natürlichen Bedingungen erfüllen Waldböden die grundlegenden Funktionen der Bodenbildung durch den Abbau von angesammeltem organischem Material und die anschließende Freisetzung von Nährstoffen in die Bodenumgebung (FABIÁNEK et al. 2009). Sie tragen vor allem durch die Kontrolle des Oberflächenabflusses zum Erosionsschutz bei (vgl. BUTZEN et al. 2014:202). Im Prozess der Zersetzung führen unterschiedliche Zersetzungsstufen zu einem strukturell ungleichförmigen Porensystem mit einer entsprechend hohen Vielfalt an Grob- und Mittelporen (NEARY et al. 2009; GRIGAL & VANCE 2000). Die Zersetzung wird durch Menge und Zusammensetzung der jährlich fallenden Streu, die biologische Aktivität der Bodenlebewesen, Bodenchemie sowie klimatische und mikroklimatische Bedingungen beeinflusst (KÖLLI 2017). Menge und Zusammensetzung der Streu sind abhängig von der Baumartenzusammensetzung im Bestand: Die Laubbaumstreu fördert die Zersetzung und die Humusbildung. Laubbaumbestände öffnen im Winter durch Abwurf ihrer Blätter das Kronendach für Direktniederschlag und erhöhen so Streumenge und -qualität. Einige Nadelbaumarten hingegen produzieren aufgrund langsamer Abbauraten ihrer Nadeln eine eher saure Streu (KÖLLI 2017; NILGÅRD 1971; GRUBA & MULDER 2014; LELONG et al. 1990 in BREDEMEIER et al. 2011; EMMER 1998, EMMER et al. 2000, EMMETT et al. 1998 in FABIÁNEK et al. 2009; ULRICH 1983). Sowohl die chemischen Bodeneigenschaften, als auch die Durchlässigkeit des Bodens für Luft und Wasser sind Voraussetzung für die Lebensbedingungen für Bodenlebewesen. Gleichzeitig tragen die Bodenlebewesen erheblich zur Bildung des Bodenporensystems bei, sodass deren Vitalität ein wesentlicher Bestandteil sowohl der Bodenfunktionsfähigkeit als auch der Wasserleitfähigkeit ist.

■ Lebensraumfunktion

Durch ihre Rolle beim Abbau organischer Bodensubstanz und der damit verbundenen Freisetzung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen tragen Bodenorganismen zur Verbesserung der Bodenstruktureigenschaften in Verbindung mit Bodenwasser und -luft bei (GRIGAL & VANCE 2000; CANESSA et al. 2020). Da Bodenlebewesen an der Bildung des Bodengefüges also unmittelbar beteiligt sind (JASTROW & MILLER 1990), stabilisieren sie den Boden gegen die Tröpfchenenergie des Regens. Dies verhindert eine Verkrustung und Ablösung des Bodens und trägt zu einer höheren Versickerungsrate bei (NEARY et al. 2009). Gleichzeitig sind Bodenlebewesen empfindlich gegenüber mikroklimatischen Bedingungen (Temperatur, Feuchtigkeit, Wind und Licht) und werden somit durch strukturelle Merkmale des Waldbaus (Bestandesdichte, Überschirmungsgrad und Baumartenzusammensetzung) beeinflusst. Sie sind daher stark standortangepasst (CHEN et al. 1999; CANESSA et al. 2020). Trockene Bedingungen, insbesondere mit geringen Bodenwassergehalten, hemmen die Abbauraten (CANESSA et al. 2020), was für die Nährstoffversorgung von Waldstandorten während Dürreperioden innerhalb der Vegetationsperiode entscheidend werden kann. Neben diesen Faktoren bestimmt die Streuzusammensetzung mit ihren chemischen Eigenschaften die Nährstoffverfügbarkeit, und somit Lebensbedingungen und Produktivität der Zersetzer (CANESSA et al. 2020). Ihr Wirken ist unmittelbar an die Wasserflüsse im Waldbestand gekoppelt, sodass eine intakte Lebensraumfunktion für wasserbezogene ÖSDL wie Wasserrückhalt, Bodenbildung, Erosionsschutz und Eutrophierungsprävention unabdingbar sind.

2.3.2 Wasserbezogene versorgende ÖSDL des Waldes

Als direkte Folge wasserregulierender Prozesse, die sich aus den Waldökosystemfunktionen ergeben, bieten Wälder versorgende Leistungen in Form von Wasserrückhalt, -speicherung und

sauberem Trinkwasser. Letzteres hat in den Dürresommerperioden 2018, 2019 und 2020 Aufmerksamkeit erregt, als öffentliche Empfehlungen den Wasserverbrauch über den wesentlichen Bedarf hinaus beschränkten (NLWKN 2020). Im Sommer 2021 folgten auf die Dürrejahre schwere Unwetterereignissen und verheerende Überschwemmungen in Westdeutschland. Bei der Erforschung der Ursachen dieser Jahrhundertkatastrophe rückten auch die Wälder in den Fokus. Besonders die versorgenden Leistungen wie dezentraler Hochwasserschutz, aber auch die Trinkwasserbereitstellung, entfalten monetäre Dimensionen. Im Folgenden werden diese Dienste und ihre Vorteile beschrieben.

■ Trinkwasserversorgung

Verzögerte Abflussprozesse, erhöhte Versickerung und Wasserreinigung auf Basis vitaler Bodenfunktionen ermöglichen es Waldböden, das aufgenommene Wasser in beste Trinkwasserqualität umzuwandeln und weiterzugeben. In Deutschland werden rund 70 % der Wasserversorgung durch Grundwasser gedeckt (BMU 2008; STATLA RLP 2016; UBA 2022). Die Wasserressource wird als Trinkwasser, industrielles Prozess- und Kühlwasser oder zur landwirtschaftlichen Bewässerung genutzt. In anderen europäischen Ländern ist die Situation ähnlich – ein Drittel der gesamten Wasserversorgung wird aus Grundwasser gewonnen (OECD 2018 in RIEDEL & WEBER 2020). Im Hinblick auf die Bevölkerungsdichte haben sinkende Grundwasserspiegel große sozioökonomische Auswirkungen auf die europäischen Gesellschaften.

Gemäß der technischen Umsetzung des Artikels 5 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Richtlinie 2006/118/EG (Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung) durch die Grundwasserverordnung (GrwV) (BGBl. I S.1044), wird eine bundeseinheitliche Bewertung des quantitativen und qualitativen Zustands der Grundwasserkörper regelmäßig (alle 6 Jahre) überprüft (LAWA 2019). Aktuelle Messungen (aus dem Jahr 2016) zeigen, dass nur 4,2 % der Grundwasserkörper in Deutschland den „guten mengen-

mäßigen Zustand“ (LAWA 2016) verfehlen. Die Grundwasservorkommen sind jedoch hinsichtlich des Ertrags ungleichmäßig über Deutschland verteilt (siehe **Abb. 43**, Anh.). Der seit Anfang der 2000er Jahre anhaltende Trend mit sinkenden Grundwasserständen ist eine Folge steigender Jahresmitteltemperaturen der Luft und steigender Verdunstungswerte durch den Klimawandel (MU/DWD 2018 in NLWKN 2020). Extremereignisse wie Dürren und Überschwemmungen sind häufiger zu erwarten, sodass sich die bisher beobachteten Veränderungen im Trend fortsetzen dürften (MU/DWD 2018, Scheining 2019 in NLWKN 2020). Auch in Gebieten mit bisher effizienter Grundwasserbildungsrate sind seit Jahrzehnten sinkende Grundwasserspiegel zu beobachten (KLIWA 2017). Die Grundwasserneubildung in Rheinland-Pfalz ist im Zeitraum 2010-2015 um 21 % im Vergleich zum Zeitraum 1951-2010 zurückgegangen (KLIWA 2021)¹.

Zahlreiche Messstellen in Rheinland-Pfalz zeigen sinkende Grundwasserstände (siehe **Abb. 44**, Anh.). Als Ursachen werden ein erhöhter Pflanzenbedarf durch die Verlängerung der Vegetationsperiode (REITER et al. 2018; vgl. **Abb. 28**, S. 168) und die damit verbundenen erhöhten Verluste durch Verdunstung diskutiert (KAMPF 2021; KLIWA 2017). Zudem sank in den Dürrejahre 2018, 2019 und 2020 der Bodenwassergehalt nachhaltig (siehe **Abb. 45**, Anh.). Dadurch wurde die Wiederauffüllung der Bodenwasserspeicher, die Voraussetzung für eine Tiefenversickerung ist, auf später im Jahr verschoben (HERMANN et al. 2014), was auch die Zeit für die Grundwasserneubildung verkürzt (MUVF 2007; KOPP et al. 2018). Obwohl Aufzeichnungen der letzten Jahrzehnte eine deutliche Zunahme der Winterniederschläge zeigen (REITER et al. 2018; ANDERS et al. 2014 in RIEDEL & WEBER 2020), gibt es dabei regionale Unterschiede. In manchen Landesteilen wird ein Rückgang der Winterniederschläge vermeldet, was zusätzliche Verluste für die Grundwasserneubildung bedeutet (KLIWA 2017). Ein paar Dürre-

jahre in Folge mögen den guten mengenmäßigen Zustand der Grundwasserkörper nicht gefährden, aber mit Vorhersagen über veränderte Häufigkeits- und Intensitätsmuster von Klimaextremen werden Versorgungsengpässe wahrscheinlicher – und damit auch der Verlust von damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen (AQUILINA et al. 2012, McMAHON et al. 2006, JASECHKO et al. 2016, HAVRIL et al. 2018, DEVITT et al. 2019, QUI et al. 2019, TRAN et al. 2019 in RIEDEL & WEBER 2020). Dies betrifft nicht nur die öffentliche Versorgungssituation mit Trinkwasser, sondern auch grundwasserabhängige Landökosysteme wie Buchenwälder, Feuchtwiesen und Moore.

Vor diesem Hintergrund sind Versorgungsleistungen aus bewaldeten Einzugsgebieten für die Trinkwasserversorgung von hoher Bedeutung. Darüber hinaus kann durch die Verringerung des Oberflächenabflusses, und damit verbunden von Erosion und Stofftransport in Oberflächengewässer (NEARY et al. 2009; WAGENBRENNER et al. 2010), der finanzielle Aufwand nicht nur für die Trinkwasseraufbereitung (MUNICH RE 2000), sondern auch für Naturschutzmaßnahmen reduziert werden (UBA 2017a). Intakte Ökosystemfunktionen sind Voraussetzung für eine nachhaltige Versorgung. Dazu müssen nicht nur Aufbau und Erhalt intakter Bodenfunktionen im Wald erreicht, sondern auch Anstrengungen zur Verringerung der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft intensiviert werden. Die Erhaltung der Bodenfunktionalität und der damit verbundenen wasserbezogenen Prozesse umfasst alle Faktoren, die tiefgreifend auf die chemischen und physikalischen Bedingungen des Bodens einwirken: Baumartenzusammensetzung, Bestandsstruktur und -alter, Ernteverfahren und Ernteintensität (MUELLER et al. 2012; GRUBA & MULDER 2015; BREDEMEIER et al. 2011; KEESSTRA et al. 2012; SCHÜLER et al. 2002; NORDMANN 2011; LEUSCHNER 1998, SCHÄFER et al. 2002).

¹ Von 2010 - 2020 wird sogar ein Rückgang um - 25 % in Rheinland-Pfalz verglichen mit 1952 - 2010 diskutiert (KAMPF 2021).

■ Dezentraler Hochwasserschutz

Bei vergangenen Hochwasserkatastrophen zeigte sich der hohe finanzielle Aufwand, der auch durch die unzureichende Nutzung natürlicher Rückhaltepotenziale entsteht: Die Europäische Kommission schätzt die Kosten für Hochwasserschäden innerhalb der Europäischen Union in den Jahren 2002 bis 2013 auf 72 Mrd. €, davon entfallen 19 Mrd. € auf Deutschland (EU 2014). Nach Angaben der Bundesregierung beliefen sich die Kosten der Hochwasserkatastrophe 2013 auf 2 Mrd. € und des Elbehochwassers 2002 auf 1,7 Mrd. €, Schadensmeldungen der einzelnen Bundesländer sogar auf 6,7 Mrd. € (BMI 2013).

Bei der Entstehung von Hochwasserkatastrophen an großen Flüssen ist der Beitrag kleiner Nebenflüsse zu deren Wasservolumen von erheblicher Bedeutung (SCHÜLER 2006). Insofern spielen Waldflächen, durch die diese Nebenflüsse fließen, eine wichtige Rolle bei der räumlichen Verteilung,

da sie die Abflussbildung hemmen (MOLTSCHANOV 1966, HIBBERT 1967, VORONKOV et al. 1976, ROSEMANN 1988, MOESCHKE 1998, MENDEL 2000 in SCHÜLER 2006). Die Milderung und Verzögerung von Abflussspitzen in diesen Bereichen kann durch wirksame wasserrückhaltende und abflussverzögernde Maßnahmen in Abstimmung mit den geologischen und bodenkundlichen Gegebenheiten erreicht werden (SCHÜLER 2006). Abflusserzeugende Gebiete im Wald, sogenannte kritische Quellgebiete (critical source areas - CSA), müssen identifiziert werden. Abflussmenge und -geschwindigkeit sind maßgeblich von den Eigenschaften des jeweiligen Waldstandortes abhängig (ERNSTBERGER; BENNECKE 1992; HOFFMANN 1980; HOFFMANN 1982; PECK & MAYER 1996; MÜLLER & SCHÜLER 2021): In Wäldern auf Böden mit dichtem Untergrund, oder durch menschliche Aktivitäten verdichtetem Oberboden, fließt ein deutlich höherer Wasseranteil oberflächennah ab (SCHENK et al. 2001). Insofern kommt auch der



Abbildung 5: Wasserbezogene regulative und versorgende ÖSDL des Waldes nach dem holistischen Ansatz, aufbauend auf SCHRÖDER et al. (2012).

Waldbewirtschaftung (Waldbau, Holzeinschlag, Ernteverfahren) eine Schlüsselrolle auf den jeweiligen Standorten zu (ZHANG et al. 2001; RIEKERK 1989 in EEA 2015).

Auch wenn Rückhaltmaßnahmen im Wald bei großen Hochwasserereignissen im Gesamteinzugsgebiet nur begrenzte Wirkung haben (GRANT 2005), führt jede zusätzliche Hochwasserschutzmaßnahme im Bestand zu einer Verringerung problematischer Hochwasserspitzen, da sich eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen zu einer deutlich spürbaren Verringerung des Gesamtvolumens aufrechnet. Hochwasserschutz lässt sich nicht allein auf forstwirtschaftliche Konzepte beschränken. Sie erfordert die übergreifende Zusammenarbeit in Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Weinbau, Raumplanung und Innenpolitik (MÜLLER & SCHÜLER 2021).

Abbildung 5 hebt wasserbezogene ÖSDL des Waldes nach dem in Abschnitt 2.2 beschriebenen ganzheitlichen Ansatz hervor.

2.4 Aktuelle und zukünftige Herausforderungen

Waldökosysteme stehen durch menschliche Aktivitäten unter großem Druck mit weitreichenden Folgen: Klimawandelbedingte Dürreperioden haben in den letzten Jahren flächenhafte Absterbeerscheinungen von Bäumen und Waldbeständen hervorgebracht, bekannt als Neuartiges Waldstreben (HUANG et al. 2019; GOULDEN & BALES 2019; MARGALEF-MARRASE et al. 2020). Luftverschmutzung führt zu veränderten Bodenverhältnissen, stark gestörten Nährstoffkreisläufen, verschlechterter Pflanzenernährung, Gewebeschäden und Wachstumshemmung. Absinkende Grundwasserspiegel und Lebensraumzerschneidung verstärken die negativen Auswirkungen (BFN 2020b). Die so geförderten Vitalitätsdefizite machen Waldbestände anfälliger für Krankheitserreger und Schädlinge. Ausschließlich wachstumsorientierte Bewirtschaftungsmethoden, die die kleinräumigen klimatischen Bedingungen des Waldinnenklimas, die hydrologischen Bestandsei-

genschaften oder die Bedingungen der Nährstoffverfügbarkeit negativ verändern, haben großen Einfluss auf alle ineinandergreifenden Waldfunktionen. Im Folgenden werden die Herausforderungen aufgezeigt, die mit diesen Belastungen einhergehen.

2.4.1 Klimawandel

Die rasch fortschreitende, menschengemachte Veränderung des Weltklimas beeinflusst den Wasserkreislauf sowohl auf globaler wie auch auf regionaler Ebene. Von besonderem Interesse im Zusammenhang mit wasserbezogenen ÖSDL des Waldes sind Beeinträchtigungen des Wasserhaltevermögens (Retentionspotential) und Veränderungen des Bodenwasserhaushalts. Häufigere Dürreperioden und schwere Sturmereignissen im späten Frühjahr und Sommer (**Abb. 6**; REITER et al. 2020; SOLOMON et al. 2007) fördern Trockenstress, Verluste der Baumvitalität und erhöhen die Baumsterblichkeit. Ausgetrocknete Böden nehmen Wasser schlechter auf, sodass es vermehrt oberflächlich abfließt. Kahllagen als Folge von Schädlingsbefall, Windwurf oder Waldbrand erhöhen zusätzlich den Oberflächenabfluss und tragen somit zu Hochwasserentstehung, Nährstoffaustrag aus dem Ökosystem und -eintrag in angrenzende Oberflächengewässer bei. Aufgrund der Langlebigkeit (Produktionszeiträume von 100 bis 200 Jahren) und der Standortabhängigkeit von Waldökosystemen sind sie an die Umweltbedingungen des jeweiligen Waldbestandes gebunden. Temperaturverschiebungen durch erhöhte Lufttemperaturen im Zuge des Klimawandels (HANSEN et al. 2006) ziehen Verschiebungen der Lebensräume bestimmter Arten nach sich (PARMESAN et al. 2003). Die sich schnell ändernden Lebensbedingungen zwingen langlebige Arten wie Bäume zu evolutionären Anpassungsprozessen, die sie zeitlich kaum leisten können (BOLTE & IBISCH 2014). Die Haupttreiber des Wasserkreislaufs in einem Waldökosystem, Niederschlag, Temperatur und Verdunstung, haben sich nachweislich geändert und werden sich voraussichtlich auch in Zukunft ändern. Wenn sich die Niederschlagsmenge in der Gesamtheit auch nicht so stark verändert

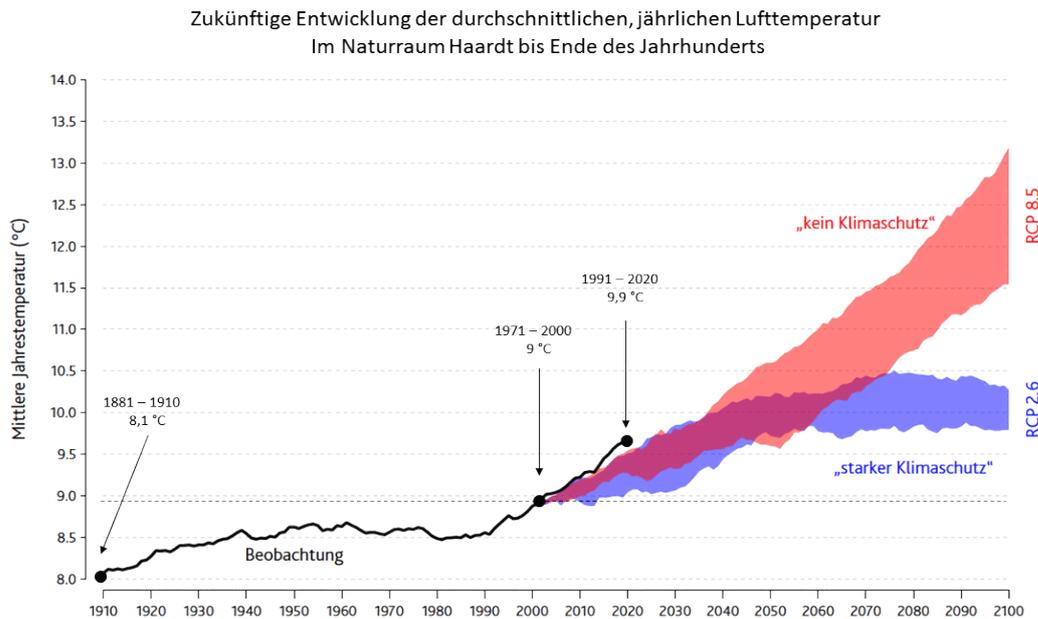


Abbildung 6: Projektion der zukünftigen Entwicklung der mittleren Lufttemperatur (REITER et al. 2020). Blaue Region: RCP2.6 Entwicklungskorridor („starker Klimaschutz“), Rote Region = RCP8.5 Entwicklungskorridor („Kein Klimaschutz“), Pinke Region: Überlappung beider Entwicklungskorridore.

hat (bis zu 2,8 mm pro Dekade im Zeitraum von 1946 bis 1999, KLEIN TRANK et al. 2002; SCHERRER et al. 2016 in RIEDEL & WEBER 2020), verändern sich die Verteilungsmuster und damit der Wasserhaushalt auf regionaler Ebene.

Mit steigenden Temperaturen nimmt die Verdunstung zu (DUETHMANN & BLÖSCHL 2018, STANHILL & MÖLLER 2008, TRNKA et al. 2015, ZHANG et al. 2016, UKKOLA & PRENTICE 2013, TEULING et al. 2019, VINCE-SERRANO et al. 2019 in RIEDEL & WEBER 2020), eine Überhitzung der Sonnenblätter im Kronendach tritt häufiger ein (vgl. HOHNWALD et al. 2020:12) und die Anfälligkeit für Gewebeschäden bei alten Bäumen, sowie die Sterblichkeit von Jungpflanzen erhöhen sich. Auch eine gehemmte CO₂-Aufnahme wurde bei Temperaturen um 40 °C beobachtet (HOHNWALD et al. 2020).

In diesem Zusammenhang werden Veränderungen in den Verbreitungsgrenzen der Buche in Mittel- und Westeuropa diskutiert (HOHNWALD et al. 2020; GARAMSZEKI & KERN 2014; STOJANOVIC et al. 2013). Mit höheren Temperaturen in den Bestän-

den, höherer Verdunstung und sinkendem Bodenwassergehalt kämpfen Bäume auch mit einer verstärkten Konkurrenz um Wasser untereinander (DEL RIO et al. 2014). Die Folgen des durch den Klimawandel verursachten Trockenstresses, wie z. B. ein Rückgang der Vitalität, sind nicht nur bei trockenheitsempfindlichen Arten wie der Fichte, sondern auch bei der im Pfälzerwald dominierenden Buche zu verzeichnen (MUEEF 2019)². Aber nicht nur die Baumarten sind in ihrer Widerstandsfähigkeit gefährdet. Höhere Lufttemperaturen im Jahresmittel fördern ein erhöhtes Auftreten von Schadinsekten. Und auch das Artensterben wichtiger Einzelmitglieder im Artenverbund (Bestäuber, Symbionten) schwächt die Bestandesgesundheit (BOLTE & IBISCH). Alle Faktoren, die die Bestandesvitalität schwächen, führen zu einer höheren Anfälligkeit gegenüber Windwurf und Kalamitäten und als Folge zu mehr Kahlflecken, wie für viele Waldstandorte in Deutschland im Jahr 2019 festgestellt wurde (BT-Drucks. 19/11093 in BfN 2020b; MUEEF 2020).

² Der Anteil von Bäumen ohne sichtbaren Schaden betrug 2019 18 % (MUEEF 2019).

2.4.2 Waldbewirtschaftung

Der große Einfluss menschlicher Aktivitäten auf wasserbezogene Waldfunktionen macht die Überprüfung der forstwirtschaftlichen Behandlung im Hinblick auf den Schutz und Erhalt wasserbezogener ÖSDL des Waldes für die forstwirtschaftliche Praxis unverzichtbar. Die Forstwirtschaft ist durch lange Produktionszeiten gekennzeichnet, die eine Vorhersage der Produktionsbedingungen über den gesamten Produktionszeitraum und der in diesem Zeitraum auftretenden Risiken erschweren (vgl. RIEDEL & WEBER 2020). Fehler im Management zeigen meist erst mit erheblicher Verzögerung, negative Auswirkungen und können dann oft nicht mehr effektiv korrigiert werden (MÜLLER & SCHÜLER 2021). Die Waldbewirtschaftung steht daher vor der Herausforderung, sich grundlegend neu zu orientieren und dabei den Aspekten der Unberechenbarkeit und der Vielfalt heutiger und zukünftiger Ökosystemleistungen Rechnung zu tragen, indem möglichst breite Handlungs- und Entwicklungsoptionen gelassen werden (JENSSEN 2007, LAWLER et al. 2010, OGDEN & INNES 2009, PUETTMANN et al. 2008 in BfN 2020b). Mit häufigeren Dürren und schweren Sturmereignissen muss die Waldbewirtschaftung mit einer erhöhten Baumsterblichkeit und verringerten Wachstumsraten umgehen (RYAN 2011; STOVALL et al. 2019; RUKH et al. 2020). Zur Aufrechterhaltung eines intakten Wasserkreislaufs müssen daher sowohl die Erhöhung des Rückhaltepotentials als auch die Stabilisierung der Wachstumsbedingungen der Bestände im Fokus stehen. Vor dem Hintergrund von Prognoseunsicherheiten und Wissenslücken müssen Maßnahmen auf dem Vorsorgeprinzip beruhen:

- klima- und artgerechte Auswahl der Baumarten entsprechend der Empfindlichkeit für Trockenheit und Chemismus (Humusform),
- Erntemethoden bei Aufrechterhaltung des Bodenschutzes, hoher Versickerungsraten und zum Schutz vor Erosion und Nährstoffentzug (Ernteverfahren, Transport, Ernteintensität),
- Erhaltung von Bestandes- und Kronenstrukturen zur Verbesserung der Temperaturbedin-

gungen und zur Kontrolle der Kronendurchlässigkeit (Waldinnenklima),

- Kontrolle des Abflusses durch Identifizierung und Reduzierung von Waldflächen, die zur Abflussbildung beitragen (Erhöhung des Rückhaltepotentials),
- Erhalt und Schutz ausgewogener Nährstoffhaushalte (nährstoffgerechte Ernte, Kalkung).

Untrennbar damit verbunden sind folgende Bestandteile der Waldbewirtschaftung:

■ Waldbau und Bestandesstruktur

Da Temperatur und Wasserkreislauf im Bestand stark mit Bestandesstruktur, Blattfläche und Kronendurchlässigkeit verbunden sind, beeinflusst die forstwirtschaftliche Praxis die Schwere und Geschwindigkeit der Auswirkungen klimawandelbedingter Veränderungen und damit auch die Widerstandsfähigkeit des Bestandes gegenüber Stressfaktoren (HOHNWALD et al. 2020; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998:329, ULRICH 1983). SUKACHEV & DYLLIS (1964) diskutieren Kippunkte für den Bedeckungsgrad in Bezug auf die Transpiration von Buchenbeständen. Die Schattbaumart Buche bildet von Natur aus geschlossene Kronen, sodass Luftturbulenzen und Strahlungsdurchlässigkeit zum Boden reduziert werden und sich in den Beständen ein relativ kühles und feuchtes Mikroklima ausbildet (LEUSCHNER & ELLENBERG 2017; TÜXEN 1986; KORPEL 1995; BRUNET et al. 2010). Veränderungen in der Kronenstruktur, die zu mehr Einfall von Sonnenlicht und damit zu höherem Wärmefluss im Bestand sorgen, zeigen negative Auswirkungen auf den Wasserhaushalt des Buchenbestandes. In aufgelichteten Buchenbeständen wurden erhöhte Trockenstressanzeichen in Form von absterbenden Ästen oder Bäumen festgestellt, die auf sogenannte Embolien in den Leigefäßen zurückgeführt werden (SCHABEL 2020; LEUSCHNER 2009, ROETZER et al. 2017). Wenn der Bodenwassergehalt unter einen kritischen Bereich fällt, und der Baum den Wasserbedarf zur Verdunstung nicht mehr abdecken kann, entstehen in den Leigefäßen Lufteinschlüsse, die zum

Absterben betroffener Äste bis hin zum ganzen Baum führen können (TOMASELLA et al. 2017; BRÉDA et al. 2006; RYAN et al. 2006; CHOAT et al. 2012; STRASBURGER 1967; CZIHAK et al. 1996). Die Trockenempfindlichkeit ist jedoch artspezifisch und abhängig von Bestandeseigenschaften und Mischungsverhältnissen mit anderen Arten (RUKH et al. 2020).

Bei Dürre werden außerdem Wachstum und Kohlenstoffbindung gehemmt (STOVALL et al. 2019; RUKH et al. 2020; HUANG et al. 2019). Beide Faktoren gefährden den Beitrag der Wälder zur CO₂-Speicherung und zum Klimaschutz. In diesem Zusammenhang wird waldbaulich der Einfluss von Mischbau diskutiert: Mit dem richtigen Mischungsverhältnis können die unterschiedlichen Ansprüche der Arten an den Wasserverbrauch die Konkurrenz um die Ressource erleichtern. So lassen sich Wachstumsverluste und erhöhte Sterblichkeit mindern (RUKH et al. 2020).

■ Retentionspotential

Abflusshemmende Wirkungen des Waldes sind immer auf kleinräumige Verhältnisse bezogen und müssen daher entsprechend der gegebenen lokalen Bedingungen bewertet werden (SCHÜLER 2003). Die Waldbewirtschaftung beeinflusst das Retentionspotential durch alle Maßnahmen, die die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens auf lokaler Ebene beeinflussen: Waldbau, Holzeinschlag und Ernteverfahren (ZHANG et al. 2001; RIEKERK 1989 in EEA 2015; MUELLER et al. 2012; GRUBA & MULDER 2015; BREDEMEIER et al. 2011; KEESSTRA et al. 2012). Der Wasserhaushalt der Wälder kann durch naturnahe, vielschichtige Strukturen verbessert werden, indem der senkrechte Raum in unterschiedlichen Stockwerken ausgenutzt wird. Auch unterschiedliche Altersstufen im selben Bestand erhöhen den Struktureichtum. Dies kann mit Hilfe dienender und nachwachsender Bäume im Unter- und Mittelstand bewerkstelligt werden (MÜLLER 1996; BfN 2020b). Der höhere Struktureichtum fördert die Interzeptionsleistung und den verzögerten Abfluss von Niederschlagswasser.

Ein weiterer wichtiger Beitrag zur Abflusssentstehung im Wald ist das Wegsystem, da durch die hohe Verdichtung praktisch 100 % des Niederschlags oberflächlich abfließt (GRUNERT & KÖNIG 2000). Wededichte und Art der Wegeentwässerung können jedoch das Abflussverhalten steuern (BOTT 2002). Das abfließende Wasser muss von den Wegen weggeleitet und in die angrenzenden Bestände zurückgeführt werden, wo es wiederver-sickern kann. Abflusserzeugende und hochwasserfördernde Bereiche sind zu identifizieren und Maßnahmen zur Rückführung des Wassers in den Bestand einzuleiten (PEICHL 1998; GAUMITZ 1991). Bei häufiger auftretenden Sturmereignissen müssen alle Maßnahmen zur Hemmung der Abflussbildung berücksichtigt werden, um den dezentralen Hochwasserschutz zu verbessern und den Wasserhaushalt der Waldbestände zu stabilisieren. Dazu gehören auch naturnahe Rückhalteräume, in die überschüssiges Oberflächenwasser eingeleitet werden kann, wo es das Oberflächenprofil der Landschaft zulässt (ASSMANN & GÜNDRA 1999). Naturnahe Auen haben in dem Zusammenhang eine sehr wichtige Funktion (OPPERMANN et al. 2009; BUMB 2015), da sie bei steigenden Wasserständen mehr Raum für das Wasser bieten und somit Hochwasserwellenbildung verteilen, bzw. abbremsen können (MÜLLER & SCHÜLER 2021; BfN 2020a). Durch natürliche Bachläufe mit Auenbildung wird einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit entgegengewirkt und das Rückhaltevermögen erhöht (KOEHLER 1998; SCHAICH 2009). Das Rückhaltepotential (Wasser und Nährstoffe) von Auen ist am höchsten, wenn sich die Dynamik der Wasserstände in der Aue an das jeweilige Wasserangebot anpassen und sie ihre ökologisch wichtige Lebensraumfunktion entfalten kann (PENKA et al. 1985; MÜLLER & SCHÜLER 2021). Mit der Begradigung von Flussbetten, einer verringerten Breite/Tiefe und der damit verbundenen Zunahme der Fließgeschwindigkeit, entstehen Ufer-, Sediment- und Nährstofferosion (WAGENSCHNEIN 2006). Auch die klimatische Funktion der Auenwälder ist sehr wichtig, da sie eine Kühlwirkung in der Landschaft entfalten (PENKA et al. 1985).

■ Ernteverfahren

Neben Baumartenzusammensetzung, Bestandsstruktur und -alter haben auch Ernteverfahren und -intensität einen tiefgreifenden Einfluss auf die chemischen und physikalischen Bedingungen des Waldbodens (MUELLER et al. 2012; GRUBA & MULDER 2015; BREDEMEIER et al. 2011; KEESSTRA et al. 2012). Auf Kahlflächen ab 1 ha werden Niederschlagsmenge und -intensität am Boden erhöht, während gleichzeitig der Wasserbedarf der Vegetation drastisch sinkt (KEENAN & KIMMIS 1993; VESTIN et al. 2020). Da der Boden der Sonneneinstrahlung ausgesetzt ist, heizt er sich auf, die oberflächennahe Verdunstungsrate steigt stark an, durch höhere Bodentemperaturen steigt bei ausreichender Feuchtigkeit die Mineralisierungsrate stark an, sodass die Humusschicht rasch aufgezehrt wird (VESTIN et al. 2020; HEDWALL et al. 2013). Im Humus gebundene Nährstoffe werden freigesetzt, und da die Nährstoffspeicherung durch die fehlende Vegetation stark abnimmt, werden sie ausgewaschen bzw. in die Atmosphäre entlassen (HEDWALL et al. 2013). Nährstoff- und Kohlenstoffverluste sind die Folge. In den angrenzenden Oberflächengewässern führen die Nährstofffrachten zur Eutrophierung (LEE & SAMUEL 1976 in KEENAN & KIMMIS 1993). Dauerwaldformen hingegen unterstützen stabile Baumarten- und Stammzahlverteilung und wirken damit stabilisierend auf das Ökosystem (BURSCHEL & HUSS 1997; HILDEBRAND 1996; REHFUESS 1990). Auf Kahlflächen etabliert sich rasch eine Verjüngung. Verjüngung ist generell ein natürliches Phänomen der Waldentwicklung, das nach der Alters- und Verfallsphase den Phasenzyklus wieder in Gang setzt und damit den Generationswechsel einleitet (WILHELM & RIEGER 2013; LEIBUNDGUT 1984). Neben diesem natürlichen Kreislauf kann es durch verschiedene Faktoren zu einer Verjüngung kommen, wie z. B. durch den Klimawandel verursachte extreme Wetterereignisse, Waldbrände und das massive Auftreten von Schädlingen. Sie kann auch Bestandteil von waldbaulichen Maßnahmen sein, entweder um den Wald gezielt in Richtung Klimaplastizität umzuwandeln (LANDESFORSTEN RLP 2020) oder aus ökonomischen Erwägungen.

Jungbestände unterscheiden sich von ausgewachsenen Beständen hinsichtlich Kronendeckung, Durchwurzelungstiefe und Blattflächenindex (LAI). Sie weisen eine geringere Nährstoff- und Wasseraufnahme und geringere Transpirationsraten auf (vgl. PRETZSCH 2019:294). Auch fördert die nicht geschlossene Kronendecke die Bodenverdunstung (vgl. HIEGE 1985:128; MITSCHERLICH & MOLL 1970; PECK & MAYER 1996). Die Tröpfchenenergie des Regens entfaltet aufgrund der schlechten Bedeckung höhere Kräfte auf die Bodenpartikel (NEARY et al. 2009), sodass Jungbestände Oberflächenabfluss und Erosion begünstigen. Unter natürlichen Bedingungen entwickelt sich allerdings die Bodenvegetation recht schnell zu einer Strauch- oder Krautschicht, die wesentlich zur Gesamttranspiration des Bestandes beiträgt (GOBIN et al. 2015; SCHMALTZ 1969; HAGER 1988).

Ein weiterer gravierender Faktor in der Waldbewirtschaftung ist der Nährstoffverlust durch den Export mit der Holzernte. Ist der mit der Holzernte verbundene Nährstoffaustrag nicht an den jeweiligen Standort angepasst, ist der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und nährstoffspeichernder Tonminerale gefährdet (BLOCK et al. 2016). Hinsichtlich der Nährstoffnachhaltigkeit müssen Nährstoffbilanzen berücksichtigt werden (ebd.).

■ Bodenverdichtung

Mit dem Einsatz schwerer Forstmaschinen sind langfristige ökologische Beeinträchtigungen verbunden, die mit den kurzfristig ökonomischen Vorteilen abgewogen werden müssen, da sie die nachhaltige Nutzbarkeit gefährden (SCHÖNAUER et al. 2021). Negative Veränderungen der Bodenfunktionen, Einbußen in der Wuchssleistung (SCHÖNAUER et al. 2021; ZENNER et al. 2007) und wasserbezogener Ökosystemfunktionen regulierender und versorgender Natur sind auf ökologischer, ökonomischer und sozialer Ebene nicht nachhaltig.

Die mechanische Auflast schwerer Forstmaschinen führt zu Veränderungen in der Bodenstruktur. Dadurch werden Lagerungsdichte, Porenvolumen,

Wasser- und Luftleitfähigkeit, Infiltrationsrate und Eindringwiderstand beeinträchtigt, mit negativen Folgen für die biologische Aktivität und den Wasser- und Nährstoffhaushalt der Waldbestände (BOTTINELLI et al. 2014; SCHÖNAUER et al. 2021; ZENNER et al. 2007; SCHJØNNING et al. 2016). Bei Überbelastung werden die Bodenpartikel und Bodenaggregate zusammengedrückt (TERZAGHI 1943; OSIPOV 2015). Ein hoher Bodenwassergehalt fördert diesen Prozess sogar, da das Wasser als Schmierfilm für die Partikelbewegung wirkt, weshalb nasse Böden empfindlicher auf Verdichtung reagieren (ZENNER et al. 2007; TERZAGHI et al. 1996; McNABB et al. 2001; REICHARDT 2002). Mit zunehmender Dichte des Bodens werden die Bodenporen zerstört, was in der Folge die Wasserleitfähigkeit und Luftdurchlässigkeit des Bodens verringert (HORN et al. 1995; DEHNER et al. 2015; FRÜND & AVERDIEK 2016). Grobporen, insbesondere > 50 µm, sind deutlich stärker von Bodenverdichtung betroffen als Feinporen (PAGE-DUMROESE et al. 2006; BOTTINELLI et al. 2014; DEHNER et al. 2015). Besonders der Mangel an Bodenluft hat schwerwiegende Auswirkungen auf die Bodenlebewesen. Geringe Bodenluft und Verdichtung verringern die Keimraten und erhöhen die Sterblichkeit von Keimlingen (NAWAZ et al. 2012; HARTGE 1976, EHLERS 1982, HILDEBRAND 1983 in REICHARDT 2002). Durch die geringere Durchlüftung steht nicht genügend Sauerstoff für die Abbauprozesse zur Verfügung, sodass es zur Freisetzung von Treibhausgasen wie Stickstoff und Methan in die Atmosphäre kommt (SCHJØNNING et al. 2016). Dadurch können sich Böden von Treibhausgasen zu -quellen entwickeln (RUSER et al. 1998, TEEPE et al. 2004 in SCHJØNNING et al. 2016). Änderungen des Bodenwassergehalts beeinflussen das Wurzelwachstum und senken die Bestandesproduktivität (PAGE-DUMROESE et al. 2006; GRIGAL & VANCE 2000). Mit zunehmender Lagerungsdichte und Bodenfestigkeit werden Bodenatmung, Nährstoff- und Wasseraufnahme gehemmt (vgl. SHIERLAW & ALSTON 1984:25; ZENNER et al. 2007; FRÜND & AVERDIEK 2016) und schließlich die Biomasseproduktion verschlechtert (SCHJØNNING et al. 2016). Durch die ebenfalls gehemmte Versickerung wird

der Oberflächenabfluss und damit der Austrag von Nährstoffen über Land und das Risiko der Eutrophierung von Oberflächengewässern gefördert (McNABB et al. 2001; PAGE-DUMROESE et al. 2006). Für den Wasseranteil, der in die Bodenzone versickert, werden Filterprozesse gehemmt und so die Auswaschung von Nährstoffen, Pestiziden und Krankheitserregern in tiefere Zonen und schließlich das Grundwasser gefördert (vgl. SCHJØNNING et al. 2016:76; IVERSEN et al. 2011). Verschlechterungseffekte sind in Böden mit höherem Feinporenanteil gravierender (PAGE-DUMROESE et al. 2006; REICHARDT 2002; SCHNEIDER 2015). Bei grobporigen Sanden scheint die veränderte Porengrößenverteilung durch Verdichtung vor allem zu Lasten der Luftkapazität zu gehen, wohingegen die Wasserversorgung noch länger erhalten bleibt (DEHNER et al. 2015:4.) Viele Studien belegen eine sehr geringe Regenerationsfähigkeit der Böden bei Verdichtung (LABELLE & JAEGER 2011; CAMBI et al. 2015 in FRÜND & AVERDIEK 2016; SCHNEIDER 2015; PAGE-DUMROESE et al. 2006). Die Regeneration im Unterboden kann je nach Bedingungen mehrere Jahre bis Jahrzehnte dauern (PAGE-DUMROESE et al. 2006; REICHARDT 2002; BRAIS 2001, CROKE et al. 2001, GOUTAL et al. 2012; GREACEN & SANDS 1980; LABELLE & JAEGER 2011; RAB 2004 in BOTTINELLI et al. 2014; ZENNER et al. 2007). Die Schwere der Beeinträchtigung hängt von der befahrenen Fläche, der Tiefe und Dauer der Einwirkung ab (vgl. FRÜND & AVERDIEK 2016:225). Die Beeinträchtigung der Bodeneigenschaften nimmt zwar mit der Anzahl der Überfahrten zu, ist jedoch während der ersten Überfahrt am stärksten (REICHARDT 2002; ZENNER et al. 2007).

2.4.3 Luftverschmutzung

Anhaltend hohe Einträge von Stickstoff haben in vielen Gebieten Europas zu Stickstoffsättigung geführt (BREDEMEIER et al. 2011; BLOCK et al. 2016). Die Vielzahl der Schadenssymptome, die als „neue Arten von Waldschäden“ zusammengefasst werden, haben komplexe Ursachen, stehen in keinem räumlichen Zusammenhang mit Schadstoffquellen und sind noch nicht vollständig

verstanden (ULRICH 1991 in MOHR et al. 2005). Wälder weisen unter natürlichen Bedingungen geringe Stickstoffgehalte auf. Dadurch reagieren sie besonders empfindlich auf Stickstoff-Ablagerungen. Die Stickstoffübersättigung solcher Systeme führt dazu, dass sich vermehrt Stickstofftolerante Arten ansiedeln und die natürliche Artenvielfalt verdrängen (KRUPA 2002). Der Klimawandel verstärkt das Phänomen: Da Stickstoff kurzfristig die Biomasseproduktion anregt, steigt auch der Wasserverbrauch, was in Trockenperioden zu vorzeitigem Wassermangel führen und

sogar die Grundwasserneubildungsrate verringern kann (VAN DER EERDEN et al. 1990a, VAN DER EERDEN & PÉREZ-SOBA 1992 in KRUPA 2002). Obwohl eine Übersättigung kurzfristig mit erhöhten Wachstumsraten verbunden ist, werden das Puffersystem des Waldbodens und die Lebensraumbedingungen so stark verändert, dass damit auch das Ökosystemgleichgewicht beeinträchtigt wird (EUGSTER & HAENI 2013; KRUPA 2002; ULRICH 1983).

3 Das Untersuchungsgebiet

Der Pfälzerwald ist eine felsige Buntsandsteinlandschaft im Süden des Landes Rheinland-Pfalz mit einem hohen Waldanteil (76 %, knapp 90 % im zentralen Bereich). Er besteht überwiegend aus sauren Buchen- und Kiefernbeständen auf einer Fläche von 178,497 ha (STATLA RLP 2016; WEISS 1993; GEIGER 1987). Der Naturpark Pfälzerwald wurde 1958 gegründet und 1992 mit Anerkennung durch die UNESCO in das Biosphärenreservat Pfälzerwald Nordvogesen überführt. Im Jahr 2020 wurde die Naturparkverordnung durch die Landesverordnung zum Biosphärenreservat Pfälzerwald als deutsche Verordnung ersetzt, womit der Pfälzerwald Teil des grenzüberschreitenden Biosphärenreservats zwischen Deutschland und Frankreich wurde (BIOSPÄHÄRENRESERVAT PFÄLZERWALD-NORDVOGESEN 2021; JM 2021). Der Naturpark umfasst im Wesentlichen den Pfälzerwald selbst, der im Norden an das Nordpfälzer Bergland mit der Kaiserslauter Senke grenzt. Östlich schließt sich das Mittelgebirge Haardt an, dessen höchste Erhebung der Kalmit (673 m ü. NN) ist, der östlich zur Oberrheinischen Tiefebene (Deutsche Weinstraße) abfällt. Im Westen schließt sich ein dünn besiedeltes Mittelgebirgsgebiet (Zweibrücker Westrich) mit rund 430 m ü. NN. an, im Süden der sogenannte Wasgau, der durch das Queichtal mit 576 m ü. NN vom übrigen Pfälzerwald getrennt ist (ebd.). Insgesamt liegt die Höhenlage zwischen ca. 100 m ü. NN am östlichen Rand bis über 600 m ü. NN in der Mitte oder im Nordosten des Gebietes. Das Pfälzerwaldgebiet ist mit 134.000 ha das größte zusammenhängende Waldgebiet Deutschlands. Es zeichnet sich durch eine relativ geringe Bevölkerungsdichte und geringe Siedlungsgrößen aus (WEISS 1993).

3.1 Klima

Das Biosphärenreservat Pfälzerwald liegt in der gemäßigten Klimazone zwischen atlantischem und kontinentalem Klimatyp und ist geprägt durch die topografische Nord-Süd-Grenze des linksrheinischen Gebirges, vor allem durch von Westen herannahende Frontensysteme mit atlantischem Einfluss und relativ hohen Windgeschwindigkeiten (FASS 1995; DWD 2021; MWKEL-RLP 2021; GEIGER 1987). Da es der Kollinen und in weiten Teilen auch der submontanen Höhenstufe zuzuordnen ist, kann das Gebiet als Übergangsbereich zwischen Land- und Meeresklima betrachtet werden, wobei in höheren Lagen der ozeanische Einfluss dominiert (WEISS 1993). Dadurch kommen im westlichen Teil des Pfälzerwaldes Luveffekte zum Tragen, die dazu führen, dass die atlantischen Luftmassen am Rande des Haardttrands stärker aufsteigen und abregnen (DWD 1957; GEIGER 1987). In diesem Gebiet werden Niederschlagsmengen von 800–1000 mm/a registriert, wohingegen auf der Ostseite des Gebirges unter Leeinfluss nur 500–600 mm/a wirksam sind (ebd.). Für den südwestlichen Teil des Pfälzerwaldes liegen die Niederschlagswerte durchschnittlich bei 850 mm/a. Starkniederschläge ($> 20 \text{ mm/m}^2$) kommen in den höchsten Lagen häufiger vor als in Tiefenlagen und an der Deutschen Weinstraße (ebd.). Das Gebiet liegt im gemäßigt kühlen Temperaturbereich mit relativ geringen jährlichen Schwankungen der Lufttemperatur aufgrund des ozeanischen Charakters (REITER et al. 2018), mit $6 \text{ }^\circ\text{C}$ im Jahresmittel in den höchsten Lagen und bis $10 \text{ }^\circ\text{C}$ in den Tälern sowie im Raum Haardttrand und der Deutschen Weinstraße (MWKEL-RLP 2021; GEIGER 1987). Die Vegetationsperiode umfasst 200–220 Tage (mündliche Angabe von M. GREVE, Mai 2019; www.kwis-rlp.de; GEIGER 1987). Aufgrund hoher

Niederschläge in Verbindung mit einer hohen Speicherkapazität des Buntsandsteins, ausgeglichenen Temperaturen und einer vergleichsweise hohen Luftreinheit, weist das bewaldete Einzugsgebiet grundsätzlich günstige Bedingungen für eine hohe mengenmäßige und qualitative Grundwasserneubildung auf (GEIGER 1987).

Der Luftverschmutzung liegt über den Werten, die für die Aufrechterhaltung der Selbstregulierung von Waldökosystemen als unbedenklich gelten (NAGEL & GREGOR 1999; FAWF 2012)³. Der Klimawandel zeigt bereits deutliche Auswirkungen: Die mittlere Jahrestemperatur im Land Rheinland-Pfalz ist seit dem Ende des 19. Jahrhunderts um 1,5 °C gestiegen, im Winter sogar um 1,6 °C (REITER et al. 2018). Die Zahl der Frosttage ist vor allem in den Höhenlagen zurückgegangen, bei gleichzeitiger Zunahme der Zahl der Sommerstage um 20 Tage im Mittel pro Jahr seit 1951, was mit einer zunehmenden Zahl von sommerlichen Hitzewellen und schweren Sturmereignissen einhergeht (ebd.).

3.2 Geologie, Hydrogeologie and Pedologie

Der Pfälzerwald besteht überwiegend aus Buntsandstein auf variszischem Grundgebirge (SPUHLER 1957). Zu Beginn des Mesozoikums sank das Saar-Nahe-Becken ab und bildete eine Senke zwischen dem Nordpfälzer Bergland und den Vogesen. In dieser Senke lagerten sich bis zum Unterperm (Unterrotliegend, 270 Millionen Jahre) verschiedene rote Sedimente und Sande mit rund 400 m Mächtigkeit ab, die praktisch das gesamte Gebiet des Pfälzerwaldes umfassten und im Nordwesten den Pfälzer Sattel, im Südosten die Pfälzer Mulde bildeten (HANEKE & WEIDENFELLER 2010). Der massive rote Sandsteinblock ist topographisch durch ein bewegtes Relief gekennzeichnet, wobei der hoch aufragende Haardtrand die höchsten Erhebungen bildet. Die jeweils vorherrschenden Gesteinsabfolgen erzeugen je nach Verwitterung und

Erosion unterschiedliche Gebirgsformen (siehe **Tabelle 1**). Tonreiche Schichten bilden hydrologisch eher Stauhorizonte, während Schichten mit höheren Anteilen an grobkörnigen Material eine höhere Wasserdurchlässigkeit aufweisen (HANEKE & WEIDENFELLER 2010). Besonders die Schichten des Trifels im Unteren Buntsandstein bestehen überwiegend aus grobkörnigen Sandsteinen und bilden aufgrund ihrer Mächtigkeit und guten Wasserdurchlässigkeit die wichtigsten Grundwasserleiter des Gebietes (HEITELE et al. 1987 in GEIGER 1987). Die Staufsichten bilden häufig einen Stauhorizont für das aus Trifelsschichten zuströmende Grundwasser. Sie sind hydrologisch nicht klar voneinander abzugrenzen und bilden einen nahezu einheitlichen Grundwasserkörper. Die Poren- und Kluftgrundwasserleiter verfügen über eine große Speicherkapazität und hohe Grundwasserneubildungsraten (HEITELE et al. 1987 in GEIGER 1987; MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1960). Man unterscheidet zwischen Lockergesteinsgrundwasserleitern in den Kastentälern und geschichteten Grundwasserleitern in der Felszone, wobei sich erstere durch eine sehr gute Grundwasserqualität auszeichnen (HAHN et al. 2000). Die flachen Grundwasserleiter der Gesteinszone hingegen sind häufig von Versauerung betroffen (TRILLING 1996, HAHN, PREUSS & FRIEDRICH 1998 in HAHN et al. 2000:11). Die Hauptabflussrichtung des Grundwassers verläuft entlang der nach Westen geneigten Schichten der Buntsandsteinplatte, sodass der Westen stärker von der Wasserversorgung profitiert als der Osten (vgl. WEISS 1993:22). Aber auch die östlichen Gemeinden entlang des Haardtrands decken ihre Trinkwasserversorgung vollständig aus dem Grundwasser der Waldtäler, sodass die Grundwasserreserven dort unter hohem Nutzungsdruck stehen (MÜLLER & THEOBALD 1996 in HAHN et al. 2000; WEISS 1993). 10 bis 12 % des jährlich im Pfälzerwald gebildeten Grundwassers werden als Trinkwasser genutzt (HAHN et al. 2000: 11).

³ Nach Angaben des UBA (2004) werden an der Messstation Deuselbach in der Nähe des Einzugsgebiets durchschnittlich 6,6 kg/(ha*a) Stickstoff deponiert (UBA 2004). Addiert man die Fracht der Trockendeposition, so ergibt sich eine Grundlast von 13,5 kg/(ha*a) Gesamtnitratdeposition (ebd.)

Tabelle 1:

Lithostratographische Schichten und Eigenschaften der Grundwasserleiter im Pfälzerwald (abgewandelt nach LGB & LfW 2004; AG Geologie 2021; SPUHLER 1957; GEIGER 1987).

Schichtfolge			Wasserleitfähigkeit des Grundwasserleiters	
Trias	Muschelkalk	Muschelkalk Sandstein	Abwechselnd gering und sehr leitfähig	
	Unterer Buntsandstein	Voltziensandstein		
		Zwischenschichten		
	Mittlerer Buntsandstein	Violette Grenzzone		
		Hauptkonglomerat		
		Obere Felszone		
		Oberes Karlstal		Gering leitfähig
		Karlstal Felsenzone		Abwechselnd gering und sehr leitfähig
	Unterer Buntsandstein	Schlossberg		Gering leitfähig
		Rehberg		Abwechselnd gering und sehr leitfähig
		Trifels		
		Nördlicher Pfälzerwald	Südliche Pfälzerwald	
		Speyerbach		
		Annweiler		
Rothenberg				
Permokarbon	Zechstein	Stauf	Gering leitfähig	
	Rotliegend	Queich		

Aus den Sandsteinschichten des Mittleren Buntsandstein entstehen basen- und tonarme Gesteine, die saure, nährstoffarme, sandige Böden mit schwacher bis mittlerer Humusschicht hervorbringen (MAINBERGER 1987 in GEIGER 1987). Niedrige pH-Werte, relativ hohe Durchfeuchtung, ungünstige Bewirtschaftungsformen in der Vergangenheit wie Waldweide, Streunutzung und der Anbau von Nadelholz auf laubbaumgeeigneten Standorten, sowie anhaltende Einträge von Säure-

rebildnern aus der Luftdeposition begünstigen die Säurebleiche des Bodens und die Rohhumusbildung (WEISS 1993; GEIGER 1987). Vor allem an Südhängen und auf Gebirgskämmen dominieren flachgründige Böden mit geringer Wasserversorgung, die das Baumwachstum deutlich einschränken. Aufgrund der sandigen Böden, die durch die Verwitterung des Buntsandsteins entstanden sind, weisen die Böden des Pfälzerwaldes eine gute Durchlüftung und Durchwurzelbarkeit auf,

wodurch das Nährstoffangebot zwar spärlich, aber gleichmäßig verteilt ist (MAINBERGER 1987 in GEIGER 1987).

3.3 Oberflächengewässer

Bäche haben die tiefen Täler des Pfälzerwaldes geformt (HAHN et al. 2000). Sie entwässern in ein strahlenförmiges Netz in Richtung Rhein und Mosel sowie in westlicher Richtung mit Zufluss zum Saareinzugsgebiet. Die Wasserqualität der Buntsandsteinbäche liegt im Bereich zwischen „mäßig verschmutzt“ und „unbelastet bis leicht verschmutzt“ und kann als gut zusammengefasst werden (WEISS 1993:21).

Der Oberflächenabfluss ist aufgrund hoher Verdunstungswerte im überwiegend bewaldeten Gebiet und der günstigen Versickerungs-, Speicher- und Rückhalteeigenschaften des Buntsandsteins (HEITEL et al. 1987 in GEIGER 1987) sehr gering. Die hohen Versickerungsraten begünstigen auch kontinuierliche Grundwasserzuflüsse aus zahlreichen Quellen. Überschwemmungen treten in der Regel als Folge der Schneeschmelze im März, aber auch im Zusammenhang mit starken Sommerregen im Juni/Juli auf (WEISS 1993). Die meisten Bäche wurden zu Beginn des 19. Jahrhunderts zur Wasserwirtschaft genutzt und für die Holztrift kanalisiert, so dass bis heute keine natürlichen Bäche mehr vorzufinden sind, was die Überschwemmungsgefahr in angrenzenden städtischen Gebieten erhöht (HAHN et al. 2000; WEISS 1993). Ein Großteil (ca. 80 %) der regionalen Quellen ist heute vom Menschen beeinflusst (FIEDLER-WEIDMANN & HAHN 1996 in HAHN et al. 2000). Quellfassungen, Versauerung durch Fichtenpflanzungen und hoher Nutzungsdruck haben sowohl die Qualität als auch die Quantität der Quellen beeinträchtigt. Besonders hoch ist die Belastung am Haardtrand durch Nähr- und Schadstoffeinträge aus dem Weinbau (vgl. ebd.:13).

3.4 Vegetation

Die potenzielle natürliche Pflanzengemeinschaft im Pfälzerwald entspricht artenarmen Eichen-Buchenwäldern (*Luzulo-Fagetum*) (HAILER 1971, MAINBERGER 1987 in GEIGER 1987; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010:85) mit einer naturnahen Baumartenzusammensetzung dichter Buchenstandorte mit Eiche, Eberesche und Birke in mäßig steilen Lagen im Südosten (WEISS 1993). Die tatsächliche Baumartenzusammensetzung im Gebiet variiert in Abhängigkeit von den topografischen Gegebenheiten des Geländes und den damit verbundenen Wachstumsbedingungen: Fichte (*Picea abies*) dominiert an frischen, schattigen Unterhängen, Kiefer (*Pinus sylvestris*) an süd- bis südwestlich exponierten Standorten, Buche (*Fagus sylvatica*) auf feuchteren und nährstoffreicheren Flächen, während in mäßig feuchten und nährstoffreichen Hochebenen und Osthängen die Traubeneiche (*Quercus petraea*) vorherrscht. Buche, Eiche und Kiefer gelten als heimisch im Gebiet (HAILER 1971, MAINBERGER 1987 in GEIGER 1987). Auch die Europäische Lärche (*Larix decidua*) findet sich gemischt mit Buchenbeständen, außerdem Edelkastanie (*Castanea sativa*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), meist im Reinbestand (WEISS 1993; MAINBERGER 1987 in GEIGER 1987). In flachen, niederschlagsärmeren und saureren Standorten des Haardtrands verdrängen wärmeangepasste Arten die Buche. Heute ist dort überwiegend die Kiefer angesiedelt, wobei arme Traubeneichen- und Birkenwälder (*Quercetum medioeuropaeum*) die eigentliche natürliche Vegetationsform bilden (HAILER 1981, MAINBERGER 1987 in GEIGER 1987). Der Anbau der Kiefer wurde zu Beginn des 19. Jahrhunderts im Rahmen von Neuanpflanzungsmaßnahmen durch die Bayerische Forstverwaltung gefördert. Durch großflächige Abholzungen zur Deckung des Holzbedarfs der Industrialisierung wurden im Zuge dieser Aufforstungsmaßnahmen die ursprüngli-

chen Mischbestände aus Buche und Eiche durch schnell wachsende Baumarten wie Fichte und Kiefer ersetzt (LEONHARDT 2003). Auch nach den beiden Weltkriegen waren erneute Aufforstungsmaßnahmen erforderlich (ebd.), so dass zwischen 1970 und 1995 überwiegend Laubbaumflächen im Zuge der Pflanzungen mit schweren Maschinen überfahren wurden (LWF aktuell 2003). Basierend auf dem Konzept des naturnahen Waldbaus, das im Mittelpunkt der Grundlagenlehre zur Waldverjüngung 2020 für Rheinland-Pfalz steht, wird die heutige Baumartenzusammensetzung in Rheinland-Pfalz von Laubmischwäldern dominiert (LANDESFORSTEN RHEINLAND-PFALZ 2020). Die aktuelle Baumartenzusammensetzung zeigt Kiefer 47 %, Buche 27 %, Fichte 6 %, Eiche 9,8 %, Douglasie 6 %, und Mischwald aus anderen Baumarten etwa 4 % (Forsteinrichtungsdaten 2021). In älteren Beständen (> 160 – 120 Jahre)

besteht ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Laub- und Nadelbäumen, wohingegen in jüngeren Beständen (120 – 40 Jahre) aufgrund historischer Anbaupräferenzen die Nadelbäume überwiegen. Diese Ungleichgewichte wurden in jüngster Zeit waldbaulich durch eine zunehmende Fokussierung auf Mischwälder mit einem erweiterten Baumartenspektrum ausgeglichen (MAINBERGER 1987 in GEIGER 1987).

4 Modellierungsmethode

Das Ziel dieser Arbeit umfasst die Beurteilung des Bodenwasserhaushalts und der Verdunstung, der Abflussbildung und -konzentration sowie Berechnungen des aktuellen und zukünftigen Grundwassers in einem mittleren bis großen Einzugsgebiet. Basierend auf dem Wassereintrag (Niederschlag, Schneeschmelze) ermitteln Wasserhaushaltsmodelle rechnerisch den Wasseraustrag (Verdunstung, Abfluss) im Einzugsgebiet unter Berücksichtigung von Speicherkomponenten (Blatt, Boden, Grundwasser) und Abflusskomponenten (Zwischenabfluss). Das physikalisch basierte kontinuierliche öko-hydrologische SWAT+-Modell erfüllt die dazu notwendigen Anforderungen (ARNOLD et al. 1998; LAM et al. 2010 in HÖRMANN et al. 2014). SWAT+ eignet sich auch zur Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels (HÖRMANN et al. 2014; BEVEN 2012) und bildet die hydrologischen und ökologischen Prozesse in bewaldeten Wassereinzugsgebieten erfolgreich ab (WATSON et al. 2005, 2008; WATTENBACH et al. 2005; KIRBY & DURRANS 2007; McKEOWN et al. 2005). Durch die Beurteilung der Modellausgabewerte, ermöglicht SWAT+ den Vergleich zwischen verschiedenen Szenarien (NORMAN et al. 2012 in FRANCESCONI et al. 2016) und bietet damit die Möglichkeit, Verschlechterungen von ÖSDL zu analysieren, sodass es auch im Rahmen eines kontinuierlichen Monitorings eingesetzt werden kann (FRANCESCONI et al. 2016). SWAT+ ist ein physikalisch basiertes, zeitkontinuierliches, dynamisches Einzugsgebietsmodell, das in täglichen Zeitschritten arbeitet und in der Lage ist, Klima, Hydrologie, Bodentemperatur und -eigenschaften, Pflanzenwachstum, Nährstoffe, Pestizide, Bakterien und Krankheitserreger über lange Zeiträume zu simulieren (GASSMAN et al. 2007). SWAT wurde ursprünglich vom Agricultural Research Service des US-Landwirtschaftsministeriums (USDA) entwickelt, um Sediment- und chemische Belastungen und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt abzubilden und vorherzusagen (GASSMAN et al. 2007; ARNOLD et al. 1998; LETA et al., 2015; FARAMARZI et al. 2015; EL-KHOURY et al. 2015; BAFFAUT et al. 2015; HOLVOET

et al. 2008). Es simuliert direkt Verdunstung, Oberflächenabfluss, Versickerung, Zwischen- und Basisströmung basierend auf der Wasserhaushalts-Gleichung (siehe **Abb. 7**).

Das Wassereinzugsgebiet wird dabei in mehrere Teileinzugsgebiete, und weiter in Areale mit gleicher Landnutzung, Bewirtschaftung, Boden- und Hangeigenschaften, (sogenannte Hydrological Response Units - HRUs) unterteilt (NEITSCH et al. 2011). Obwohl die Zusammenfassung von Gebieten mit ähnlichen Eigenschaften für die Modellierung eines Einzugsgebiets sehr effizient und rechnerisch notwendig ist, erschwert sie die Identifizierung sogenannter kritischer Quellgebiete (CSAs), da sie eine kleinräumige Differenzierung von Transport- und Ablagerungsprozessen innerhalb der Landschaft nicht zulässt (ARNOLD & FOHRER 2005; GASSMAN et al. 2007). Um dieser Anforderung gerecht zu werden, muss ein feiner aufgelöstes Modell verwendet werden, das dann allerdings nicht in der Lage ist, Aussagen über das gesamte Einzugsgebiet zu treffen. Modelleirung ist insofern immer eine Frage der Größenskala, die man betrachten möchte.

Detaillierte Einblicke in die Modellanwendungen sind im Mitteilungsband 90/23 „Analysis of forest-specific Ecosystem Service with regard to water balance components: Runoff and groundwater recharge in the forest“ aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft nachzulesen oder bei der Autorin zu erfragen. An dieser Stelle sei lediglich erwähnt, dass für die Anwendung von SWAT+ im Wald bestimmte Pflanzenmerkmale in der Pflanzendatenbank an die gegebenen Waldbedingungen angepasst wurden. Pflanzenwachstum sowie Wasserverbrauch und damit verbundene strukturelle Komponenten der Waldbedeckung, die z. B. die Verdunstung beeinflussen (YANG & ZHANG 2016; BOSCH & HEWLETT 1982), wurden modifiziert. Dadurch wurde gewährleistet, Wasserflüsse, einschließlich der mengenmäßigen Grundwasserneubildung, angemessen untersucht werden zu können.

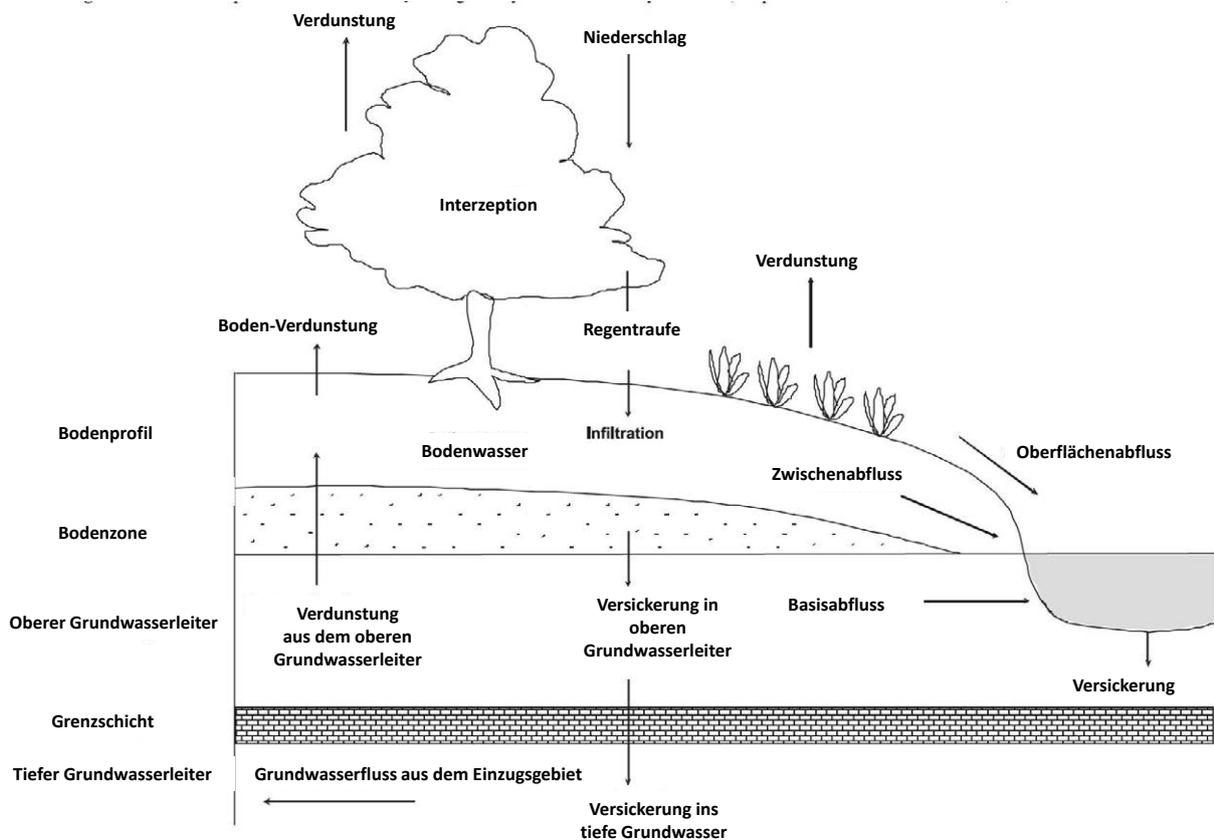


Abbildung 7: Hydrologische Prozesse, die in SWAT+ simuliert werden (Quelle: WATSON et al. 2008:148, übernommen von NEITSCH et al. 2005).

4.1 Modellaufbau des Einzugsgebiets

Alle relevanten Eingangsdaten wurden durch in der Region gesammelte harte Daten abgedeckt. Sogenannte weiche Daten zur Verdunstung und in anderen Studien simulierte Ergebnisse zur Grundwasserneubildung wurden als formale Überprüfung der Modelleistung verwendet (ARNOLD et al. 2015).

Insgesamt wurden vier verschiedene SWAT+-Modelle auf Basis digitaler Höhenmodelldaten (DEM) und sieben Abflussmessstationen (Hardenburg, Neustadt, Siebeldingen, Hirschtal, Thaleischweiler, Steinalben und Moosalbtal) entlang der Grenze des Biosphärenreservats erstellt. Die Langzeitabflussmessungen wurden vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LFU RLP) zur Verfügung gestellt (Zeitreihe von 1955 bis 2019).

Die Einzugsgebiete (Bobenthal, Thaleischweiler, Neustadt und Hardenburg) wurden zunächst separat getestet und dann als Teileinzugsgebiete für die Regionalisierung auf das gesamte Einzugsgebiet des Biosphärenreservats Pfälzerwald behandelt (dargestellt in **Abb. 8**).

Das Gesamteinzugsgebiet des Pfälzerwaldes hatte eine Größe von 128.537,75 ha, mit 89 % Hangneigung, 11 % Auengebiet und einer Höhenspanne von 92 bis 662 Metern. Der Großteil der Fläche (62,6 %) wies ein Gefälle von mehr als 20% auf, gefolgt von 14,5 % mit 2–10 %, 11,2 % mit 10–15 %, 10,5 % mit 15–20 % und 1,2 % mit 0–2 % Steigung. Die Landnutzungstypen (**Abb. 9**) umfassten alle Hauptbaumarten (Eiche, Buche, Fichte, Douglasie, Kiefer und Mischwaldbestände),

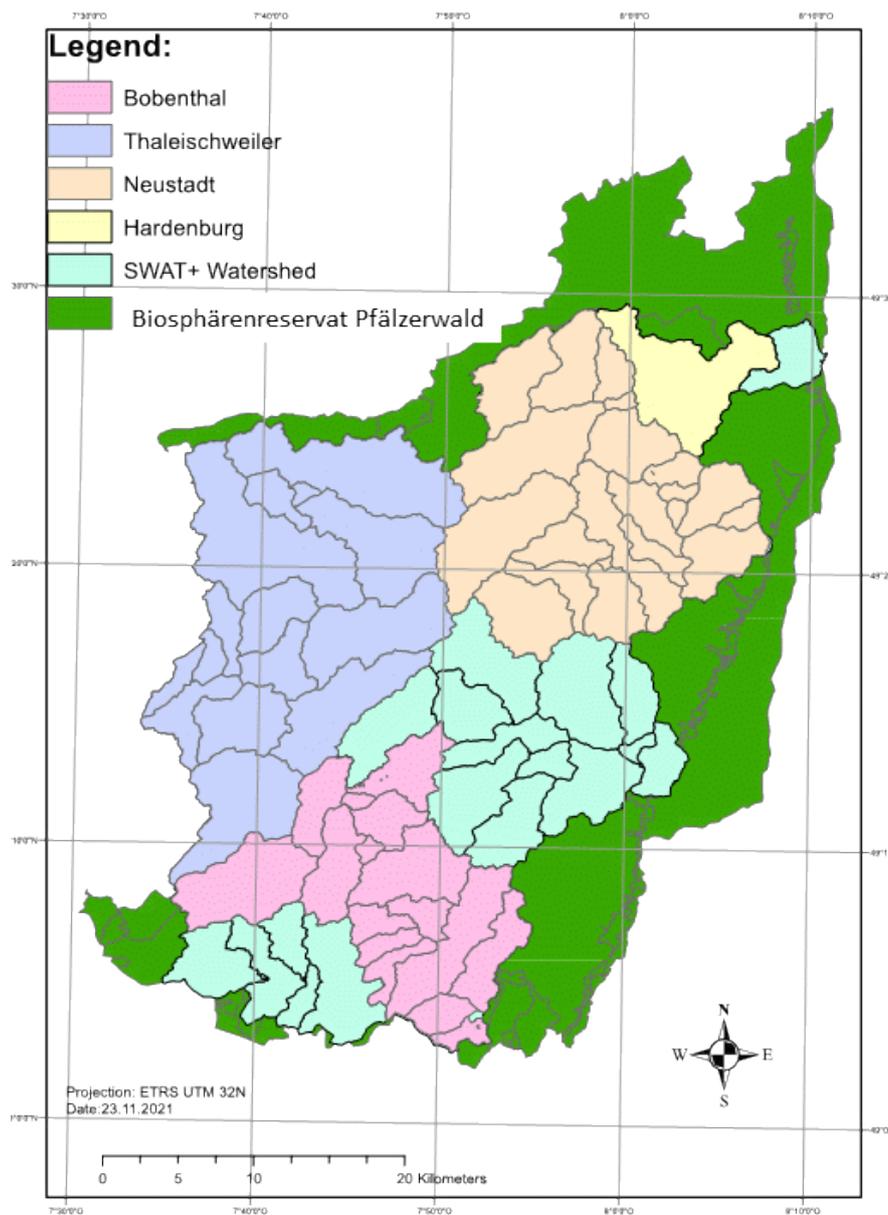


Abbildung 8: Abgrenzung des erzeugten Wassereinzugsgebiets in SWAT+ und die darin enthaltenen Teil-Einzugsgebiete Bobenthal, Neustadt, Thaleischweiler, Hardenburg, sowie das Biosphärenreservat Pfälzerwald.

die Bodentypen wurden in 5 verschiedene Bodengruppen eingeteilt: Reine Sande (SS), lehmige Sande (LS), schluffige Sande (SU), sandige Lehme (L) und Schluff (U).

Um die Auswirkungen von Störungsflächen mit Naturverjüngung zu untersuchen, wurde ein Teil-einzugsgebiet (Bobenthal) für einen experimentellen Modellaufbau mit zwei unterschiedlichen

Pflanzeneinstellungen aufgesetzt: Reife und junge Bestände, beschrieben in **Abschnitt 4.3**.

Das Bobenthal-Einzugsgebiet war 22.336,9 ha groß (vgl. TICABU et al. 2021:4) und kann als repräsentativ für den Pfälzerwald im Hinblick auf die Bodenarten und den Baumbestand angesehen werden.

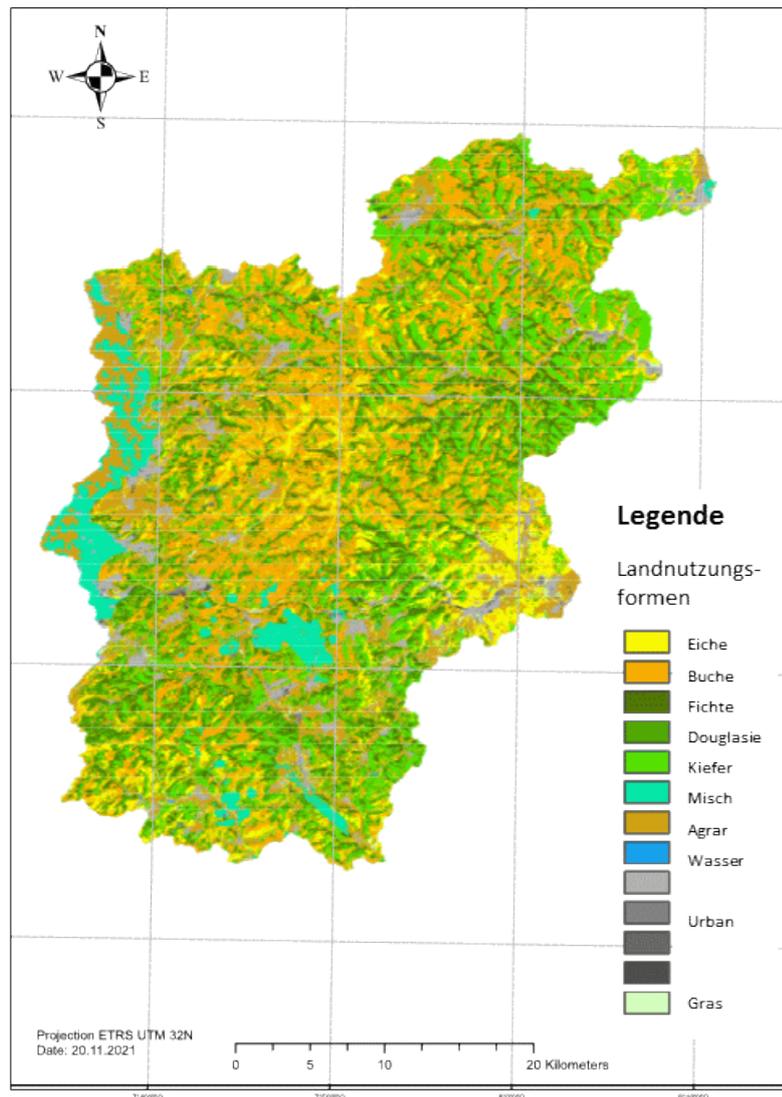


Abbildung 9: Gebildete Landnutzungsformen in SWAT+ und ihre Verteilung im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats.

4.1.1 Modellspeisung

Für die Modellspeisung sind gerasterte räumliche Daten erforderlich, darunter ein digitales Höhenmodell (DEM), Landnutzung/Landbedeckung und Bodenkarten. Das DEM wurde vom Landesamt für Vermessung und Geoinformationen (LVERM-

Geo RLP) in einer Auflösung von 10 m x 10 m bereitgestellt. **Tabelle 2** zeigt eine Übersicht der verfügbaren Eingangsdaten und der jeweiligen Datenquelle.

Tabelle 2:

Räumliche Daten und dazugehörige Datenquellen für das SWAT+ model.

Datenart	Räuml. Auflösung	Zeitl. Auflösung	Datenquelle
Topographie	10 x 10 m	1 Datenset	LVerGeo RLP
Klima	1000 x 1000 m	1951-2020	Klimakompetenzzentrum, DWD
Landnutzung	10 x 10 m	1 Datenset	Universität Trier; ATKIS
Boden	1: 50,000	1 Datenset	LGB 2020
Abfluss	5 Pegel-Messstellen	1955-2019	LfU 2020

4.1.1.1 Klimadaten und Klimaprojektionen

Als Eingangsdaten benötigt SWAT+ eine durchgehende Zeitreihe von Tageswerten für Niederschlag, maximale und minimale Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheindauer (Sonneneinstrahlung) und Windgeschwindigkeit. Die Daten wurden vom KLIMAKOMPETENZENTRUM Rheinland-Pfalz auf Basis der Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in einer Auflösung von 1000 m x 1000 m für den Zeitraum von 1952 bis 2020 bereitgestellt (Interpolation meteorologischer Parameter mit Fehlerkorrektur nach DOBLER et al. 2004). Zur Simulation des Klimawandels wurden hochauflösende statistische und dynamische Regionalmodelle auf Basis der BIAS-adjustierten REKLIES- und EURO-CORDEX-Simulationen RCP2.6 und RCP8.5 über dem HYRAS-Gebiet unter Verwendung von Downscaling-Methoden verwendet. Die Projektionen des globalen Klimamodells (GCM) aus dem EURO-CORDEX-Projekt wurden bereits vorab mittels regionaler Klimamodelle (RCMs) auf die lokale Ebene gebracht und anschließend vom DWD im Rahmen des BMVI-ExpN Projekts noch einmal bereinigt und über 5 km interpoliert (das HYRAS-Gitter). Die verarbeiteten 6 Klimaprojektionen für jedes RCP2.6 und RCP8.5 wurden dann mit dem Wasserhaushaltsmodell SWAT+ kombiniert.

4.1.1.2 Landnutzungsdaten

Die erforderlichen gerasterten Geodaten zur Landnutzung für Waldflächen wurden aus der Fernerkundung auf Basis der LiDAR-Technologie der Universität Trier gewonnen (STOFFELS et al. 2015). Der Fernerkundungsdatensatz ermöglicht eine Unterscheidung zwischen den dominanten Baumarten. Die Daten zu Waldflächen wurden mit Daten aus dem Datensatz des Amtlichen Topografisch-Kartografischen Informationssystems (ATKIS) des Landesamtes für Vermessung und Geoinformation RLP in ArcGIS verschnitten, um alle anderen Landnutzungsarten abzudecken. Die abgeleiteten Nutzungsarten für das Einzugsgebiet des Biosphärenreservates Pfälz sind in **Tabelle 3** dargestellt.

Das aktuelle SWAT+-Modell bietet eine Pflanzendatenbank für vier Waldtypen (Laub-, Misch-, immergrüne Wälder und gemäßigte immergrüne Wälder). Um strukturelle Unterschiede zwischen verschiedenen Waldtypen zu berücksichtigen, wurden die Pflanzendaten anhand von Daten aus dem Monitoringprogramm der FAWF und verwandter Literatur angepasst, sodass bestimmte Merkmale der lokalen Waldtypen abgedeckt werden (beschrieben in **Abschnitt 4.1.2**).

Tabelle 3:

Gebildete Landnutzungsformen in SWAT+ und ihre Flächenanteile im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats.

Landnutzungsform	Beschreibung	Verteilung	
		Fläche [ha]	% des Einzugsgebietes
Eiche	Eichenwald	14913.5	11.6
Buche	Buchenwald	36049	28
Fichte	Fichtenwald	16691.8	13
Dougl	Douglasienwald	8270.6	6.4
Kiefer	Kiefernwald	27372.2	21.3
Misch	Mischwald	6811.3	5.3
agrc	Landwirtschaft	11030.3	8.6
watr	Wasser	128.5	0.1
urnb	Siedlungsraum	5112.8	4
urnb_ind	Siedlungsraum, industriell	484.2	0.4
urnb_inst	Siedlungsraum, institutionell	154.5	0.1
urnb_transp	Siedlungsraum, Transport	525.2	0.4
grass	Grassland	993.9	0.7

4.1.1.3 Bodendaten

Die Bodendaten wurden vom Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB) Rheinland-Pfalz im Maßstab 1:50.000 (BFD 50) im Vektordatenformat mit detaillierten Angaben zu den erforderlichen Bodenparametern auf Basis bodenkundlicher Kartierungsanweisungen bereitgestellt. Alle Bodenprofile wurden auf Schichttiefe, Textur, Lagerungsdichte, verfügbare Wasserkapazität, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, organischen Kohlenstoffgehalt sowie Ton-, Schluff-,

Sand- und Gesteinsfragmentgehalt analysiert. Der Originaldatensatz wurde in 5 Bodentypen (Bodenklassen) nach Porengröße und den jeweiligen hydrologischen Eigenschaften, basierend auf der Forstlichen Standortaufnahme (2016, S. 91), zusammengefasst. Die abgeleiteten Bodenklassen wurden in SWAT+ übertragen. **Tabelle 4** zeigt alle Bodenklassen, die für das SWAT+-Modell gebildet wurden, sowie ihre hydrologischen Eigenschaften. **Abbildung 10** zeigt eine Karte aller im Wassereinzugsgebiet des Biosphärenreservats Pfalz vertretenen Bodenklassen.

Tabelle 4:

Bodeklassen in SWAT+, ihre hydrologischen Eigenschaften und Porengrößenverteilung und Verteilung im Einzugsgebiet (kf = Wasserleitfähigkeit, AWC = Nutzbare Wasserkapazität, EZG = Einzugsgebiet).

Boden- klasse	Definition	Schicht	Hydrologische Eigenschaften			Verteilung			
			Lagerungs- dichte, feucht [g/cm ³]	kf [mm/hr]	AWC [mm H ₂ O/ mm Boden]	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	% des EZG
SS	Reine Sande	1	1.54	169	0.04	2.5	5	92	82.4
		2	1.59	101	0.06	4	14.8	81	
		3	1.61	98	0.06	4	13.6	79.8	
		4	1.57	151	0.04	2.7	5.5	89.3	
		5	1.56	133	0.04	3.4	6.7	89.8	
LS	Lehmige Sande	1	1.62	58	0.08	6.9	22	71	11
		2	1.62	57	0.08	7	21.5	71	
		3	1.62	60	0.07	7	20	73	
		4	1.61	63	0.07	7	18	75	
		5	1.61	52	0.05	11	5	84	
SU	Schluffige Sande	1	1.65	23	0.13	9	45	46	2
		2	1.65	29	0.12	8	42	50	
		3	1.65	29	0.12	8	42	50	
		4	1.64	16	0.13	13	41.4	45.6	
		5	1.61	70	0.05	8	5	84.8	
L	Lehm	1	1.65	7	0.13	19.2	37.5	37	4.6
		2	1.60	6	0.14	20	45	35	
		3	1.60	7	0.13	20	41.6	38.4	
		4	1.61	9	0.13	19	38	41.8	
		5	1.63	15	0.11	15.8	32.5	50.5	
U	Schluff	1	1.68	8	0.16	12	55	26.5	0.02
		2	1.64	9	0.18	10.6	64	25.4	
		3	1.65	38	0.12	6	41	53	
		4	1.54	171	0.04	2.5	5	92.5	
		5	1.61	86	0.05	5.6	8.6	82.6	

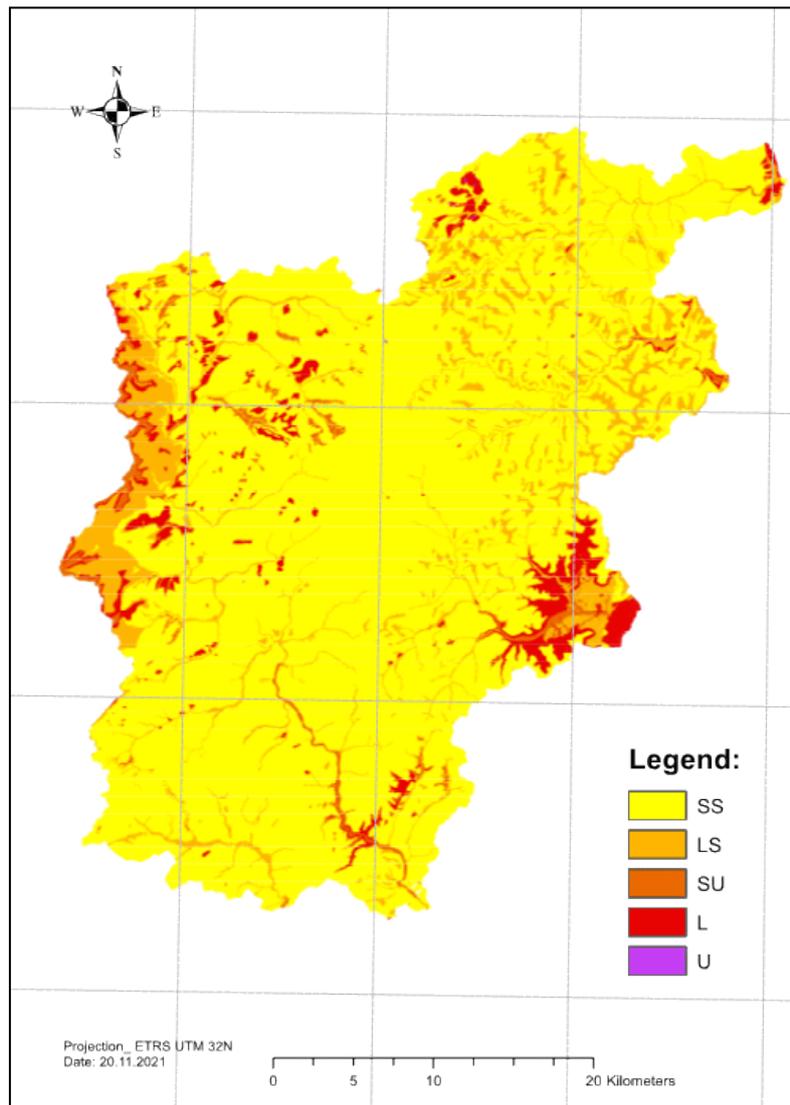


Abbildung 10: Gebildete Bodenklassen in SWAT+ und ihre Verteilung im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats.

4.1.2 Anpassung der Pflanzenparameter

Pflanzenwachstum und die Ausprägung des Kronenraums von Waldökosystemen beeinflussen die Wasser- und Nährstoffdynamik (YANG & ZHANG 2016; BOSCH & HEWLETT 1982; HEWLETT et al. 1969; HIBBERT 1967). Da der Zusammenhang zwischen Pflanzenwachstum und Wasserverbrauch für das Verständnis der Ökosystemdynamik und der Reaktionen auf Umweltveränderungen von entscheidender Bedeutung ist (vgl. YANG & ZHANG

2016:2), empfiehlt sich für die hydrologische Modellierung eine möglichst genaue Annäherung des Modells an die Umweltbedingungen im Einzugsgebiet (FRANCESCONI et al. 2016). Um das zu gewährleisten wurden gesammelten Felddaten zu Phänologie (LAI), Biomasse und Erntebetriebsformen verwendet. Lenhart et al. 2002 konnten zeigen, dass Pflanzenparameter wie Schließzellen-Leitfähigkeit, maximale Pflanzenhöhe, Wurzeltiefe und LAI empfindlich auf den Wasserhaushalt einwirken. Um das SWAT+-Mo-

dell an die Bedingungen lokaler Waldökosysteme anzupassen, wurde eine einfache manuelle Sensitivitätsanalyse durchgeführt, bei der jeweils ein Pflanzenmerkmal variiert und die Auswirkung auf die Bestandes-Verdunstung bewertet wurde. Als sensitiv wurden Strahlungsnutzungseffizienz, Ernteindex, maximaler und minimaler Blattflächenindex (LAI), Höhe des Kronendachs, Leitfähigkeit der Schließzellen (Stomata), das Wurzel-Sproß-Verhältnis sowie das Wasserdampfdefizit der Luft identifiziert. **Tabelle 11** im Anhang zeigt eine Übersicht aller geänderten Parameterwerte, sowie deren Standardkonfiguration und Quellenangaben für die Anpassung.

Sowohl die Standard- als auch die geänderte Pflanzenkonfiguration wurden mit demselben grundlegenden Modellaufbau durchgeführt. In beiden Szenarien wurde die Simulation mit voll entwickelten, reifen Beständen mit einem Alter von 30 Jahren gestartet (PECK & MAYER 1996;

HIEGE 1985). Die maximale Biomasse auf einem Bestand wurde für beide Fälle auf Werte festgelegt, die von BARTSCH & RÖHRIG (2016, S. 264) basierend auf ähnlichen Feldbedingungen abgeleitet wurden. Die anfängliche Biomasse wurde aus Ertragstabellen von BLOCK et al. (2016) entsprechend dem Alter der Bestände zu Beginn der Simulation abgeleitet (**Tab. 5**). Die Simulationen wurden im gleichen Zeitraum von 2000 bis 2010 durchgeführt.

Durch die Modellanpassung konnten die jahreszeitlichen Verdunstungsmuster für Nadel- und Laubbäume deutlich verbessert werden. Die Ergebnisse werden hier nicht im Detail vorgestellt. Bei Interesse können sie im Mitteilungsband 90/23 „Analysis of forest-specific Ecosystem Service with regard to water balance components: Runoff and groundwater recharge in the forest“ aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft nachgelesen oder bei der Autorin erfragt werden.

Tabelle 5:

Biomasse- und Baumalter-Einstellungen für die Modellläufe, als Grundlage, um die Modellanpassung zu prüfen.

Parameter	Baumart					
	Eiche	Buche	Fichte	Douglasie	Kiefer	Mischwald
Jahre bis Reife [Jahre]	10	10	10	10	10	10
Maximale Biomasse auf dem Bestand [t/ha]*	185	289	215	215	113	150
Anfängliche Biomasse [t/ha]	65	85	56	78	85	70
Startalter Jahre	50	35	30	25	30	30

*= abgeleitet von BARTSCH & RÖHRIG (2016)

4.2 Simulation der Bodenverdichtung

Um die Auswirkung der Bodenverdichtung auf den Wasserhaushalt im Gebiet zu simulieren, wurde ein von der Abteilung für strategische Planung und Service der Landesforsten RLP georeferenziertes Straßen-, Wege-, Maschinenwege- und Rückegassennetz (als Teil des Geoinformationssystems WaldIS der Forsteinrichtung) zur Erstellung von Verdichtungsschichten in einem Geoinformationssystem verwendet. Nach der Richtlinie zur Feinerschließung der „Landesforsten Rheinland-Pfalz“ sind Straßen mit einer Breite von 5 Metern und Rückespuren mit 4 Metern Breite vorgeschrieben (LANDESFORSTEN RHEINLAND-PFALZ 2018:15, 45). Die jeweiligen Linienmerkmale für Wege/Maschinenstraßen und Rückewege wurden dementsprechend mit der

SWAT+-Bodenkarte verschnitten, um die räumliche Abdeckung verdichteter Flächen und die jeweiligen Bodeneigenschaften zu abbilden. Die Bodeneigenschaften wurden anhand von Daten aus Fahrversuchen auf Flächen im Pfälzerwald in den Jahren 1989, 2002 und 2015 angepasst (REICHARDT 2002; SCHNEIDER 2015). **Abbildung 11** zeigt die räumliche Verteilung des Wegesystems innerhalb des Einzugsgebiets im Biosphärenreservat Pfälzerwald, das insgesamt ca. 11 % der Wassereinzugsgebietsfläche abdeckt.

Nach den Richtlinien (LANDESFORSTEN RHEINLAND-PFALZ 2018) zur Feinerschließung des Rückegassennetzes soll die Obergrenze für die anteilige Fläche der Rückegassen bei höchstens 13,5 %

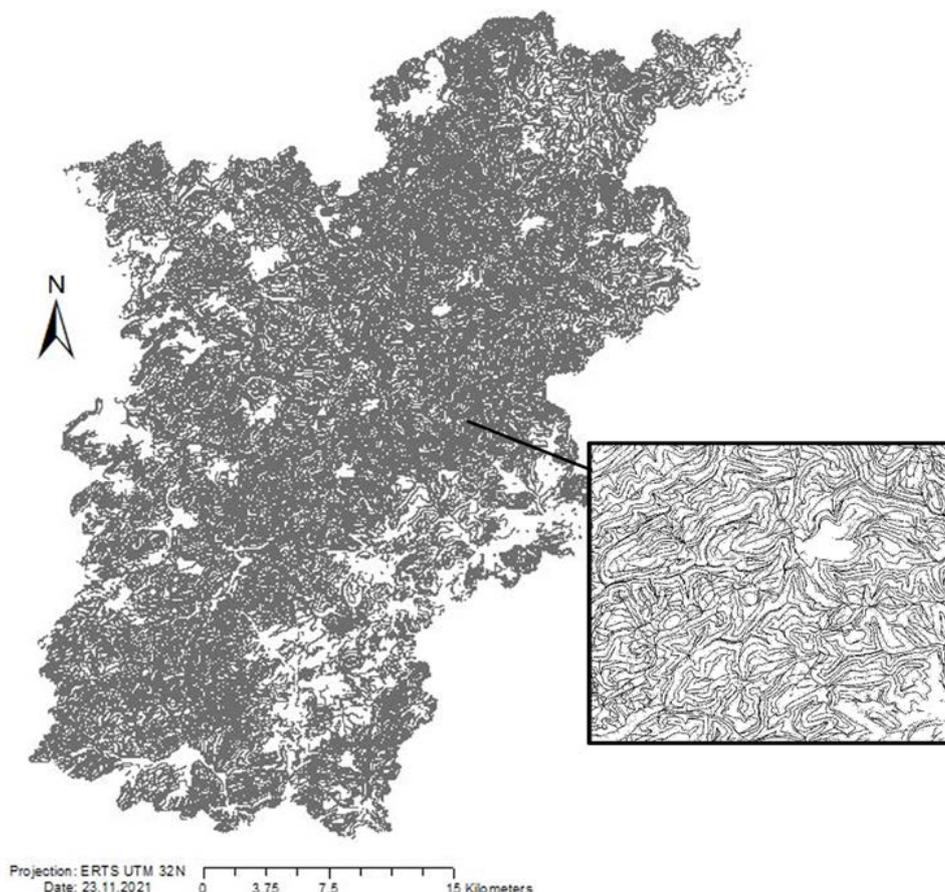


Abbildung 11: Räumliche Verteilung des Wegenetzes, das 11 % des Einzugsgebiets Biosphärenreservat Pfälzerwald abdeckt.

der bewirtschafteten Waldfläche liegen. Ehemals genutzte Rückewege, die auf Vorschriften aus vergangenen Zeiten zurückgehen, müssen jedoch unter Berücksichtigung der geringen Regenerationsfähigkeit geschädigter Böden weiterhin als wirksam hinsichtlich der Bodenverdichtung angesehen werden, so dass 13,5 % der Fläche als unterste Grenze oder Minimalbelastung der Bodenverdichtung durch Rückegassen im Untersuchungsgebiet angenommen wird. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass auch Flächen mit 30 bis 50 Jahre alten Eichen, die im Zuge von Aufforstungsaktivitäten in den Jahren 1970 bis 1990 großflächig befahren wurden (LWF AKTUELLE 2003), eine Bodenverschlechterung durch das Befahren mit schweren Maschinen aufweisen. Die so vorgeschädigten Flächen summieren sich auf 2678 ha, die bewirtschaftete Waldfläche des Wassereinzugsgebiets SWAT+ Biosphärenreservat Pfalz, von der die Kernschutzzone (5.400 ha) abgezogen wurde, ergibt 104.708,6 ha. Von dieser bewirtschafteten Waldfläche im Wassereinzugsgebiet machen 13,5 % 14.135,6 ha, was zusammen mit den vorbelasteten Flächen in Summe 16.813,8 ha ergibt. Das entspricht 13 % des SWAT+ Wassereinzugsgebiets Biosphärenreservat Pfalz, die von Bodenverdichtung durch Ernteaktivitäten betroffen sind.

Die folgenden Verdichtungsszenarien wurden separat mit einem jeweils neu erstellten SWAT+-Modell untersucht:

- (C0) Unverdichtetes Modell
- (C1) Wege- und Maschinenwegenetz
- (C2) Rückgassennetz sowie vorbelastete Flächen mit 30 bis 50 Jahre alten Eichen, die im Zuge der Aufforstungen von 1970 bis 1990 großflächig befahren wurden (LWF AKTUELLE 2003).

Für das Wege- und Maschinenwegenetz wurde auf Grundlage von Untersuchungen zur umweltschädlichen Verdichtung von einer extremen Verdichtung ausgegangen: In Anlehnung an AMPOORTER (2012), ZEMKE et al. und LUNG MV (n.d.) wurde die Lagerungsdichte in den obersten 50–60 cm um 0,2 g/m³ erhöht. Auch für Rückegassen und vorbelastete Flächen wurde die Lagerungsdichte verändert, in diesem Fall nach den

Befahrungsversuchen von REICHARDT (2002) und SCHNEIDER (2015): Für die Schichttiefen 0–50 cm wurde das Änderungssignal in % für die Lagerungsdichte nach der Befahrung berechnet und auf den SWAT+-Bodendatensatz angewendet. **Tabelle 6** zeigt einen Überblick über die angewendeten Änderungen der Lagerungsdichte für die jeweiligen Verdichtungsszenarien.

Zur Berechnung des Oberflächenabflusses wurde die SCS-Kurvenzahlmethode des USDA (1972) verwendet. Um den Effekt der Verdichtung in Bezug auf Oberflächenabfluss zu simulieren, wurden die Werte der SCS-Kurvenzahl (CN) geändert. Da die CN den Versickerungsprozess steuert, wurden die gemessenen Felddaten zu den Einflüssen der Verdichtung auf die Versickerungsrate von REICHARDT (2002) als Grundlage für die Wertanpassung von (C2) herangezogen. Laut REICHARDT (2002) verringerte sich die Versickerungsrate nach der ersten Überfahrt mit schweren Maschinen um -26 %, nach fünf Überfahrten um -58 %. Da für Rückegassen und vorbelastete Flächen mehr als fünf Überfahrten angenommen werden müssen, wurde eine Änderung der CN-Werte um 58 % vorgenommen. Die Bodenklassen L und U erreichten somit den Höchstwert für CN-Werte, also die geringste Versickerung. Da Sandböden im Allgemeinen eine grobe Textur aufweisen und daher nicht so anfällig für Verdichtung sind wie Böden mit feiner Textur (REICHARDT (2002); SCHNEIDER (2015)), gewährleisteten sie unter verdichteten Bedingungen immer noch eine Versickerung, wenn auch in geringerem Maße. Um dies zu berücksichtigen, wurde angenommen, dass die Infiltrationskapazität, die sich in den CN-Werten für Sandböden (LS, SU) widerspiegelt, nicht maximal verringert werden sollte. Stattdessen wurden die Bodenklassen LS und SU mit einer Verringerung der Infiltrationsrate um -26 % versehen. **Tabelle 23** im Anhang gibt einen Überblick über die vorgenommenen Änderungen der CN-Werte für die jeweiligen Bodenklassen. Das Wegesystems hingegen, das aus einem anderen Material (Schotter) als Waldböden besteht, hemmt die Versickerung fast vollständig. Daher wurde im Szenario (C1) für alle Bodenklassen der Maximalwert für CN (95) angenommen.

Tabelle 6:

Anpassung der Bodenparameter für die Verdichtungsszenarien in den Schichttiefen 0-40 cm für Lagerungsdichte (LD [g/cm^3]), errechnet auf Grundlage der Befahrungsversuche von REICHARDT (2002) und SCHNEIDER (2015).

Bodenklasse	Unverdichtet (C0)	Verdichtungsszenarien	
		(C1) Wegenetz	(2) Rückegassen, vorbelastete Fläche
	LD	LD	LD
0-20 cm			
SS	1.54	1.74	1.69
LS	1.61	1.82	1.78
LS	1.64	1.85	1.82
L	1.64	1.85	1.82
U	1.67	1.88	1.85
20-50 cm			
SS	1.58	1.79	1.75
LS	1.62	1.82	1.69
LS	1.64	1.85	1.82
L	1.59	1.80	1.67
U	1.64	1.84	1.71

4.3 Simulation von Schadflächen mit Naturverjüngung

Um die Auswirkungen von Schadflächen mit Naturverjüngung auf den Wasserhaushalt abzubilden, wurden zwei verschiedene experimentelle Extremszenarien angenommen: Szenario MAT, das eine naturnahe Entwicklung hin zu einer dauerhaften Waldgesellschaft ohne weitere menschliche Eingriffe darstellt (maturitäre, also ausgewachsene Bestände), und Szenario JUV, das, ebenfalls auf der gesamten Modellfläche, die Wachstumsphase der Naturverjüngung auf Störungsflächen von der Keimung bis zum Kronenschluss repräsentiert. Die künstlichen Szenarien wurden im Einzugsgebiet Bobenthal durchgeführt. Die Zeitreihe von 2010 bis 2020 wurde dann auf Unterschiede im Wasserhaushalt zwischen Jung-

und Altbeständen hin untersucht.

Zur Simulation der Szenarien JUV und MAT wurden unterschiedliche Pflanzendatenbanken erstellt, um altersbedingte Unterschiede zu berücksichtigen. Je nach Szenario wurden maximale Kronenhöhe, maximale Wurzeltiefe, Anfangsalter, Biomasse zu Beginn der Simulation sowie Jahre bis zur Reife angepasst. Szenario JUV sollte dabei die anfängliche Wachstumsphase mit entsprechendem jährlichen Anstieg des LAI bis zur vollständigen Entwicklung abbilden. Nach PECK & MAYER (1996) erfolgt der größte Wasserverbrauch in der Phase des stärksten Wachstums (bzw. der stärksten Nadelmassenbildung bei Kiefern). Für Eiche und Fichte wurden daher das Erreichen der

Reife auf 70 Jahre festgelegt. Für Buche, die eine anhaltende Kronenentwicklung bis ins hohe Alter aufweist (vgl. HIEGE 1985:128), wurde der Wert auf 80 Jahre festgelegt, während für Kiefer, basierend auf PECK & MAYER (1996) und HIEGE (1985), 30 Jahre angenommen wurden. Da Waldbestände im Alter zwischen 5 und 13 Jahren den Übergang zwischen Freiland- und geschlossenen Bestandsbedingungen erreichen (vgl. HIEGE 1985:128), wurde für die Simulation von JUV die Entwicklungsspanne vom 3. bis 10. Lebensjahr gewählt, um die größten Unterschiede im Wasserhaushalt im Vergleich zu ausgewachsenen Beständen abzubilden. Die anfängliche Biomasse und das Alter wurden auf 0 gesetzt, mit einer Aufwärmphase des Modells von 3 Jahren vorab der Simulation, damit sich der Wasserhaushalt einpendelt. Darüber hinaus wurde bei Jungbeständen, die noch keine vollständige Wurzelentwicklung erreicht haben, die Wurzeltiefe angepasst: Bei Eichen wurde sie auf 1 m begrenzt, da diese zu einer raschen Pfahlwurzelbildung neigt (COLLET et al. 2005; LYR & HOFFMANN 1967), und 0,5 m bei allen anderen Arten (vgl. GILMAN 1990:217).

Für die Simulation ausgewachsener Bestände hingegen wurde das Alter bis zur Reife für alle Baumarten auf 3 gesetzt, um die Simulation nach einer 3-jährigen Aufwärmphase mit vollständig entwickelten LAI- und Wachstumsleistungen zu starten. Zur Beurteilung der Plausibilität der Simulationen wurden Literaturwerte von PECK & MAYER (1996, S.8) zu altersbedingten Unterschie-

den in der jährlichen tatsächlichen Verdunstung als Orientierung herangezogen. Obwohl kleinere Blattflächen einen begrenzenden Effekt auf die Verdunstung haben, führt die Verringerung der Kronenausprägung von Jungbeständen nicht automatisch zu einer proportionalen Verringerung der Gesamtverdunstung im Bestand, da die Bodenverdunstung erheblich zunehmen kann, wenn der Boden keine Pflanzendecke aufweist (SCHMALTZ 1969; HAGER 1988; PECK & MAYER 1996). Der Bedeckungsgrad eines Bodens ist also entscheidend für den Prozess der Bodenverdunstung. Da SWAT+ in diesem Modellaufbau keine Entwicklung der Bodenvegetation berücksichtigt, steigt der Anteil der Bodenverdunstung an der Evapotranspiration auf unbedeckten Böden sehr junger Bestände, die noch kein geschlossenes Blätterdach entwickelt haben. Daher wird bei Jungbeständen eine höhere Bodenverdunstung bei gleichzeitig niedrigeren Gesamt-ET-Werten erwartet, was auf eine unentwickelte Kronendeckung mit gleichzeitig niedrigeren LAI-Werten zurückzuführen ist.

Um grundlegende hydrologische Einflussfaktoren zu identifizieren, wurde ein Vergleich mit kontrastierenden klimatischen Bedingungen ausgewertet: Im Vergleich zum letzten Jahrzehnt (2010 bis 2020) zeigten sich in der Vergangenheit zwischen 1971 und 1981 höhere Niederschlagseinträge, niedrigere Lufttemperaturen und damit einhergehend ein weniger ausgeprägter atmosphärischer Verdunstungsbedarf.

5 Ergebnisse

5.1 Die Wasserbilanz

5.1.1 Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald

Nach der Regionalisierung wurde das gesamte Einzugsgebiet des Biosphärenreservates Pfälz hinsichtlich Wasserhaushaltskomponenten und Fließdynamik analysiert, um die verfügbaren Wasserflüsse und deren Verteilung im Wassereinzugsgebiet zu berechnen. Der für die Analyse herangezogene Zeitraum war 2000 bis 2020. Innerhalb dieses Zeitraums betrug der langjährige durchschnittliche Wassereintrag durch Niederschläge 821 mm. Es zeigte sich, dass der größte Teil des Niederschlags (77 %) als tatsächliche ET wieder in die Atmosphäre verdunstet (durchschnittlich 635 mm pro Jahr).

SWAT+ simulierte die jahreszeitlichen Muster der Verdunstung sowie die allgemeine Reaktion der

Pflanzen auf Bodenwasserknappheit auf Wassereinzugsgebietsebene sehr plausibel. Somit lässt sich auch die Reaktion auf den Klimawandel gut darstellen. **Abbildung 12** zeigt ausgewählte Wasserhaushaltskomponenten für den Zeitraum. Den sinkenden Trends für Niederschlag und Grundwasserneubildung stand ein Anstieg der potenziellen ET gegenüber, der als direkte Folge der erhöhten mittleren Lufttemperatur im Zuge des Klimawandels anzusehen ist (siehe **Abb. 13**). Die Gesamtsimulation von 2000 bis 2020 zeigte eine zunehmende Abweichung zwischen pET und der tatsächlichen ET. Diese zunehmende Verringerung der aET bei gleichzeitig erhöhter potenzieller ET ist auf Pflanzenwasserstress durch knappe Bodenwassergehalte im Zuge steigender mittlerer Lufttemperaturen und abnehmender Niederschläge zurückzuführen.

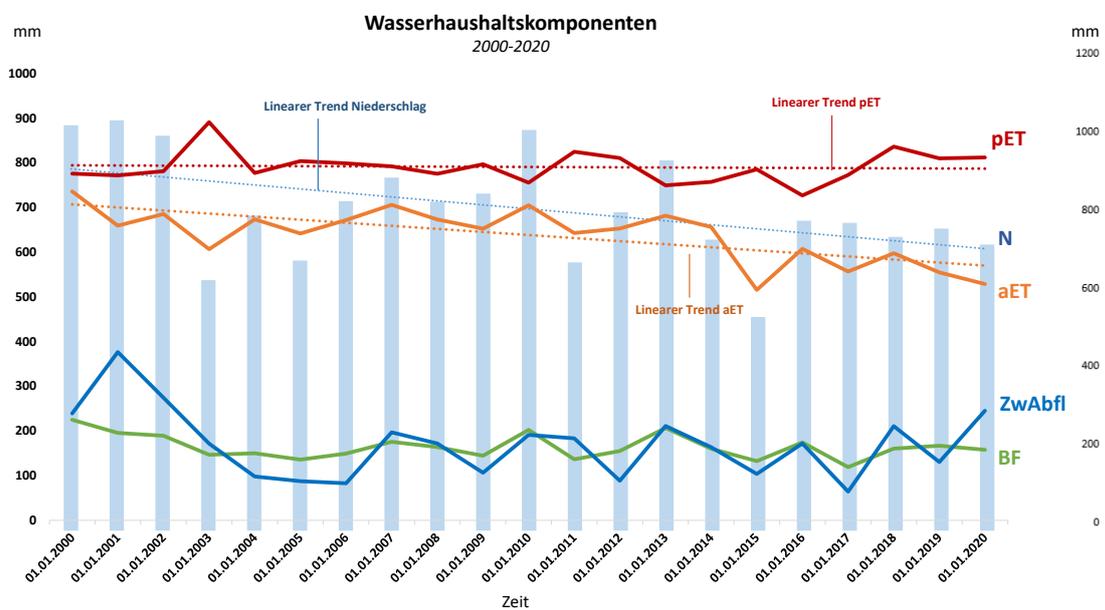


Abbildung 12: Ausgewählte Wasserhaushaltskomponenten im Einzugsgebiet des Biosphärenreservats Pfälzerwald simuliert mit SWAT+ von 2000 bis 2020, basierend auf Jahreswerten. Deutlich wird ein sinkender Trend für den Niederschlag (N, rechte Ordinate), die tatsächliche Verdunstung (aET, linke Ordinate), sowie ein zunehmender Trend für potentielle Verdunstung (pET, linke Ordinate). Auch die Muster für die durchschnittliche Bodenfeuchte (BF, linke Ordinate) und den Zwischenabfluss (ZwAbfl, linke Ordinate) spiegeln die Einträge durch den Niederschlag wider.

Zukünftige Entwicklung des durchschnittlichen jährlichen Niederschlags Im Naturraum Haardt bis Ende des Jahrhunderts

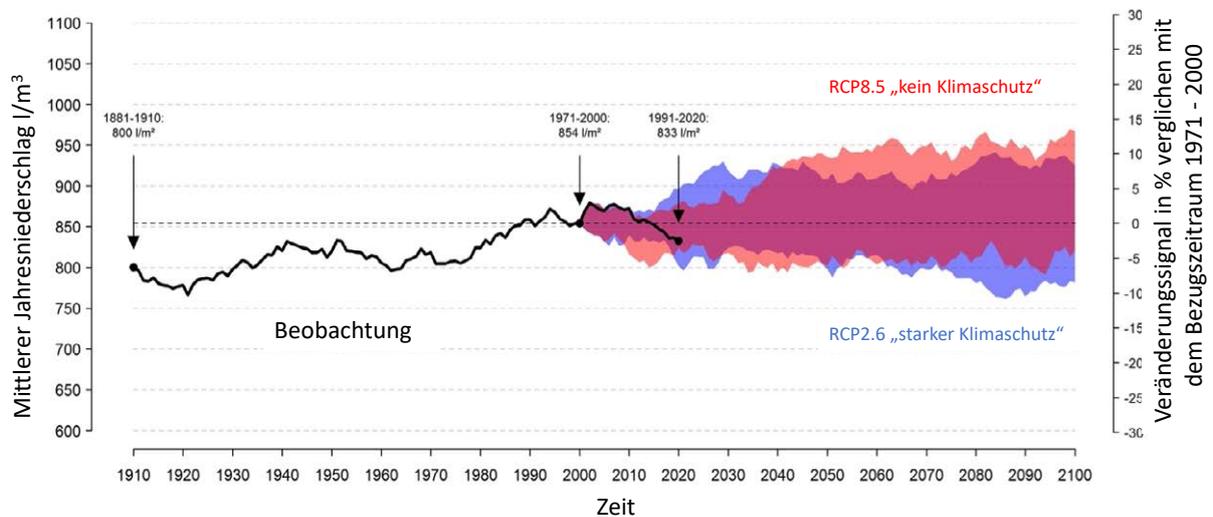


Abbildung 13: Entwicklung des mittleren Niederschlags von 1910 bis 2100 im Untersuchungsgebiet (Quelle: Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen, www.kwis-rlp.de). Blaue Region = RCP2.6 Entwicklungskorridor ("Starker Klimaschutz"), Rote Region = RCP8.5 Entwicklungskorridor ("Kein Klimaschutz"), Pinke Region = Überlappung der beiden Korridore.

Als Oberflächenabfluss wurde im Jahresdurchschnitt nur ein kleiner Teil von 1,5 % über Land transportiert (12,5 mm pro Jahr). Für die Darstellung der zeitlich-mengenmäßigen Verteilung des Oberflächenabflusses ist eine möglichst feine Auflösung erforderlich, bei SWAT+ entspricht die kleinste Auflösung Tageswerten. Als Reaktion auf erhöhte Niederschlagsmengen zeigte sich beim Oberflächenabfluss eine schnelle Abflussreaktion mit einer ausgeprägten Abflussspitze (**Abb. 14**).

Die Ergebnisse spiegeln die sehr gute Abflussverzögerungswirkung des bewaldeten Wassereinzugsgebiets wider und zeigen das gute Rückhaltepotenzial unter Berücksichtigung der geologischen Eigenschaften des Buntsandsteins. Es konnte jedoch eine kurzgeschlossene Reaktion des Oberflächenabflusses auf gelegentlich hohe Niederschlagsspitzen gezeigt werden, was zu erhöhten Abflussspitzen am Vorfluter beitrug. Daher sollte die Identifizierung kritischer Gebiete für die Entstehung von Oberflächenabflüssen (CSA) in den Fokus der Waldbewirtschaftung

gerückt werden, um das gute Rückhaltepotenzial im Hinblick auf zukünftige Entwicklungen mit häufiger auftretenden schweren Sturmereignissen aufrechtzuerhalten und zu verbessern. In diesem Zusammenhang muss betont werden, dass für eine genaue räumlich-zeitliche Simulation von Oberflächenabflusentstehung eine feinere Auflösungsskala erforderlich ist, und somit hydrologische Modelle mit entsprechender zeitlicher und räumlicher Variabilität auf stündlicher Basis zum Einsatz kommen sollten. Da die hier diskutierten Ergebnisse auf einer tageswertbasierten Modellsimulation auf Einzugsgebietsebene basieren, fehlt die Abbildung komplexer Wechselwirkungen auf Einzelereignisebene und deren kleinräumige Variabilität, die zur Identifizierung von CSAs erforderlich ist.

Eine ebenfalls kurzgeschlossene Abflussreaktion zeigte sich hinsichtlich der Wasserspende, also der Menge Wasser, die durch Oberflächenabfluss, Basisabfluss und Zwischenabfluss ins Fließgewässer eingespeist werden (**Abb. 15**).

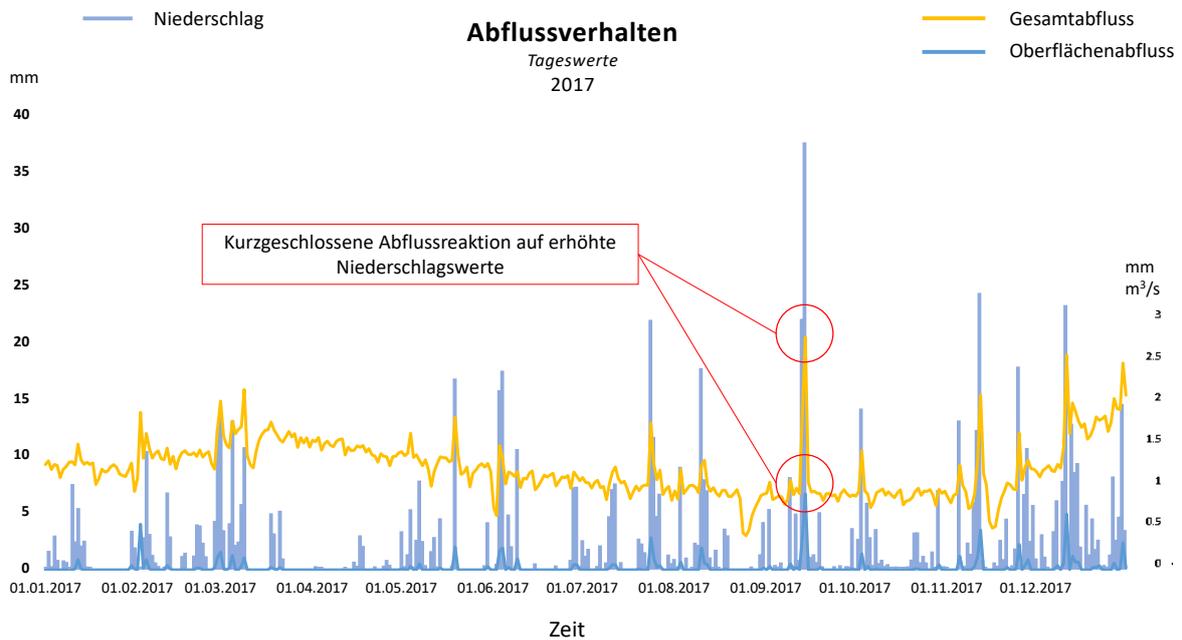


Abbildung 14: Abflussreaktion von Oberflächenabfluss [mm] und Gesamtabfluss [m³] auf erhöhte Niederschlags-einträge [mm] im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald im Januar 2017, basierend auf Tageswerten.

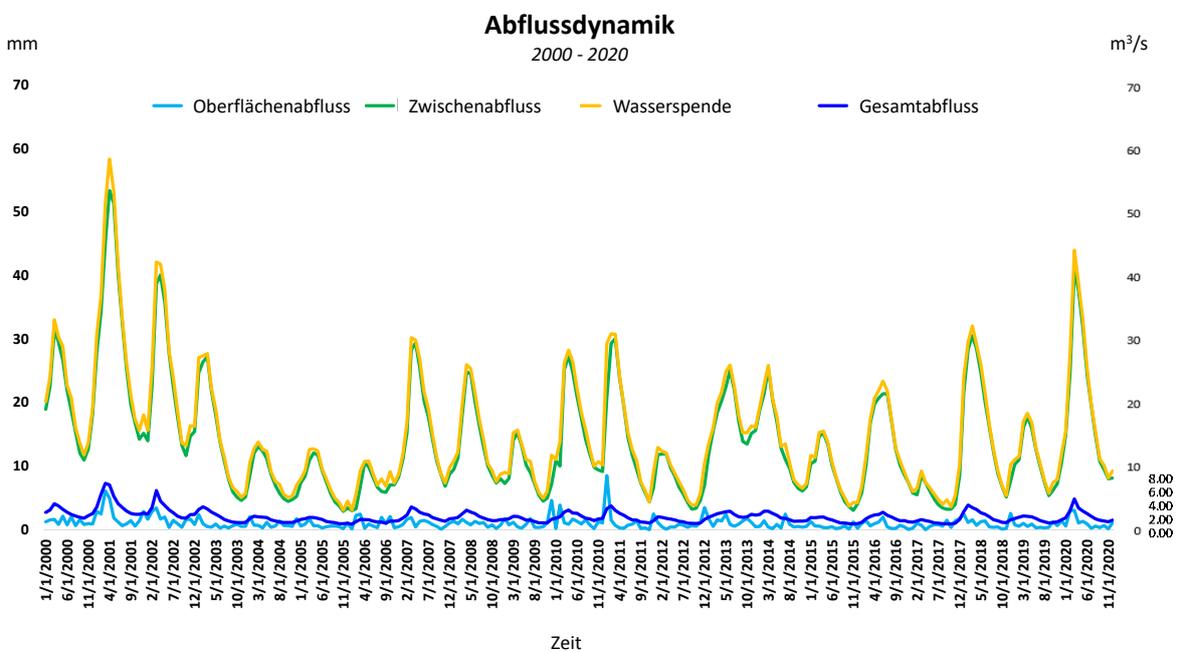


Abbildung 15: Dynamik des Abflussgeschehens im im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald von 2000 bis 2020, basierend auf Monatswerten für Gesamtabfluss [m³/s], Wasserspende [mm], Oberflächenabfluss [mm] und Zwischenabfluss [mm].

Einen wesentlichen Beitrag zur Wasserspende (93 % der Wasserspende und 20 % des durchschnittlichen Jahresniederschlags) leistete der Zwischenabfluss mit 169 mm im Jahr. Folglich summierten sich Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss zu 181,7 mm im Jahr. Ein zweiter wesentlicher Faktor in der Wasserverteilungsdynamik war die Grundwasserneubildung (**Abb. 16**). Da große Mengen an Niederschlagseinträgen in die tiefere Bodenzone versickerten (122 mm pro Jahr), wurde der oberflächennahe Grundwasserleiter mit 340 mm pro Jahr gespeist, von denen 162 mm pro Jahr als Basisabfluss in die Bäche zurückgeleitet wurden. Die Grundwasserneubildung des tieferen Grundwasserleiters betrug 21,6 %

des durchschnittlichen Jahresniederschlags aus, das entsprach 177 mm pro Jahr⁴. Die Grundwasserneubildungsrate im gesamten Gebiet ist daher als hoch einzustufen, was die in **Abschnitt 3.2** beschriebenen geologischen Versickerungs- und Fließigenschaften widerspiegelt. Die Grundwasserneubildung beider Grundwasserleiter erfolgte mit ein bis zwei Monaten Verzögerung nach den Niederschlägen in den Herbst- und Wintermonaten, mit einem Minimum im September bis November. Entsprechend des abnehmenden Trends der Niederschläge für den Zeitraum 2000 bis 2020, zeigte auch die Grundwasserneubildung seit Beginn des Jahrhunderts sinkende Werte.

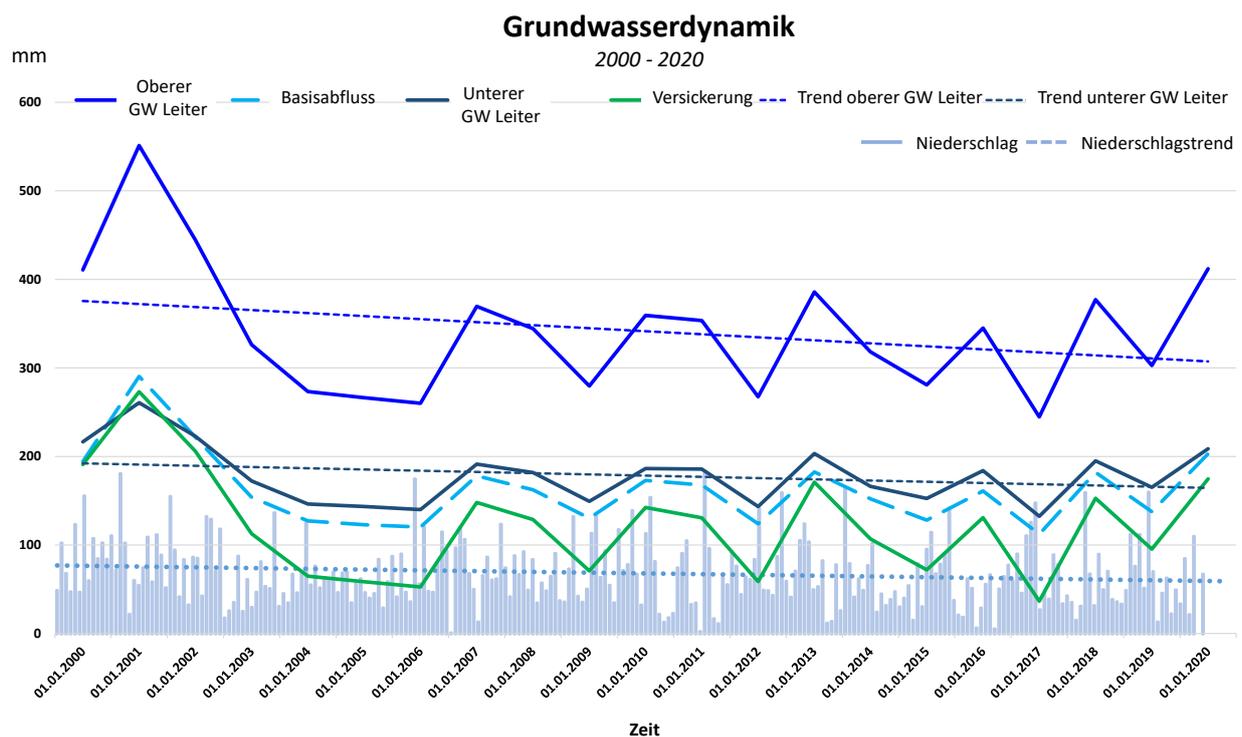


Abbildung 16: Abflussreaktion des Grundwassers auf Niederschläge, inklusive Versickerung, oberer Grundwasserleiter (Oberer Gw Leiter), Grundwasserabfluss (Basisabfluss) und tiefen Grundwasserleiter (Unterer Gw Leiter) basierend auf Jahreswerten im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald von 2000 bis 2020. Die Trendlinien zeigen sinkende Werte.

⁴ Die Modellergebnisse entsprechen in etwa den Modellergebnissen von LGB & LFW RLP (2004) nach WUNDT, KILLE und der MNQ-Methode, wonach 11 – 30 % des Jahresniederschlags (244 mm/a) für den tieferen, großen Grundwasserspeicher ermittelt wurden.

Die Dynamik des Bodenwassers zeigte eine winterliche Wiederauffüllung in der vegetationsfreien Zeit und erschöpfte im Laufe der Vegetationsperiode, sodass davon ausgegangen werden kann, dass SWAT+ den jahreszeitlichen Verlauf des Pflanzenwasserverbrauchs und den hydrologischen Effekt der Kronenüberschirmung (Abschattung, Kühlungseffekt) ausreichend erfasst. Die Simulationen zeigten auch plausible, in welcher Verbindung das Bodenwasser mit Niederschlagsmustern und dem Wasserverbrauch der Pflanzen steht. In Jahren mit ausreichendem Niederschlag während der gesamten Vegetationsperiode, dargestellt für 2014 in **Abb. 17**, zeigten tatsächliche und potenzielle ET keine ausgeprägte Abweichung, im Einklang mit einem moderaten Abfall des Bodenwassers gegen Ende der Vegetationsperiode. In Dürreperioden hingegen, wie hier

am Jahr 2020 veranschaulicht (siehe **Abb. 18**), zeigten sich eine große Abweichung zwischen pET und aET, einhergehend mit einem deutlichen Absinken des Bodenwassers. Wenn der Wassergehalt des Bodens durch fehlende Niederschläge und gleichzeitig hohem Verdunstungsbedarf abnimmt, sodass der Pflanzenbedarf nicht mehr gedeckt werden kann, erfolgt ein Rückgang der Transpiration aufgrund des Schließzellenmechanismus in den Blättern der Bäume. Hält dieser Zustand über einen längeren Zeitraum an, geraten die Pflanzen unter Wasserstress (TYREE & SPERRY 1988; SPERRY et al. 1998 in EWERS et al. 2005; RAKEI 1991). SWAT+ simulierte in den Dürrejahren einen Rückgang der Transpiration aufgrund der knappen Wasserverfügbarkeit auf Wassereinzugsgebietsebene zufriedenstellend.

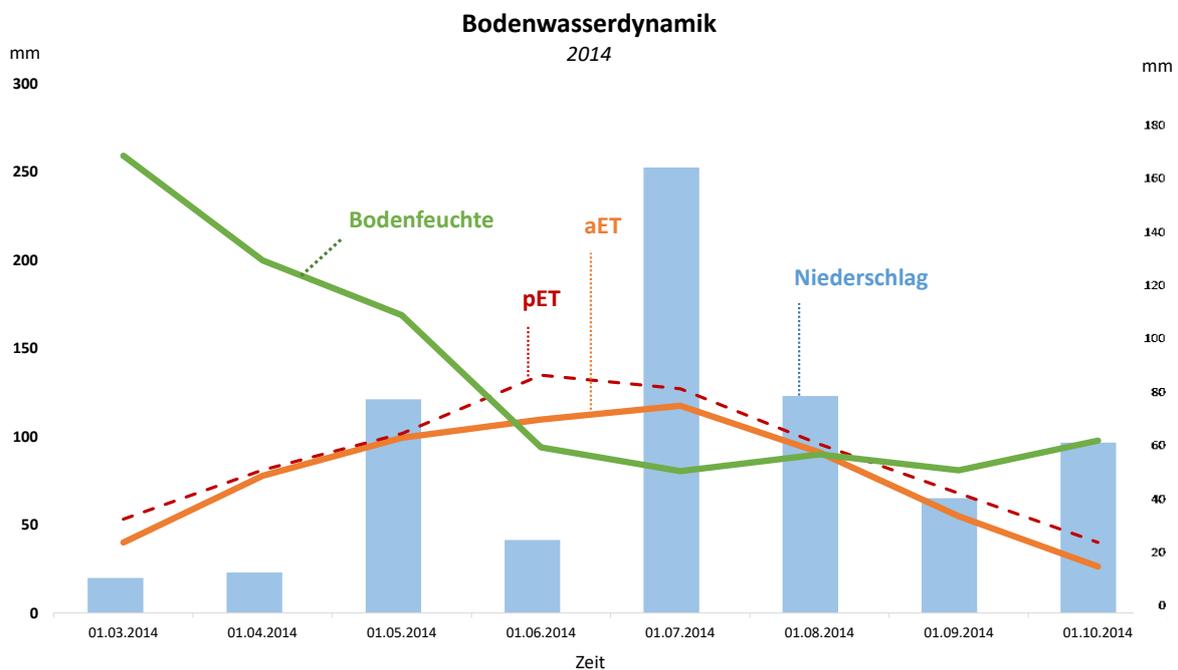


Abbildung 17: Zusammenspiel von Niederschlagseinträgen, Bodenwassergehalt, atmosphärischem Verdunstungsbedarf (potentieller ET) und tatsächlicher Verdunstung in 2014, mit ausreichend Bodenwasser während der Vegetationsperiode, um den Pflanzbedarf zu decken. Simuliert mit SWAT+. BF = durchschnittliche Bodenfeuchte (linke Ordinate), N = Niederschlag (rechte Ordinate), pET = potentielle ET (linke Ordinate), aET = tatsächliche Verdunstung (linke Ordinate).

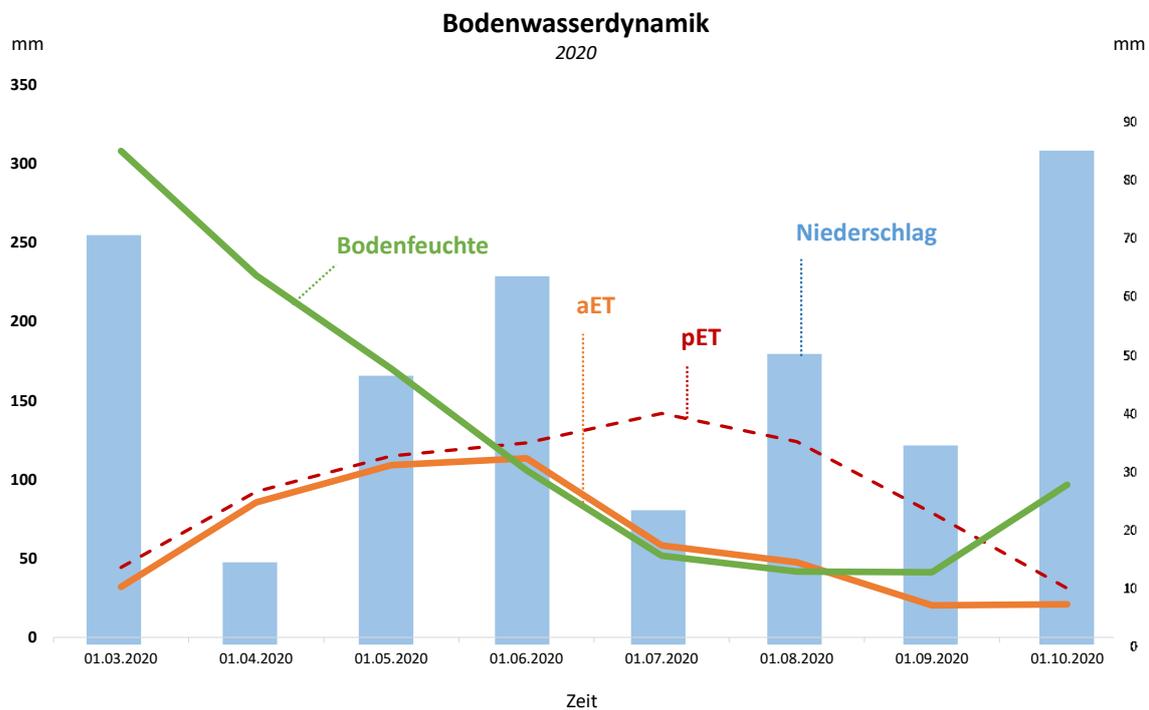


Abbildung 18: Zusammenspiel von Niederschlagseinträgen, Bodenwassergehalt, atmosphärischem Verdunstungsbedarf (potentieller ET) und tatsächlicher Verdunstung in 2020, mit geringen Niederschlagseinträgen während der Vegetationsperiode und zu geringem Bodenwassergehalt, um den Pflanzenbedarf zu decken. Simuliert mit SWAT+. BF = durchschnittliche Bodenfeuchte (linke Ordinate), N = Niederschlag (rechte Ordinate), pET = potentielle ET (linke Ordinate), aET = tatsächliche Verdunstung (linke Ordinate).

Insbesondere bei grob strukturierten, gut wasser-durchlässigen Böden mit geringer Wasserhaltekapazität, wie sie im Untersuchungsgebiet vorliegen, deuten die Ergebnisse darauf hin, dass Bäume zunehmend von Wasserstress betroffen sein werden, wenn Dürreperioden in Zukunft häufiger vorkommen. Für dürreempfindliche Arten wie Fichte und Buche, sind aktuell bereits Folgen in Form von Trockenstress, einem Rückgang der Vitalität und einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber pathogenen Krankheitserregern zu verzeichnen (MUEEF 2019). Der Anteil der Bäume, die keine Dürrestresssignale aufwiesen, lag im Jahr 2019 bei 18 % (ebd.). Weitere Untersuchungen zu den Auswirkungen von Störungen im klimatischen Wasserhaushalt bewaldeter Wassereinzugsgebiete sind von entscheidender Bedeutung, um die Grundvoraussetzungen für den Erhalt intakter

Waldökosysteme zu verstehen und um Kippunkte in der Waldökologie bei fortschreitendem Klimawandel aufzuspüren. Die bereitstellenden und regulierenden ÖSDL von Wäldern hinsichtlich der Regulierung von Wasserflüssen, und damit der quantitativen Grundwasserbildung sowie der Kontrolle des Oberflächenabflusses, sowie die damit verbundenen Vorteile für die menschliche Gesellschaft in Form der Trinkwasserversorgung und Hochwasserschutz, sind nach Einschätzung dieser Studie aufgrund der aktuell rückläufigen Trends bei der Grundwasserneubildung sowie der kurzgeschlossenen Abflussreaktion im Hinblick auf den Klimawandel als sensibel einzuschätzen. Der Erhalt funktionaler Prozesse im Zusammenhang mit diesen ÖSDL sollte daher erhöhte Aufmerksamkeit entgegengebracht werden.

5.2 Zukunftsprojektionen

Die Analyse der Klimaszenarien basierte auf dem Vergleichszeitraum 1961 bis 1990 und wurde mit Hauptaugenmerk auf mögliche zukünftige Entwicklungen von Oberflächenabfluss und Grundwasserneubildung analysiert. Darüber hinaus wurden weitere Variablen untersucht, die als Hinweis auf hydrologisch wichtige Prozesse von Waldökosystemen dienen. Der Vergleichszeitraum wurde mit einem Ensemble aus 6 verschiedenen Klimaszenarien jeweils für RCP2.6 (starker Klimaschutz) und RCP8.5 (kein Klimaschutz) innerhalb der Projektionszeiträume 2031 bis 2050 und 2071 bis 2099 verglichen. Für alle Klimaprojektionen wurden Minimal- und Maximalwerte berechnet, um einen Korridor möglicher Entwicklungen abzubilden. Anschließend wurden für die Projektionen die Änderungssignale relevanter Wasserhaushaltskomponenten in % zu den langjährigen Mitteljahreswerten des Vergleichszeitraums berechnet. **Tabelle 7** gibt einen Überblick über die Änderungssignale aller analysierten Wasserhaushaltskomponenten für beide zukünftigen Zeitreihen. Ebenfalls ausgewertet wurde der Zeitraum von 2000 bis 2020, um Hinweise für bereits heute wirksame Auswirkungen des Klimawandels im Vergleich zum Vergleichszeitraum zu erhalten. Der Vergleichszeitraum und die jüngste Vergangenheit unterscheiden sich stark hinsichtlich der Dynamik des Wasserhaushalts: Während der Vergleichszeitraum durch recht stabile Bedingungen gekennzeichnet war, zeigte der Zeitraum 2000 bis 2020 eine dynamischere Entwicklung. Für die Mitte des Jahrhunderts prognostizierten beide RCP-Szenarien einen Rückgang des Niederschlags verglichen mit dem Bezugszeitraum. Das Szenario mit hohen Klimaschutzbemühungen

zeigte bis zur Mitte des Jahrhunderts eine Entwicklungsspanne von -3,7 % bis -32 %, während der Rückgang beim Szenario ohne Klimaschutz von -4 % bis -36 % etwas größer ausfiel. Mit Klimaschutzbemühungen verschärfte sich der Rückgang bis zum Ende des Jahrhunderts noch weiter, auf eine Spanne von -7 % bis -36 %. Ohne Klimaschutzbemühungen wurde allerdings für das Ende des Jahrhunderts ein Anstieg der Niederschlagsmaxima um 2 % im Vergleich zum Bezugszeitraum prognostiziert, obwohl der Entwicklungskorridor auch hier bis -30 % reichte. Die **Abbildungen 19** und **20** geben einen detaillierteren Einblick in die Entwicklung des Niederschlags über die zukünftigen Zeitachsen für beide Szenarien, basierend auf Jahreswerten. Die Trendlinien zeigten gute Übereinstimmung mit den Niederschlagsprognosen des KOMPETENZZENTRUMS FÜR KLIMAWANDELFOLGEN RLP⁵. Mit einer Veränderung von -30 % gegenüber dem Ausgangswert näherten sich die letzten zwei Jahrzehnte (2000-2020) bereits den prognostizierten Mindestwerten für die Zukunft an.

Ebenfalls im Einklang mit den Prognosen des Kompetenzzentrums für Klimawandelfolgen RLP, steht den geringeren Niederschlagseinträgen in den Zukunftssimulationen ein klarer Anstieg des Verdunstungsbedarfs durch höhere Lufttemperaturen gegenüber. Die Projektionen zeigten einen Anstieg der potenziellen ET von 0,24 % (Minimum) bis 17 % (Maximum) für die Mitte des Jahrhunderts, und bis Ende des Jahrhunderts von mindestens 0,5 % bis maximal 23,7 %, jeweils für beide Szenarien zusammengefasst.

⁵ <https://www.klimawandel-rlp.de/de/daten-und-fakten/klimawandel-zukunft/>

Tabelle 7:

Änderung der Wasserhaushaltskomponenten in % des Bezugswertes für die Zukunftsprognosen der Szenarien RCP2.6 ("viel Klimaschutz") und RCP8.5 ("kein Klimaschutz") in den Zeitreihen 2000-2020, 2031-2050 und 2071-2099. Die Minimalwerte (MIN) und die Maximalwerte (MAX) zeigen jeweils den möglichen Entwicklungskorridor an.

Zeitraum	Änderungssignal in % des Bezugszeitraums							Unterschied zwischen den Zukunftsszenarien % (b) von (a)
	RCP2.6							
	1996-1990 <i>Bezugszeitraum</i>	2000-2020 <i>Absolute Werte</i>	<i>% des Bezugszeitraums</i>	2031-2050 (a) MIN MAX		2071-2099 (b) MIN MAX		
Niederschlag [mm]	1184.56	821.38	-30.66	-32,34	-3.77	-36.01	-7.08	-3.46
Potentielle ET [mm]	768.29	787.32	2.48	1.66	17.18	0.53	19.68	0.71
Tatsächliche ET [mm]	707.13	635.7	-10.10	-14.91	3.48	-17.43	4.11	-1.20
Boden evaporation [mm]	115.40	110.26	-4.45	-17.91	-0.89	-22.71	9.67	0.83
Zwischenabfluss [mm]	404.90	169.26	-58.2	-56.95	-4.26	-67.77	-16.63	-14.67
Bodenfeuchte [mm]	246.08	164.17	-33.29	-32.48	-8.55	-38.50	-9.10	-2.55
Versickerung [mm]	309.28	122.24	-60.48	-60.86	-12.69	-70.82	-19.67	-7.4
GW Neubildung [mm]	285.7	177.6	-37.8	-39.45	-9.23	-41.18	-7.92	0.07
Oberflächenabfluss [mm]	30	12.47	-58.43	-62.18	-13.30	-63.13	-6.07	-0.18
Wasserspende [mm]	434.9	181.73	-58.21	-58.47	-9.98	-67.50	-17.03	-9.92
Abfluss [m ³ /s]	3.65	2.3	-36.99	-55.41	-13.69	-59.64	-12.79	-2.36
Zeitraum	RCP8.5							% (b) von (a)
	1996-1990 <i>Bezugszeitraum</i>	2000-2020 <i>Absolute Werte</i>	<i>% des Bezugszeitraums</i>	2031-2050 (a) MIN MAX		2071-2099 (b) MIN MAX		
	Niederschlag [mm]	1184.56	821.38	-30.66	-36.37	-4.12	-30.22	
Potentielle ET [mm]	768.29	787.32	2.48	0.24	16.76	2.34	23.74	3.76
Tatsächliche ET [mm]	707.13	635.7	-10.10	-15.07	3.76	-14.47	4.28	-0.48
Boden evaporation [mm]	115.40	110.26	-4.45	-18.84	6.75	-16.33	7.53	1.64
Zwischenabfluss [mm]	404.90	169.26	-58.2	-59.47	-14.67	-55.67	2.68	7.90
Bodenfeuchte [mm]	246.08	164.17	-33.29	-34.52	-7.52	-31.70	-6.90	0.60
Versickerung [mm]	309.28	122.24	-60.48	-61.23	-16.14	-38.52	-34.27	2.62
GW Neubildung [mm]	285.7	177.6	-37.8	-37.96	-9.47	-35.89	2.07	5.5
Oberflächenabfluss [mm]	30	12.47	-58.43	-59.00	-13.79	-59.80	28.90	17.49
Wasserspende [mm]	434.9	181.73	-58.21	-59.04	-15.17	-55.66	4.06	8.23
Abfluss [m ³ /s]	3.65	2.3	-36.99	-53.84	-16.36	-41.38	0.12	6.64

* basierend auf Mittelwerten

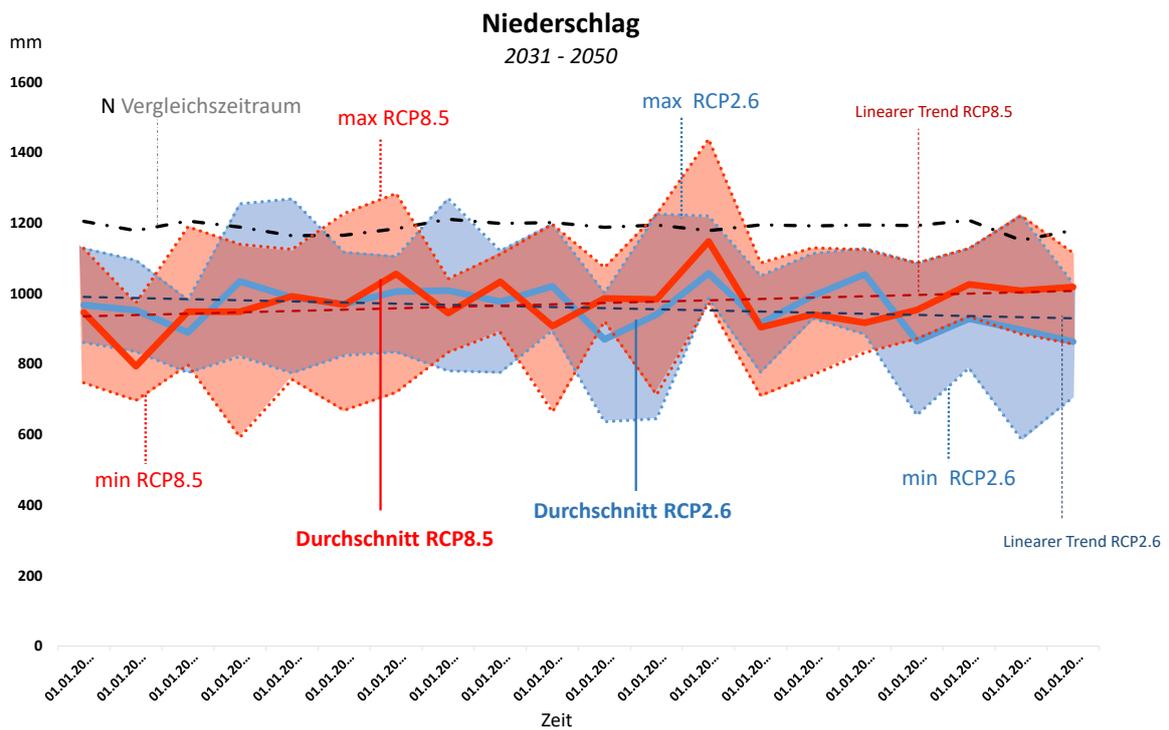


Abbildung 19: Projektion der zukünftigen Entwicklung des Niederschlags für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2050, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990.

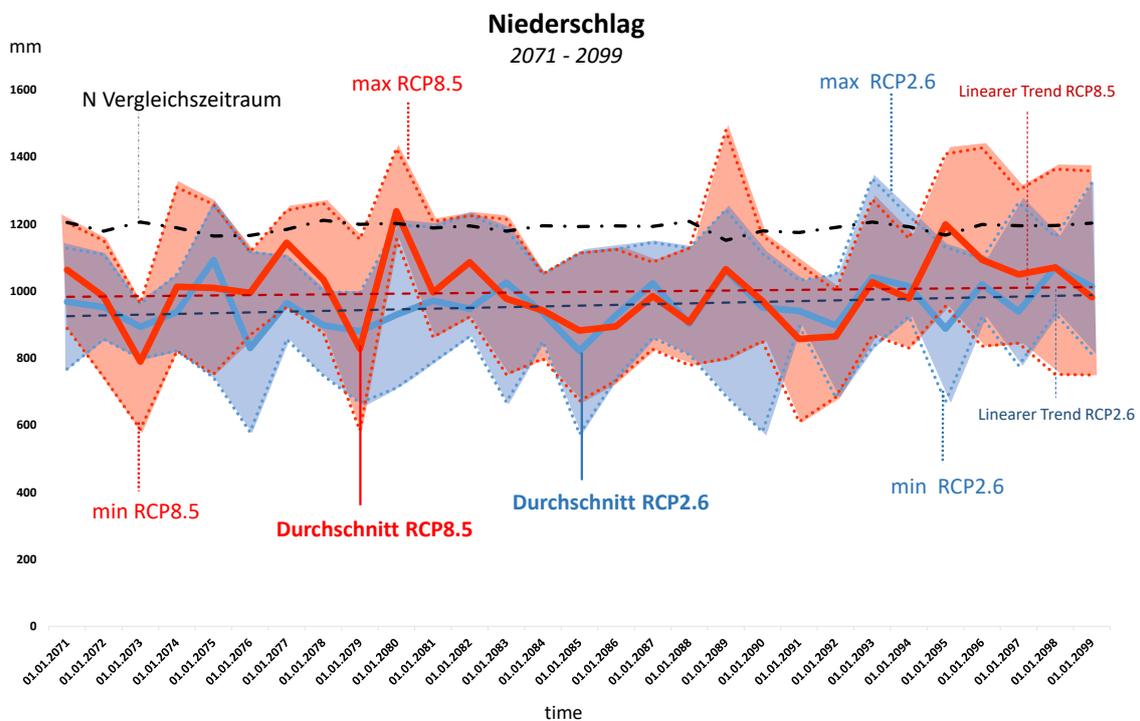


Abbildung 20: Projektion der zukünftigen Entwicklung des Niederschlags für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2071 bis 2099, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990.

Der in den letzten zwei Jahrzehnten (2000–2020) beobachtete Anstieg der potenziellen ET um etwa 2,5 % erreichte jedoch bereits den für das Worst-Case-Szenario (RCP8.5) prognostizierten Mindestwert bis zum Ende des Jahrhunderts. Die aktuelle Entwicklung deutet somit auf ein beschleunigtes Fortschreiten des Klimawandels hin und übertrifft die Erwartungen der Klimaprojektionen. Gleichzeitig wurde für die tatsächliche ET in allen zukünftigen Szenarien eine Abnahme in Minimalwerten (-14 %) prognostiziert, während die Maximalwerte auf einen leichten Anstieg hindeuteten. Der geringere Rückgang in der tatsächlichen Verdunstung für das Worst-Case-Szenario bis zum Ende des Jahrhunderts kann durch einen Anstieg der Niederschläge erklärt werden, die Bodenwasserdefizite ausgleichen und so der Einschränkung der Transpiration entgegenwirken. Im Zeitraum 2000 bis 2020 hingegen zeigten sich Einschränkungen der Transpirationsleistung aufgrund der knappen Bodenwasserverfügbarkeit, was sich in einem Rückgang der aET um -10 % widerspiegelte.

Dies bildete sich auch in den Werten für die Bodenfeuchte ab: Der Bodenwassergehalt nahm in den Jahren 2000 bis 2020 im Mittel um -33 % ab. Für die nahe Zukunft wurden Minimalwerten ermittelt, die mit -32 % der aktuellen Entwicklung entsprechen. Die Abnahme verschärfte sich jedoch für die fernere Zukunft mit einer Spannweite von -8 % bzw. -9 % bis rund -38 % im Vergleich zum Ausgangswert.

Ohne Klimaschutz zeigte sich mit -7 % bis -31 % bis Ende des Jahrhunderts eine geringfügige Erholungstendenz des Bodenwassers durch etwas höhere Niederschlagseinträge.

Die insgesamt geringeren Niederschlagseinträge der Zukunftsprognosen im Vergleich zum Bezugszeitraum führten auch zu einem absteigenden Trend bei der Grundwasserneubildung: Der Rückgang der Grundwasserneubildung reichte bis Mitte des Jahrhunderts von rund -10 % bis knapp -40 % und gegen Ende des Jahrhunderts von -7 % bis knapp -40 %. Nur die Maximalwerte für das Szenario ohne Klimaschutz verzeichneten

einem Anstieg um 2 % bis Ende des Jahrhunderts im Vergleich mit dem Bezugszeitraum. Auch hier war die prognostizierte Zunahme der Niederschläge wirksam. Die aktuelle Entwicklung (2000 bis 2020) ähnelte mit einem Rückgang der Grundwasserneubildung um ca. -38 % bereits künftigen Prognoseminima. **Abbildung 21** zeigt die prognostizierte Entwicklung der tiefen Grundwasserneubildung für beide Szenarien bis zur Jahrhundertmitte in durchschnittlichen Jahreswerten sowie Minimum- und Maximumkorridoren. In beiden Szenarien erreichten die Maximalwerte nur in wenigen Spitzen das Niveau des Vergleichszeitraums.

Abbildung 22 zeigt die jährliche Auflösung der tiefen Grundwasserneubildung im Zeitraum 2071 bis 2099. Insgesamt zeigte sich eine leicht steigende Trendlinie, in Übereinstimmung mit den Niederschlagsmustern. Ohne Klimaschutz wurde der Bezugszeitraum in häufigeren Spitzen überschritten, gegen Ende des Jahrhunderts sogar konstant. Der steile Anstieg innerhalb nur eines halben Jahrhunderts deutet auf eine stark beschleunigte Veränderung der klimatischen Bedingungen für dieses Szenario hin, die eine möglicherweise chaotische Entwicklung begünstigt. Zwar können die höheren Niederschlagssummen als potenzieller Wendepunkt für die Erholung der Grundwasserspeicher angesehen werden. Da aber der Bodenwasservorrat bereits während der Vegetationsperiode erschöpft war, wie aus **Abb. 23** für RCP8.5 am Ende des Jahrhunderts ersichtlich, kann dies nicht als beruhigendes Signal für zukünftige Lebensbedingungen der Bäume angesehen werden: Waldökosysteme sind in ihrer Vitalität eng an ausgeglichene Wasserflüsse gebunden und daher anfällig für extreme Wetterbedingungen, wie etwa Dürreperioden während der Vegetationsperiode. **Abbildung 23** stützt die Annahme, dass der Bodenspeicher gegen Ende des Jahrhunderts deutlich früher im Jahr erschöpft als im Bezugszeitraum: In der Vergangenheit wurden die niedrigsten Werte der Bodenfeuchte Mitte September erreicht, wohingegen für die entfernte zukünftige Entwicklung das Bodenwasser bereits im August erschöpft war.

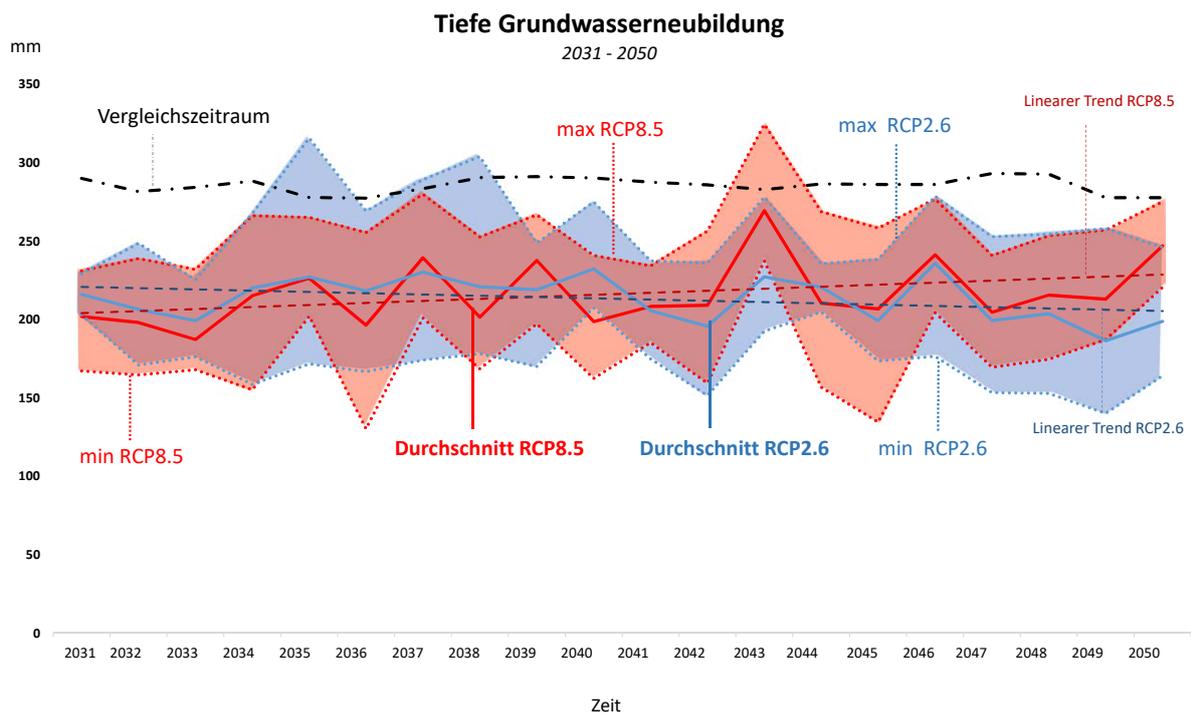


Abbildung 21: Projektion der zukünftigen Entwicklung der Grundwasserneubildung für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2050, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990. Zu erkennen sind sowohl ein sinkender Trend für RCP2.6, und ein leicht steigender Trend für RCP8.5.

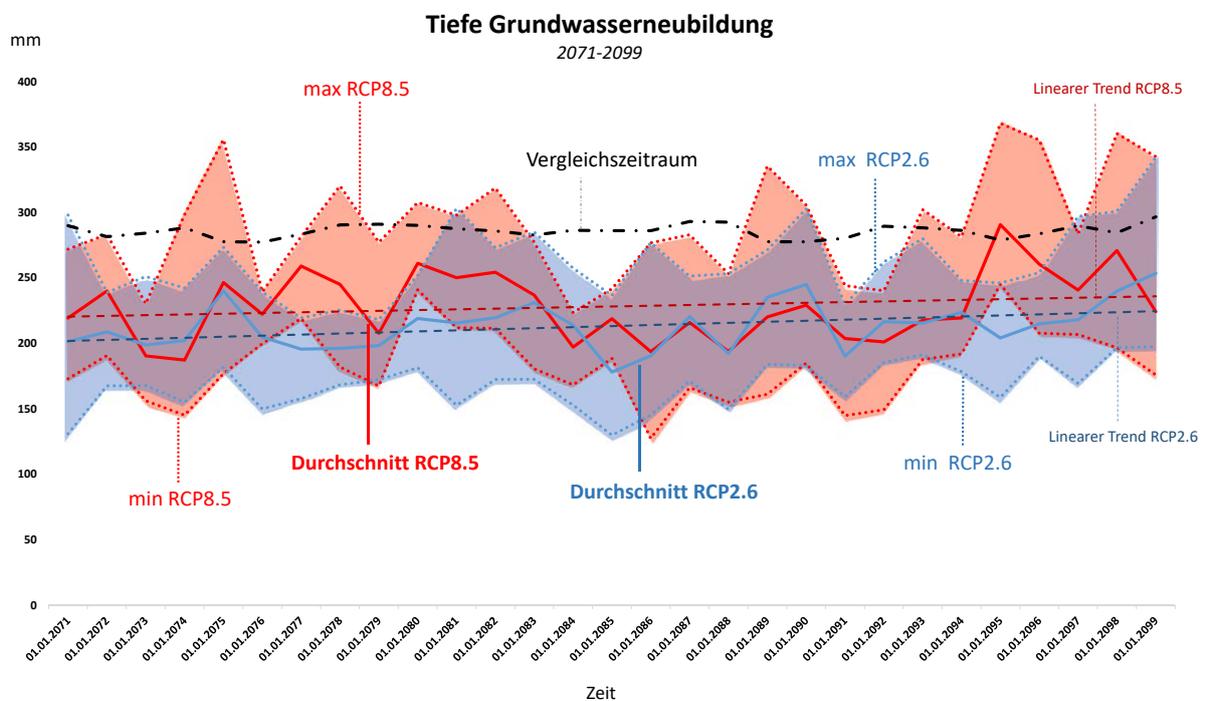


Abbildung 22: Projektion der zukünftigen Entwicklung des Niederschlags für beide Szenarien, RCP2.6 und RCP8.5 von 2071 bis 2099, basierend auf Jahreswerten, mit Minimum- und Maximum-Korridoren verglichen mit der Vergleichperiode von 1961 bis 1990. Beide Szenarien zeigen einen steigenden Trend, wengleich sie im Mittel die Werte der Vergleichperiode nicht erreichen.

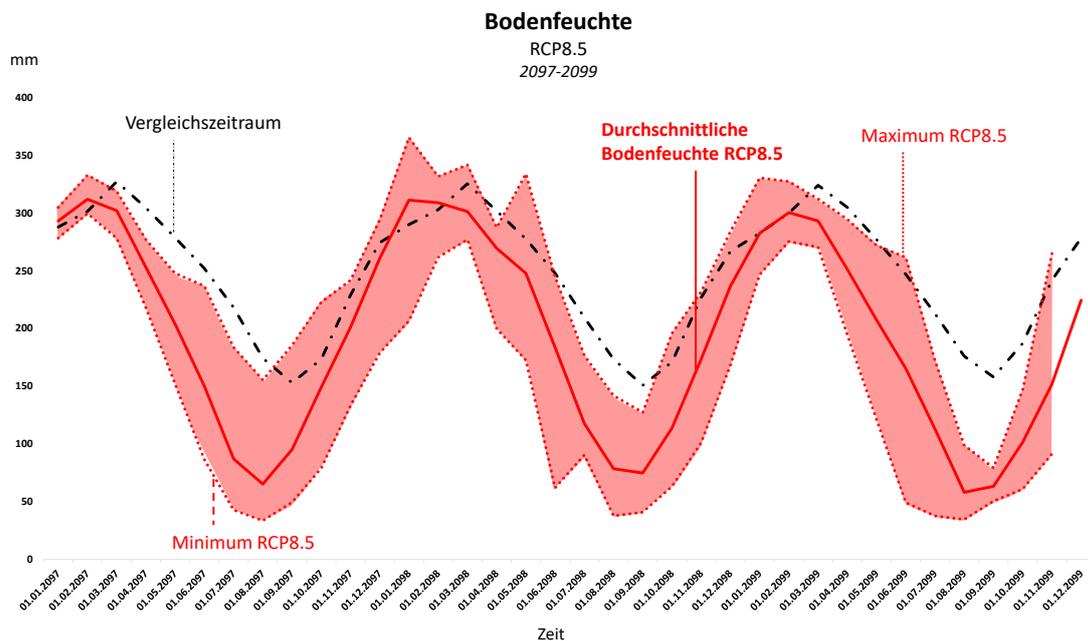


Abbildung 23: Projektion der zukünftigen Entwicklung der durchschnittlichen Bodenfeuchte (BF) für RCP8.5 von 2097 bis 2099, basierend auf Monatswerten und verglichen mit der Bezugsperiode von 1961 bis 1963, mit Minimum- und Maximumwerten für den Entwicklungskorridor.

Eine bereits wirksame Verlängerung der Vegetationsperiode, wie bereits für das letzte Jahrzehnt diagnostiziert (<https://www.kwis-rlp.de/daten-und-fakten/phaenologie/>), die die Phase der Grundwasserneubildung verkürzt, lässt sich auch aus den SWAT+-Simulationen schließen, wenn man die tiefe Grundwasserbildung von 2010 bis 2020 mit der Vergangenheit vergleicht: Wie **Abb. 24** zeigt, begann in der jüngeren Vergangenheit die Wiederauffüllung der Grundwasserspeicher im Vergleich zu 1961 bis 1971 tendenziell später im Jahr, als sich der erschöpfte Bodewasserspeicher zunächst wieder auffüllte, bevor Tiefensickerung erfolgt. Auch der jahreszeitliche Rückgang der Grundwasserbildung begann aufgrund der vorzeitigen Vegetationsperiode früher im Jahr.

Die insgesamt geringeren Niederschlagseinträge für zukünftige Szenarien führten auch zu geringeren Abflussmengen, sei es Zwischenabfluss, Oberflächenabfluss oder Basisabfluss. Die Ge-

samtwasserspende verringerte sich in Minimalwerten bis zur Jahrhundertmitte um -10 % bis rund -60 %. Lediglich ohne Klimaschutz zeigte sich in Maximalwerten ein Anstieg der Wasserspende um 4 % am Ende des Jahrhunderts, wiederum in Verbindung mit dem Anstieg des Niederschlags. Die Situation spiegelte sich auch im Gesamtabfluss wider. Der bedeutendste Rückgang für den Gesamtabfluss wurde für das Szenario mit Klimaschutz mit etwa -60 % bei entsprechender Abnahme der Niederschläge (in diesem Fall -36 %) bis zum Ende des Jahrhunderts festgestellt. Mit etwa -37 % Abfluss im Vergleich zum Ausgangswert spiegelt die aktuelle Situation (2000 bis 2020) bereits die Auswirkungen des aktuellen Rückgangs der Niederschlagseinträge auf die Abflussbildung wider.

Auch der Oberflächenabfluss verzeichnete einem Rückgang in Mindestwerten für beide zukünftigen Zeitachsen um rund -60 %. Mit höheren Niederschlagswerten bis zum Ende des Jahrhunderts erreichte das Szenario ohne Klimaschutz jedoch

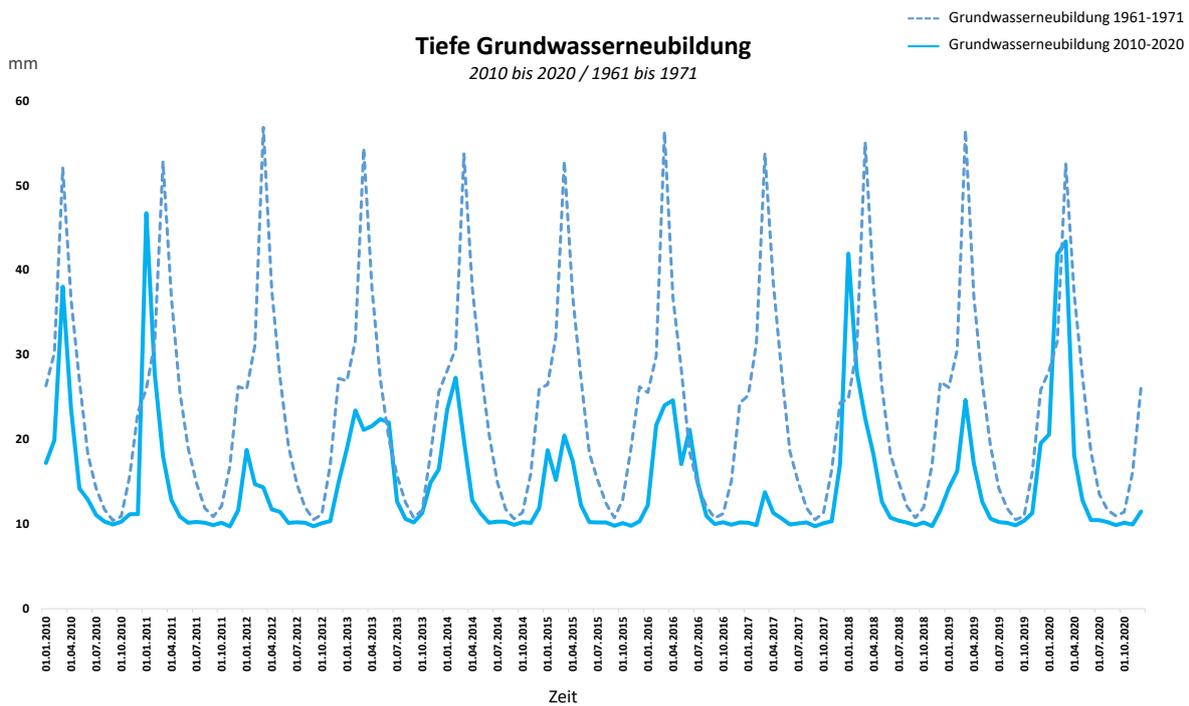


Abbildung 24: Vergleich der tiefen Grundwasserneubildung in den Perioden 1961 bis 1971 und 2010 bis 2020. Sowohl die geringere Speichermenge als auch die verkürzte Phase der Wiederauffüllung zeigen sich für die Period von 2010 bis 2020 verglichen mit der fernen Vergangenheit.

in Höchstwerten einen Anstieg von fast 29 % gegenüber dem Ausgangswert. Der Beitrag zum Gesamtabfluss war zwar mit nur 4 % Steigung in Bezug zur Vergleichsperiode vernachlässigbar, allerdings spielen die räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster eine wichtige Rolle bei der Entstehung von Sturzfluten. Mit zunehmender Niederschlagsentwicklung innerhalb der Projektionszeiträume traten die maximalen Abflussspitzen deutlicher hervor. Da für die zeitlichen Verteilungsmuster eine höhere Auflösung nötig ist, zeigen die **Abb. 25** und **26** die monatlichen Werte für eine Zeitachse von 3 Jahren für die Mitte des Jahrhunderts (2031 bis 2033) und das Ende des Jahrhunderts (2097 bis 2099).

Die Niederschlagsmuster stellen den Zusammenhang zwischen Niederschlagsspitzen und dem Oberflächenabfluss her und vermitteln einen klaren Eindruck vom hydrologischen Reaktionssystem auf höhere Niederschlagsmengen: Bei hohen Niederschlagsspitzen stieg auch der Ober-

flächenabfluss mit leichter Verzögerung deutlich an, insbesondere in Bezug auf maximale Projektionswerte. Darüber hinaus zeigte das Szenario ohne Klimaschutz (RCP8.5) für die Jahre 2032 und 2034 im Vergleich zum Szenario mit Klimaschutz (RCP2.6) während der gesamten Vegetationsperiode sehr geringe Niederschlagseinträge, was auf mögliche Dürre hindeutet. In den Jahren 2097 bis 2099 verstärkte sich die starke Abflussreaktion auf hohe Eintragsmengen noch weiter. Im Vergleich zur Jahrhundertmitte zeigte sich eine stärkere Dynamik der Niederschlagsmuster, die eine Verstärkung der Amplituden des Oberflächenabflusses nach sich zog, wiederum insbesondere im Hinblick auf mögliche Maximalwerte. Die Niederschlagsspitzen konzentrierten sich jedoch überwiegend auf die Winter- und frühen Frühlingsmonate, sodass als Reaktion auf einen aufgefüllten Bodenwasserspeicher und die lange Niederschlagsdauer bis in den Frühsommer hinein Sättigungsoberflächenabfluss als wahrscheinlich angenommen wird.

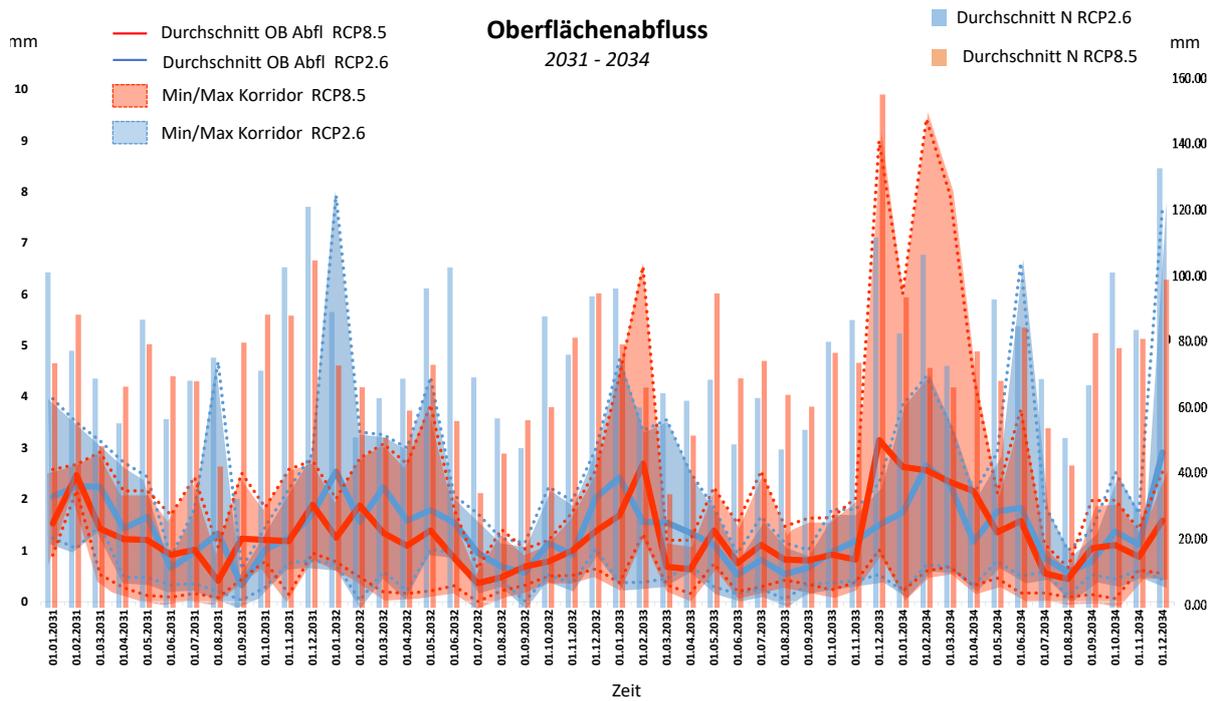


Abbildung 25: Projektion der zukünftigen Entwicklung des Oberflächenabflusses (OBAbfl) im Zusammenspiel mit Niederschlagsinträgen für RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2034, basierend auf Monatswerten.

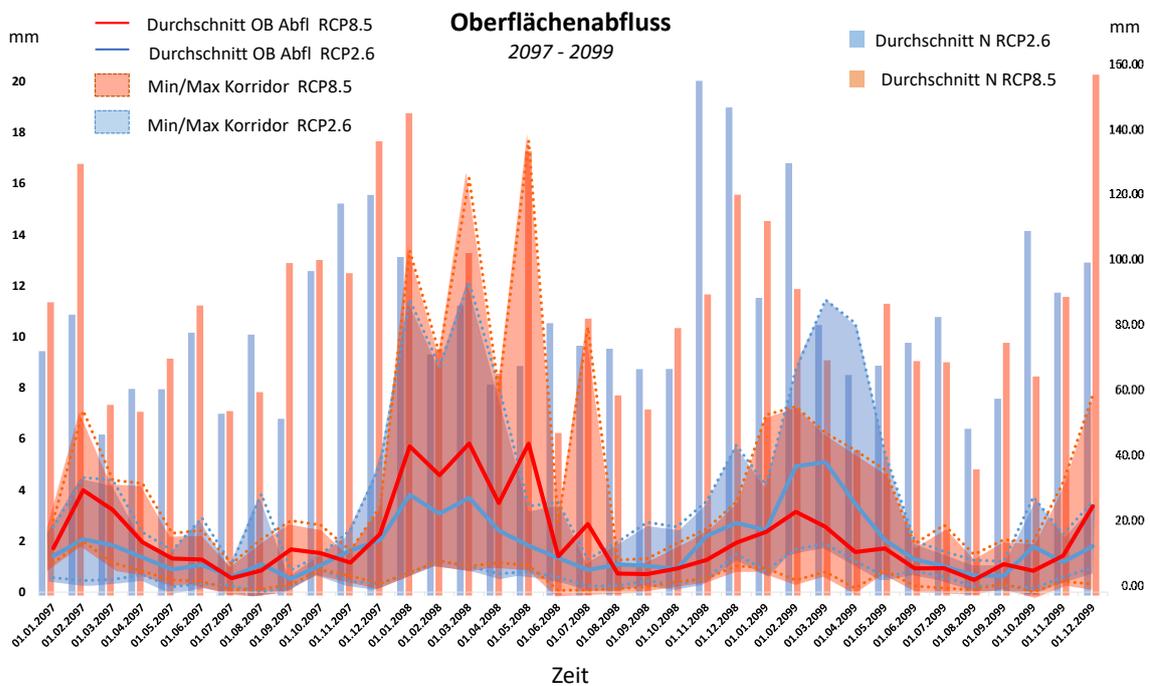


Abbildung 26: Projektion der zukünftigen Entwicklung des Oberflächenabflusses (OBAbfl) im Zusammenspiel mit Niederschlagsinträgen für RCP2.6 und RCP8.5 von 2031 bis 2034, basierend auf Monatswerten.

Nach REITER et al. 2020 häufen sich in Rheinland-Pfalz insbesondere für RCP8.5 bis zum Ende des Jahrhunderts Starkregenereignisse (siehe **Abb. 27**), so dass mit den dann höheren Wassereinträgen aufgrund der kurzgeschlossenen Abflussreaktion auch mit einer Häufung hoher Abflussspitzen zu rechnen ist. Damit steigt auch das Risiko für die Entstehung von Sturzfluten. Hinsichtlich der Versickerungskapazität weisen degradierte Böden, sei es durch Verdichtung oder Austrocknung, verminderte Versickerungsraten auf. Im Kontext des Klimawandels begünstigen Dürreperioden die Austrocknung von Böden. Die verminderte Aufnahmekapazität ausgetrockneter, wasserabweisender Böden kann Sturzfluten zusätzlich begünstigen (SCHÜLER 2006).

Obwohl die breiten Korridorbereiche der Klimaprojektionen das hohe Maß an Unsicherheit im Zusammenhang mit zukünftigen Prognosen hervorheben, zeigen die SWAT+-Simulationen einen insgesamt abnehmenden Trend der Grundwasserneubildung für aktuelle und zukünftige Zeiten im Vergleich zu vergangenen Zeiten. Maximalwerte im Szenario „kein Klimaschutz“, die auf einen möglichen Wendepunkt bei der Grundwasserspeichererholung schließen lassen, dürfen nicht als Entlastung des Ökosystems gewertet werden, da eine tiefe Grundwasserneubildung vorwiegend in den Wintermonaten stattfindet. Die Prognosen deuteten immer noch auf eine Erschöpfung des Bodenwassers während der gesamten Vegetationsperiode hin. Erschwerend kommen auch die in **Abb. 28** dargestellte Verlängerung der Vegetationsperiode und die prognostizierte Zunahme von Hitzewellen innerhalb der Vegetationsperiode hinzu (REITER et al. 2020). Beides begünstigt eine längere Entwässerung des Bodens und eine verkürzte Wiederauffüllungsperiode, da eine Versickerung in tiefere Bodenschichten erst erfolgt, wenn sich der Bodenwasserspeicher wieder gefüllt hat (HERMANN et al 2014).

Nach aktuellem Stand spiegeln Klimamodelle die Sensitivität extremer Niederschlagsereignisse gegenüber globalen Temperaturänderungen nur unzureichend wider (IPCC 2013; KRAUS et al.

2013). Ereignisse mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung, wie z. B. erhöhter Oberflächenabfluss nach schweren Sturmereignissen, werden unzureichend erfasst (BEVEN 2005 in ANDERSON & McDONNELL 2005). Vorhersagen sowohl des Oberflächenabflusses als auch der Grundwasserneubildung bleiben unter der Annahme gleichmäßiger Verteilungsmuster der Niederschläge in den Modellprojektionen vage. Dürreperioden und Starkregenereignisse werden schlecht abgebildet, dabei begünstigt die Kombination aus beidem den Oberflächenabfluss, da ausgetrocknete Böden eine verminderte Versickerungskapazität für Wasser aufweisen. Bei einer gleichzeitigen Verlängerung der Vegetationsperiode können sich die Gesamtverluste negativ auf die Grundwasserneubildung auswirken. Solche Entwicklungen waren bereits in den Trockenjahren 2018 und 2019 in Regionen Deutschlands mit eher geringen Grundwassererträgen zu beobachten: Nutzungsdruck und starke Sommertrockenheit führten 2018 und 2019 zu einem extremen Absinken des Grundwasserspiegels in Niedersachsen (NLWKN 2020). Die mittleren Jahrestiefstwerte im Jahr 2018 lagen 0,23 m unter den bis dahin gemessenen Rekordtiefstwerten (1988–2017). Dennoch ergeben die breiten Minima- und Maxima-Korridore im Bereich von -41 % bis 2 % ein uneindeutiges Bild für die Projektion des Grundwassers, was mit anderen Studien übereinstimmt (KLIWA 2012; HERMANN et al. 2014). Angesichts der derzeitigen Einschränkungen von Klimamodellen hinsichtlich Wolkenbildung und Niederschlagsverteilungsmustern ist die hydrologische Modellierung der Grundwasserneubildung, die stark mit Niederschlägen verbunden ist, bis zum Ende des Jahrhunderts nur von begrenzter Aussagekraft (BATES et al. 2008 in RIEDEL & WEBER 2020). Mögliche Kippunkte, wie sie für RCP8.5 bis zum Ende des Jahrhunderts für die tiefe Grundwasserneubildung identifiziert wurden, begünstigen höchstwahrscheinlich klimatische Bedingungen mit zunehmend chaotischem Charakter, die daher noch weniger vorhersehbar sind.

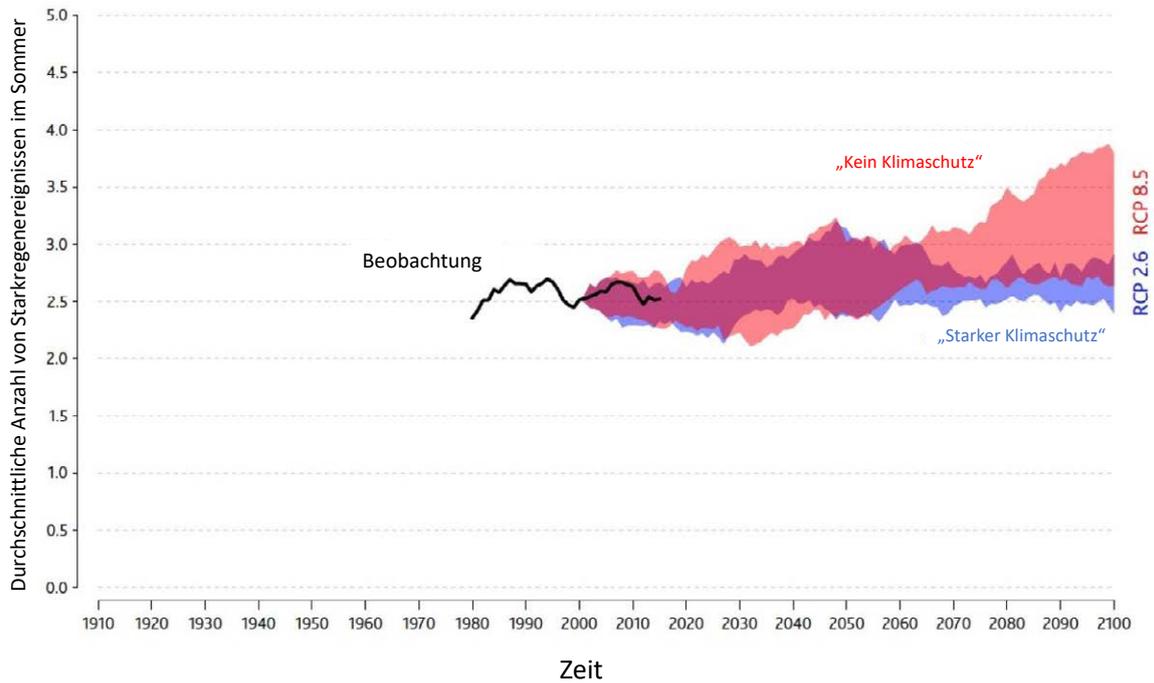


Abbildung 27: Projektion der zukünftigen Entwicklung der Anzahl von Starkregenereignissen in Sommermonaten (Reiter et al. 2020). Blaue Region = RCP2.6 Entwicklungskorridor ("Starker Klimaschutz"), rote Region = RCP8.5 Entwicklungskorridor ("Kein Klimaschutz"), pinke Region = Überlappung beider Korridore.

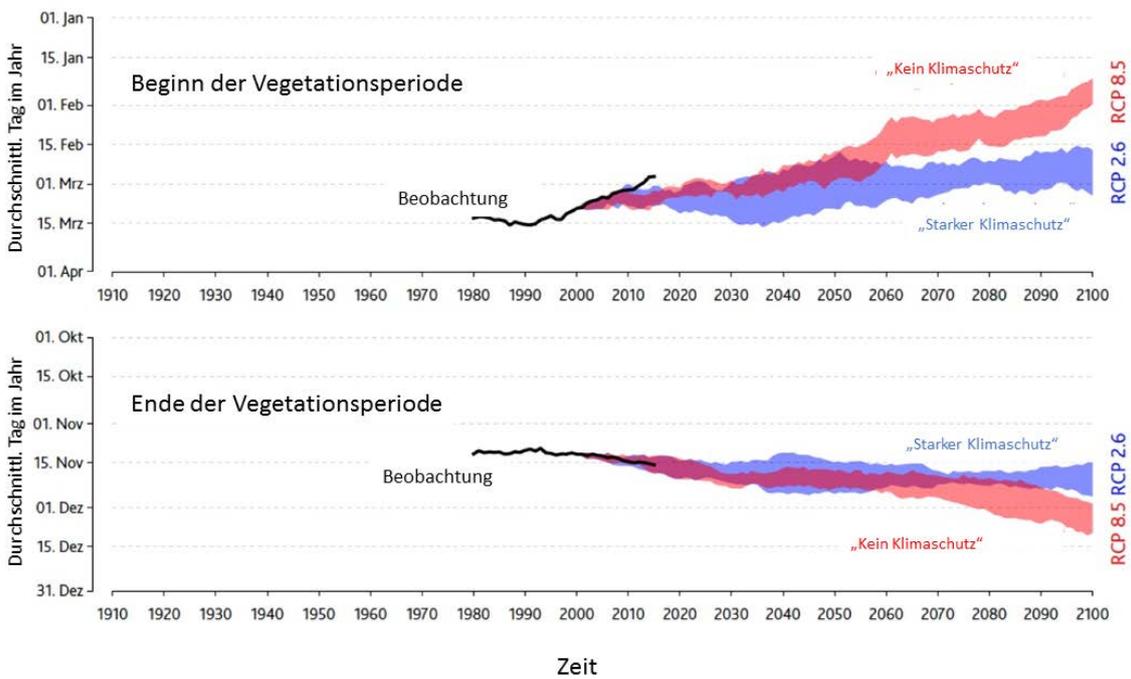


Abbildung 28: Projektion der zukünftigen Entwicklung der Vegetationsperiode (Reiter et al. 2020). Blaue Region = RCP2.6 Entwicklungskorridor ("Starker Klimaschutz"), rote Region = RCP8.5 Entwicklungskorridor ("Kein Klimaschutz"), pinke Region = Überlappung beider Korridore.

Darüber hinaus muss berücksichtigt werden, dass die Zukunftsprognosen auf konstanten Boden- und Vegetationsverhältnissen basieren. Veränderungen in der Vegetationsdecke als Folge eines zunehmenden Waldsterbens aufgrund einer eingeschränkten Anpassungsfähigkeit an sich rasch verändernde klimatische Bedingungen werden ebenso wenig berücksichtigt wie Veränderungen im Boden, die infolgedessen hervorgerufen werden können. Vitalitätsverluste innerhalb der Waldbestände, beispielsweise durch klimatische oder biotische Katastrophen (Sturmereignisse oder Schäden durch Borkenkäfer etc.), sind für die Zukunft nicht auszuschließen und mit veränderten Stoff- und Energieflüssen verbunden. Waldverlust aufgrund klimatischer Veränderungen können nicht simuliert werden. Um das Waldsterben im Zuge des Klimawandels zu verstehen, müssen Änderungen der Landnutzungsfläche auf das Modell angewendet werden. Da kaum Wissen über Kippunkte in der Widerstandsfähigkeit von Wäldern gegenüber Klimastress besteht, ist die Entwicklung von Landnutzungsänderungen in der Zukunft kaum vorhersehbar. Weitere Anstrengungen zur Bewertung solcher Kippunkte sind erforderlich, um Eingabedaten für die Modellierung des durch Trockenstress verursachten Waldsterbens und seiner Auswirkungen auf zukünftige Entwicklungen des Wasserhaushalts zu gewinnen.

5.4 Bodenversiegelung-/verdichtung

Für beide Verdichtungsmodelle wurde der Zeitraum von 1990 bis 2000 für die Auswertung gewählt. Das jeweilige unverdichtete Modell wurde als Referenz für die Analyse von Änderungen der Wasserhaushaltskomponenten verwendet, die durch die Bodenverdichtung beeinflusst werden. Im gesamten Wassereinzugsgebiet führte die Versiegelung durch das Wegesystem zu einem Anstieg des Oberflächenabflusses um 36,2 %. Da die Infiltration gehemmt wurde, verringerten sich Zwischenabfluss (-2 %) und Versickerung (-2,6 %). Am Vorfluter stieg der Wasserertrags um 12,3 %. Aufgrund der begrenzten räumlichen Ausdehnung der Linienstrukturen des verdichte-

ten Wegesystems verringerte sich die Grundwasserneubildung um nur 2 %. **Tabelle 8** gibt einen Überblick über die Veränderungen der Wasserhaushaltskomponenten für beide Verdichtungs-szenarien. Wie **Abb. 29** auf Basis von Tageswerten zeigt, ist die Zunahme des Oberflächenabflusses vor allem in Abflussspitzen als Reaktion auf erhöhte Niederschlagseinträge wirksam. Dies verdeutlicht, dass die Aussagekraft gemittelter Werte als Bewertungsgrundlage im Hinblick auf Einzelereignisse begrenzt ist. Der Oberflächenabfluss stieg für das Szenario des Wegesystems am 30. Dezember 2001 auf Spitzenwerte von 242 % im Vergleich zu unverdichteten Bedingungen, mit einem vorausgegangenen Niederschlagsereignis von 28 mm am Tag. Am 9. März 2006, mit 15 mm Niederschlag, um 197 % und am 2. Februar 2010 mit 13 mm Tagesniederschlag um 133 %. Entsprechende Abflussspitzen zeigten sich auch im Fließgewässer als Reaktion auf erhöhte Niederschläge.

Abbildung 30 zeigt einen steilen Anstiegs der Abflussspitzen im Fließgewässer durch das Wegenetz. Der Gesamtabfluss, zu dem der Oberflächenabfluss in kurzgeschlossenen Abflussreaktion beiträgt, zeigte ebenfalls Ende Dezember 2001 Spitzenwerte um 110 % im Vergleich zu unverdichteten Bedingungen (am 9. März 2006 95 % und Anfang Februar 2010 80 %). In absoluten Werten entspricht das einem Anstieg von etwa 9 m³/s auf etwa 19 m³/s. Das Wegenetz leistet somit bei Starkregenereignissen einen sehr wirksamen Beitrag zur Entstehung von Sturzfluten, insbesondere da durch die Linienstruktur von Wegen und Wegebegleitgräben hohe Fließgeschwindigkeiten entstehen. Daher sind Maßnahmen zur Verbesserung des Retentionspotenzials deutlich angezeigt. Forststraßen haben kein oder nur geringes Rückhaltevermögen für Wasser (GRUNERT & KÖNIG 2000). Nach BOTT (2002) kann der Wasserabfluss über die Wededichte und die Art der Wegentwässerung entscheidend gesteuert werden. Um das Oberflächenabflusswasser von den Wegen wegzuleiten, können abgerundete Querprofile angelegt werden, die den Oberflächenabfluss über seitliche Spitzgräben direkt flächig in

die angrenzenden Waldgebiete abfließen lassen (PEICHL 1998). Anstelle von Rohr-Durchlässen lassen Grobschlag/Wasserbausteine im Unterbau

von Forststraßen, sogenannte Rigolen, den seitlichen Wasserfluss durch den tieferen Straßenkörper durchsickern (BACKES et al. 2007).

Tabelle 8:

Einfluss der Bodenverdichtung durch das Wegenetz (C1) und Rückegassen und vorbelastete Flächen im Zuge von Ernteverfahren (C2) auf Wasserhaushaltskomponenten in % der Änderung im Vergleich zu unverdichteten Verhältnissen (C0) auf Einzugsgebietsebene. Berechnungsgrundlage sind Jahresmittelwerte im Zeitraum von 2001 bis 2010.

Parameter	(C1) Wegenetz	(C2) Ernteverfahren
	Änderung in %	Änderung in %
Oberflächenabfluss	36.2	0.8
Zwischenabfluss	-2	0.4
Wasserspende	12.3	0.5
Versickerung	-2.6	-0.18
Bodenevaporation	-0.04	-0.02
Oberflächennahe Grundwasserneubildung	-2	-0.1
Tiefe Grundwasserneubildung	-1.7	-0.2

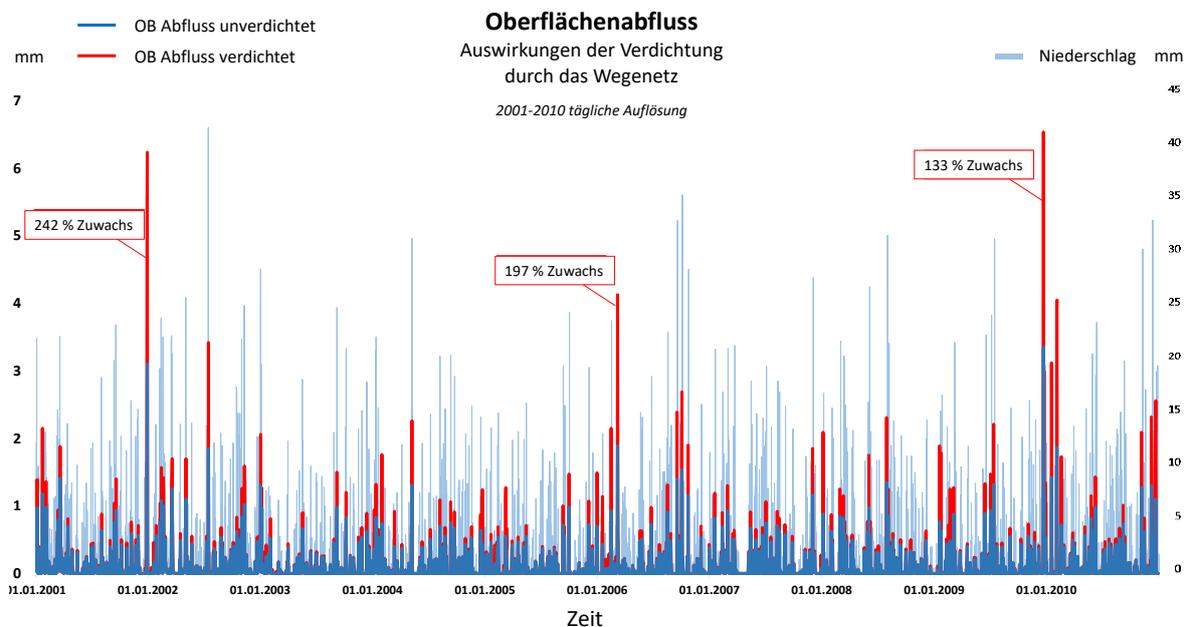


Abbildung 29: Oberflächenabfluss (OBAbfl) für unverdichtete und verdichtete Bedingungen in Verbindung mit dem Wegenetz in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010, kombiniert mit Niederschlag (N). Der Effekt der Bodenverdichtung zeigt sich in erhöhten Abflussspitzen als Reaktion auf höhere Niederschlagseinträge.

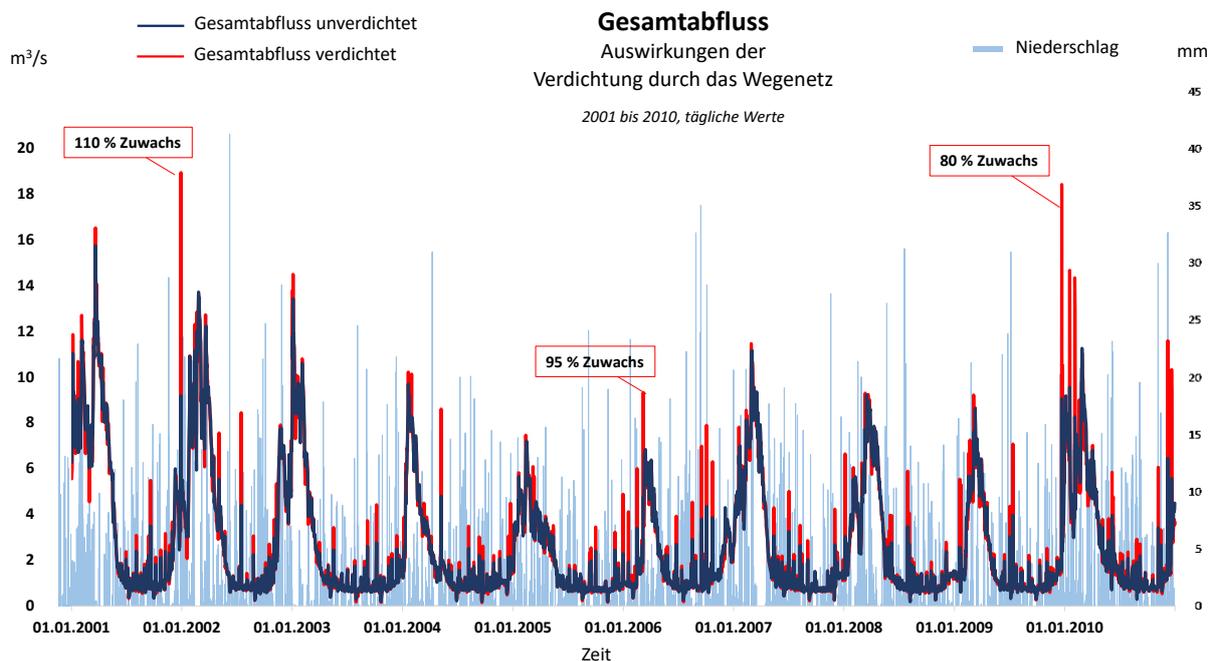


Abbildung 30: Gesamtabfluss (Abfl) für unverdichtete und verdichtete Bedingungen in Verbindung mit dem Wegenetz in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010, kombiniert mit Niederschlag (N). Der Effekt der Bodenverdichtung zeigt sich in erhöhten Abflussspitzen als Reaktion auf höhere Niederschlags-einträge.

Für Rückegassen und vorbelastete Flächen zeigt sich ein vergleichsweise geringer Anstieg des Oberflächenabflusses auf der Ebene des Wassereinzugsgebiets um etwa 1 % im Zeitraum 1990 bis 2000. Auch der Zwischenabfluss zeigte einen nur leichten Anstieg von 0,4 % im Vergleich zu unverdichteten Bedingungen. Beides trug zu einer Steigerung des Wassereintrags am Vorfluter um 0,5 % bei. Der Anstieg des Zwischenabflusses lässt sich dadurch erklären, dass die in diesem Gebiet vorherrschenden Sandböden auch unter verdichteten Bedingungen immernoch Versickerung zulassen, wenn auch in geringerem Umfang. Die Versickerung verringerte sich um -0,2 % im Jahresmittel. Die Grundwasserneubildung wurde daher um denselben Betrag geringfügig herabgesetzt (um -0,2 %).

Die tägliche Auflösung für verschiedene Bodenklassen zeigte ein detaillierteres Bild: Wie aus **Tabelle 9** ersichtlich wird, stieg die Anfälligkeit der Bodenmatrix für Verdichtung mit dem Anteil

an Kleinporen. Sanddominierte Böden, mit hohem Anteil an größeren Bodenporen, waren entsprechend weniger anfällig für Bodenverdichtung. Dies spiegelte sich in nur geringen Änderungen der Wasserhaushaltskomponenten für die Bodenklassen SS (reine Sande) und LS (lehmige Sande) wider: 9 % Anstieg des Oberflächenabflusses für SS bzw. 11 % für LS, ein Anstieg von 0,8 % beim Zwischenabfluss für Reinesande, 0,3 % für lehmige Sande, 1,4 % Steigerung des Wasserertrags im Vorfluter für SS, 1,7 % für LS, geringe Verluste bei der Versickerung von -1 % für beide Bodenklassen und ebenso für die Verdunstung aus dem Boden mit -0,05 % für SS und -0,07 % für LS. Bei einem hohen Anteil an Fein- und Mittelsanden mit groben Poren ($\varnothing > 50 \mu\text{m}$), und damit geringem Tonanteil, blieb die Luft- und Wasserleitfähigkeit des Sandbodens erhalten. Da die Böden im Untersuchungsgebiet überwiegend aus sandigen Substraten bestehen (82 % SS, 11 % LS, 2 % SU, 4 % L und 0,02 % U), erscheinen die geringen Auswirkungen der Bodenverdichtung auf

Rückegassen und vorbelasteten Flächen plausibel. Bei einem höheren Lehmanteil (L), der sich durch Verschiebung der Porengrößenverteilung in den Mikroporen-Bereich auszeichnet, wurde die Versickerung hingegen am deutlichsten gehemmt (-5,5 %). Gleichzeitig erhöhten sich Oberflächenabfluss (46 % Zuwachs) und Wasserertrag am Vorfluter (etwa 9 % Zuwachs). Zwischenabfluss und Bodenverdunstung verringerten sich um etwa -2 % bzw. -0,1 %. Die Verluste bei der Bodenverdunstung weisen auf eine leicht verringerte Bodenbelüftung hin.

Mit steigendem Anteil an Schluff (SU) nahm die Infiltration im Mittel am deutlichsten ab, so dass der Oberflächenabfluss um 126 % zunahm. Der Zwischenabfluss hingegen verringerte sich um -18 %, was auch beim Wasserertrag am Vorfluter zu Verlusten von -9 % führte. Die Versickerung wurde um -1,4 % gehemmt, während die Bodenverdunstung um 2,7 % zunahm. Daraus kann abgeleitet werden, dass mit geringerer Porengröße und damit einhergehenden Verlusten der wasserführenden Grob- und Mittelporen, das Auftreten von für Staunässe wahrscheinlicher wird, was zu

einer verstärkten Verdunstung des anstehenden Wassers führt.

Zur Beurteilung einzelner Waldstandorte wurde für jede Bodenklasse ein repräsentatives Gebiet (HRU) ausgewählt, das sowohl Rückegassen als auch vorbelastete Flächen enthält. **Abbildung 31** zeigt die Lage der Teileinzugsgebiete, in denen die jeweiligen HRUs lagen.

Für die Bodenklasse SS wurden auf Basis der Jahresmittelwerte folgende Veränderungen der Wasserhaushaltskomponenten simuliert: Der Oberflächenabfluss erhöhte sich unter (C0) und (C2) nicht, Zwischenabfluss und Wasserertrag erhöhten sich um 3 %. Die Bodenverdunstung, die als Anzeiger für die Luftkapazität gilt, wurde um -0,03 %, die Bodenfeuchtigkeit um -1,3 % reduziert. Die simulierten Änderungen für die Bodenklasse LS zeigten einen leichten Anstieg des Oberflächenabflusses um 0,2 % unter verdichteten Bedingungen aufgrund eines etwas höheren Anteils an Schluff- und Tonkomponenten im Vergleich zu SS, bestätigten jedoch eine wenig ausgeprägte Anfälligkeit für Bodenverdichtung.

Tabelle 9:

Einfluss der Bodenverdichtung im Zuge von Ernteverfahren (C2) für die gebildeteten Bodenklassen als Änderung in % im Vergleich zu unverdichteten Verhältnissen (C0) für ausgewählte Wasserhaushaltskomponenten.

Boden- klasse	Änderungen in %					Fläche [km ²]*
	Oberflächen- abfluss	Zwischenab- fluss	Wasserspende	Versickerung	Boden evaporation	
SS	9.00	0.88	1.40	-0.98	-0.05	4,896.49
LS	11.18	0.37	1.68	-1.00	-0.07	293.49
SU	126.10	-17.74	-9.04	-1.43	2.71	71.39
L	46.03	-2.21	8.86	-5.48	-0.07	68.79

*= aus dem aktuell (2021) digital erfassten Rückegassennetz

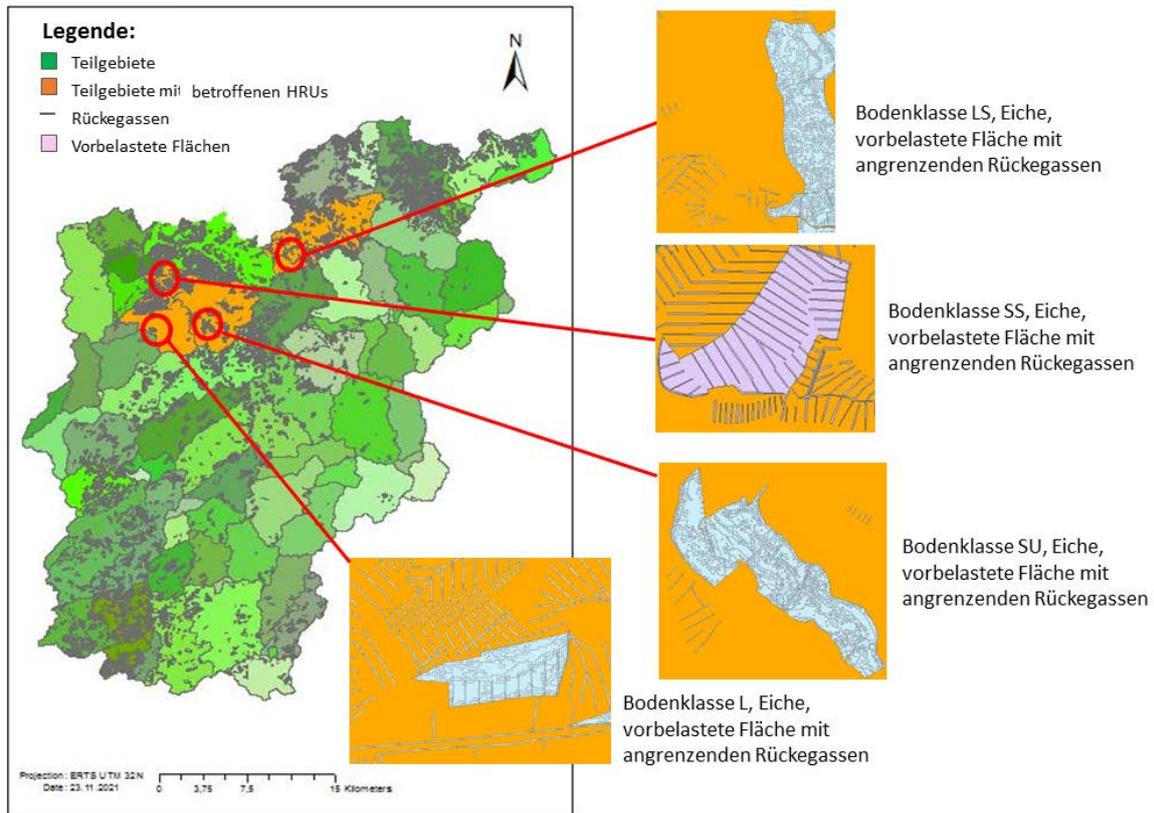


Abbildung 31: Lage der ausgewählten Bereiche mit den Bodenklassen SS, LS, SU und L im Einzugsgebiet Biosphärenreservat Pfälzerwald, die sowohl Rückegassen, als auch vorbelastete Flächen aufweisen.

So blieben Versickerung, Bodenfeuchtigkeit und Luftkapazität (Bodenverdunstung) unverändert. Es wurde ein vernachlässigbarer Anstieg des Wasserertrags um 0,2 % für (C2) berechnet. **Abbildung 32** zeigt die tägliche Auflösung der Änderungen des Oberflächenabflusses zwischen Szenario (C0) und (C2) innerhalb des angegebenen Zeitraums, was den geringen Einfluss der Verdichtung auf sanddominierte Böden bestätigt.

Die daraus resultierende Steigerung des Wasserertrags am Vorfluter betrug auf Tagesbasis bis zu 1,5 % im Vergleich zu (C0), was in absoluten Zahlen 0,04 mm entspricht bei 28 mm Niederschlag (21. März 2002, siehe **Abb. 33**) entspricht. Die Wasserleitfähigkeit sanddominierter Böden blieb in den Simulationen unter verdichteten Bedingungen auch bei größeren Niederschlagsmengen erhalten.

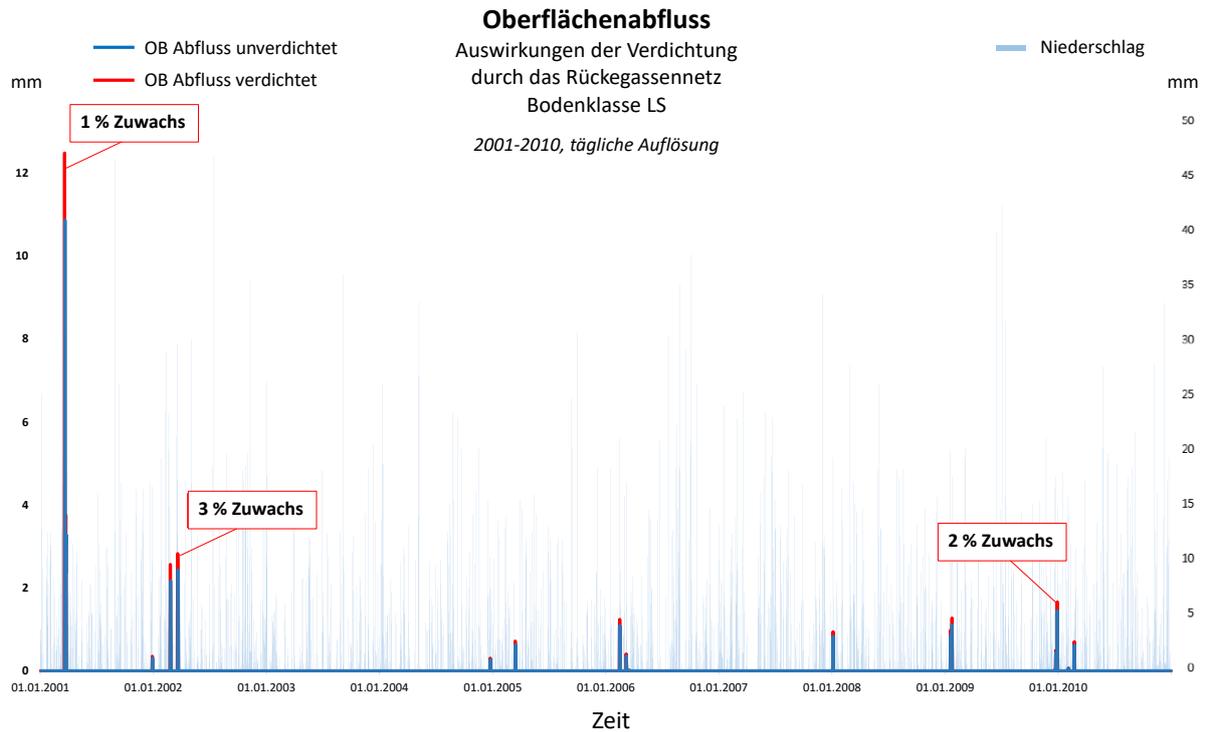


Abbildung 32: Vergleich von Oberflächenabfluss unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse LS in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.

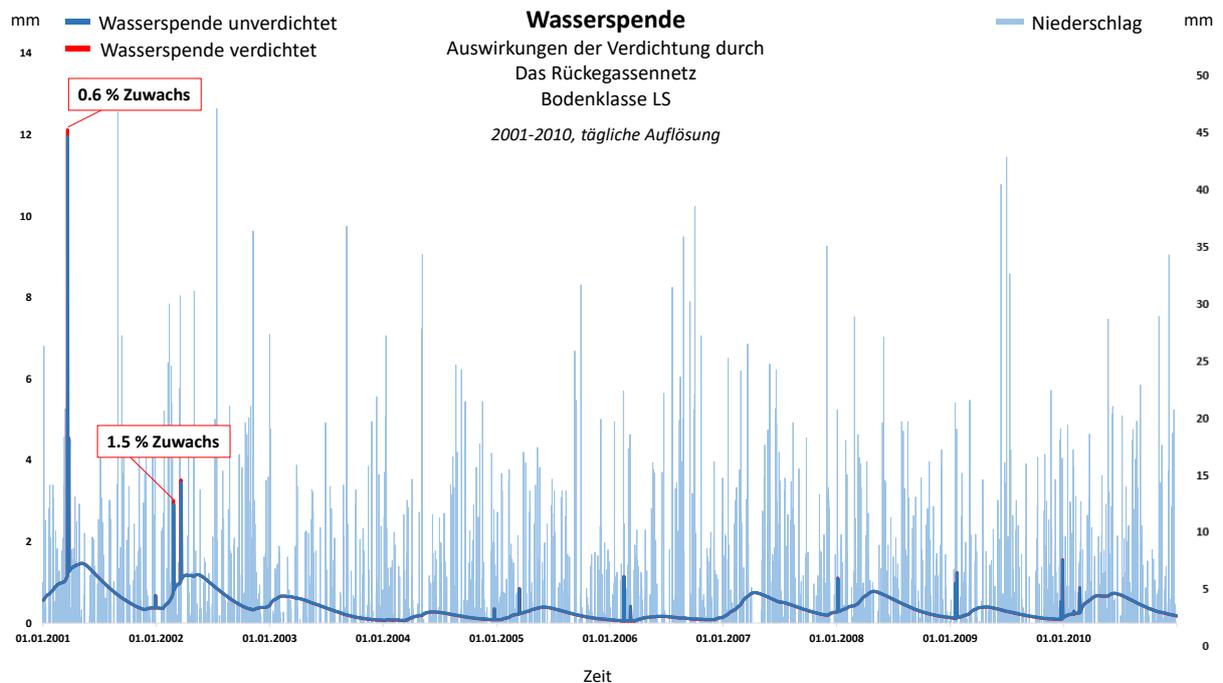


Abbildung 33: Vergleich der Wasserspende unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse LS in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.

Die Bodenklasse SU zeigte unter (C2) einem Anstieg von 1,3 mm auf 27 mm pro Jahr, was einem Anstieg um 2618 % entspricht. Damit einhergehend steigerte sich der Wasserertrag am Vorfluter um 116 %, während Zwischenabfluss, Bodenfeuchte, Bodenverdunstung und Versickerung sich um -6 %, -5,4 %, -0,06 % bzw. -36 % reduzierten. **Abbildung 34** zeigt die tägliche Auflösung des Oberflächenabflusses auf diesem HRU im angegebenen Zeitraum für die Szenarien (C0) und (C2). Das ausgewählte HRU mit Bodenklasse SU HRU zeigte unter unverdichteten Bodenbedingungen sehr geringe Oberflächenabflussmengen. Mit erhöhten Niederschlagsmengen (45 mm am 16. Juli 2002) stieg der absolute Wert des Oberflächenabflusses infolge der Bodenverdichtung von 0 mm auf 8,4 mm. Das führte auch bei der Wasserspeisung des Vorfluters zu deutlich höheren Peaks von auf 8,7 mm im Vergleich zu 0,3 mm unter unverdichteten Bedingungen, wie aus **Abb. 34** hervorgeht.

Für die Bodenklasse L wurde auf HRU-Ebene ein Anstieg von 5,7 mm für (C0) auf 32,6 mm pro Jahr unter verdichteten Bedingungen simuliert, was eine entsprechende Steigerung des Wasserertrags von 40 mm/aa nach sich zog. Zwischenabfluss (-11 %), Versickerung (-15 %), Bodenfeuchte (-1,7 %) und Bodenverdunstung (-0,03 %) wurden hingegen reduziert. **Abbildung 36** zeigt den Oberflächenabfluss der Bodenklasse L für beide Szenarien im gegebenen Zeitraum basierend auf Tageswerten. Bodenklasse L zeigte bereits unter unverdichteten Bedingungen einen höheren Oberflächenabfluss als die anderen Bodenklassen. Dies ist plausibel, wenn man die geringere Wasserleitfähigkeit und die damit begrenzte Infiltrationskapazität von tonhaltigen Böden berücksichtigt. Die veränderte Strömungsdynamik führte zu entsprechenden Spitzen im Wasserertrag (**Abb. 37**), der zum Gesamtfluss am Vorfluter beitrug.

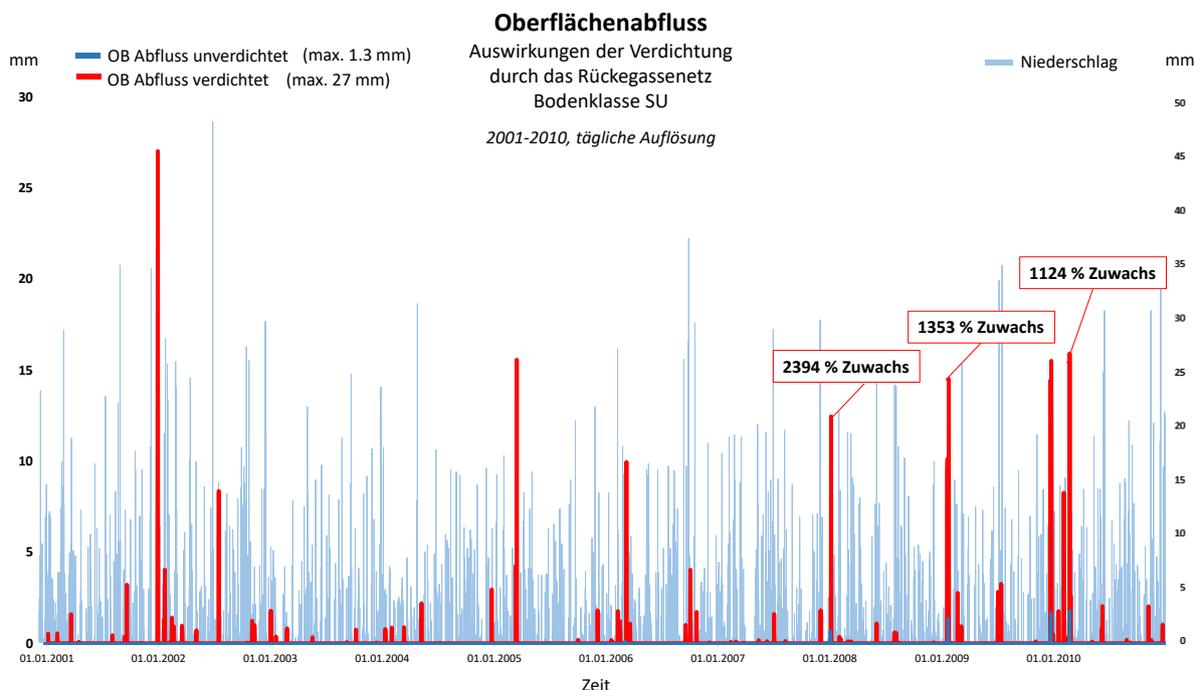


Abbildung 34: Vergleich von Oberflächenabfluss unter unverdichteten und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse SU in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.

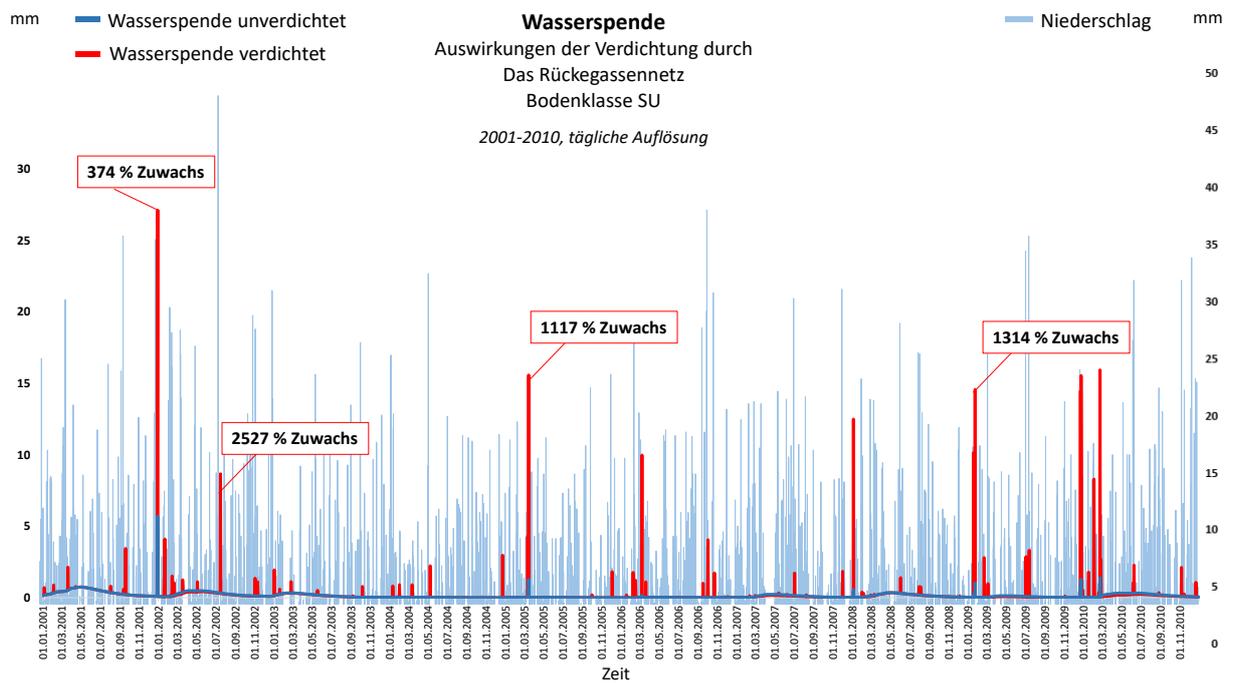


Abbildung 35: Vergleich der Wasserspende unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse SU in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.

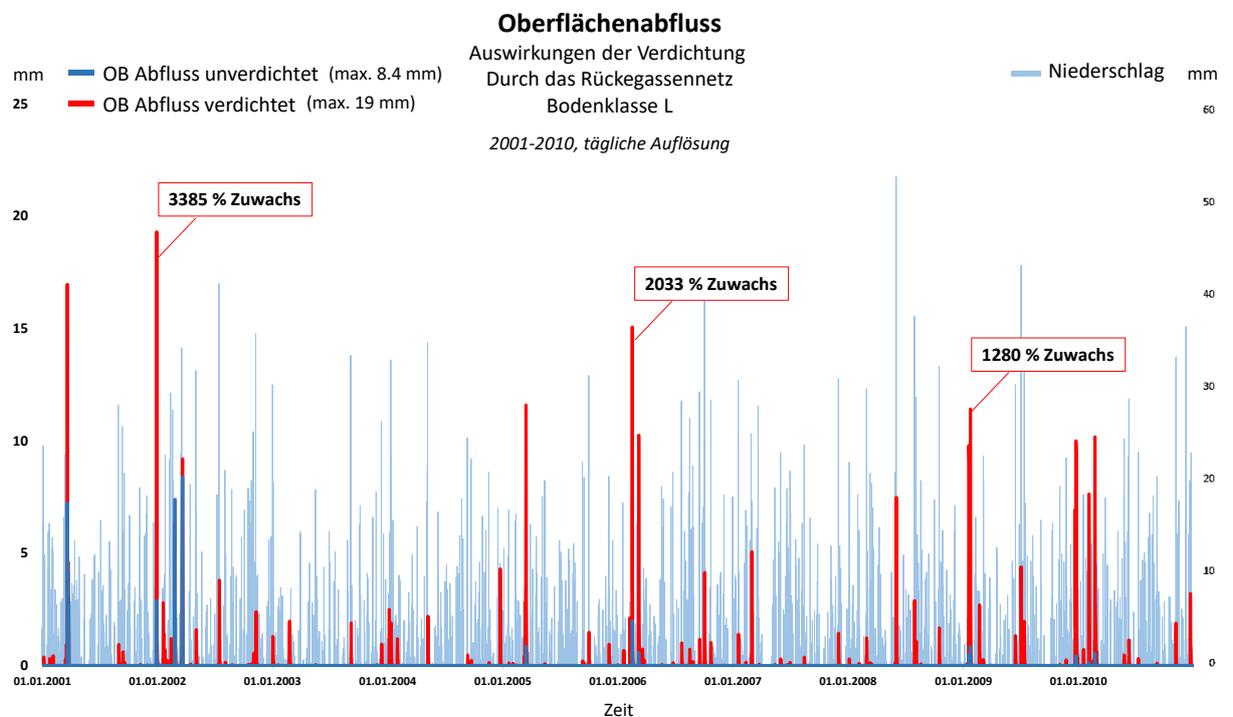


Abbildung 36: Vergleich von Oberflächenabfluss unter unverdichtetem und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse L in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.

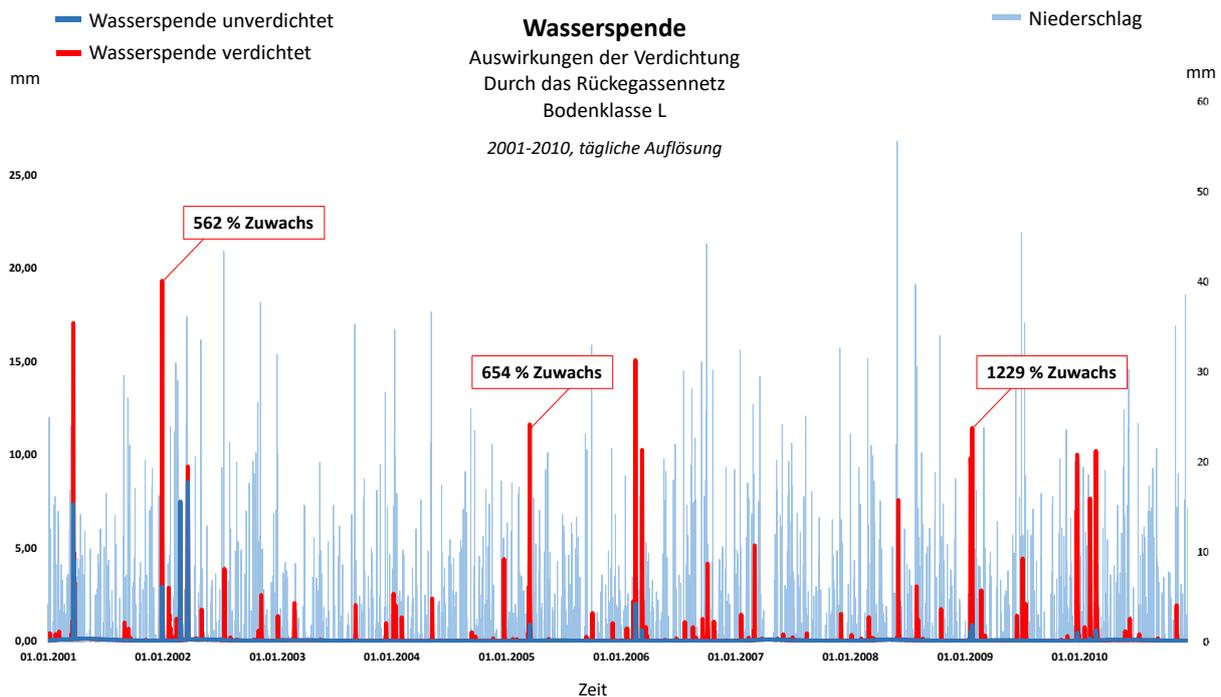


Abbildung 37: Vergleich der Wasserspende unter unverdichteten und verdichteten Bedingungen für die Bodenklasse L in täglicher Auflösung von 2001 bis 2010.

Der Wasserertrag stieg beispielsweise am 29. Dezember 2001 mit 28 mm Niederschlag von 2,9 mm auf 19,3 mm. Die Bodenklasse L zeigte den geringsten Anteil des Zwischenabflusses am Wasserertrag (64 % des Wasserertrags unter unverdichteten Bedingungen, verglichen mit 96 % im Fall von SU, 97 % im Fall von LS und 100 % im Fall von SS) und wies somit einen größeren Anteil des Oberflächenabflusses am Wasserertrag auf als die anderen Bodenklassen. Damit zeigte die Bodenklasse L bereits unter unverdichteten Bedingungen einen wirksamen Beitrag an der Bildung von Abflussspitzen im Untersuchungsgebiet.

Diese Ergebnisse bestätigen, dass Böden mit einem hohen Anteil von Schluff- bzw. Lehmpartikeln anfälliger für Verdichtung sind (TERZAGHI 1943). Aufgrund der Instabilität der Bodenpartikel in schluff- und lehmdominierten Böden wird der relative Anteil an wasserleitfähigen Mittel- und Grobporen bei Verdichtung stärker reduziert als in sanddominierten Böden. Das führt zu einer

verringerten Versickerung und gleichzeitig einer Erhöhung des Oberflächenabflusses. Darüber hinaus steigt auch die Anfälligkeit des Bodens hinsichtlich Verdichtung mit zunehmendem Bodenwassergehalt, da sich zwischen den kleinsten Bodenpartikeln ein Wasserfilm bildet, der plastisches Fließen begünstigt. Infolge wird die Bodenstruktur verknestet und zerstört (BOLLING 1986, HILDEBRAND & WIEBEL 1986, SEIFERT & SEUFERT 1986, TERZAGHI & PECK 1961 in REICHHARDT 2002; ZENNER et al. 2007; TERZAGHI et al. 1996; McNABB et al. 2001). Der Effekt reduzierter Grobporen durch Bodenverdichtung wurde für die Bodenklasse SU mit ausgeprägtem Schluffanteil am deutlichsten simuliert, was zu deutlichen Abflussspitzen im Oberflächenabfluss führte, wohingegen bei ungestörten Bedingungen kein Oberflächenabfluss entstand.

Für das gesamte Einzugsgebiet, das nur einen geringen Anteil an den Bodenklassen L (4,6 %) und SU (2 %) aufweist, ist dies vernachlässigbar.

Aus den Simulationsergebnissen lässt sich jedoch schließen, dass in Einzugsgebieten mit höheren Lehm- und Schluffanteilen die Versickerung im Zuge der Befahrung mit schwerem Gerät stark gehemmt wird. Daher empfiehlt sich die Entwicklung und Bereitstellung von Gefährdungskarten hinsichtlich der Bodeneigenschaften für die forstwirtschaftliche Praxis, in denen neben den Bodenarten auch die Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse sowie Vorbelastungen berücksichtigt werden. Obwohl es auf Einzugsgebietsebene im Mittel nur leichte Anzeichen einer Verschlechterung der Wasserregulierungsfunktion als Folge der Bodenverdichtung durch Erntearbeiten gab, zeigten selbst die sanddominierten Bodenklassen im Einzugsgebiet Veränderungen in der Verteilung des zugeführten Wassers. Angesichts der hohen Priorität, einen intakten Wasserhaushalt in Waldbeständen zu erhalten, um ihre Widerstandsfähigkeit gegenüber zukünftigen Herausforderungen zu erhöhen, sollten die Befahrungsintensitäten auf ein Minimum reduziert werden. Nach Möglichkeit ist bodenschonenden Erntemethoden der Vorzug zu geben. Maschinenbewegungen sollten daher räumlich konzentriert erfolgen, was bedeutet, dass für einen konzentrierten Bereich eine höhere Fahrintensität in Kauf genommen wird, die Anzahl deformierter Bereiche jedoch begrenzt werden kann (MÜLLER & SCHÜLER).

Die schluffdominierte Bodenklasse SU zeigte darüber hinaus Anzeichen sekundärer Staunässe, von der aus die Bodenverdunstung anstieg. Unter Staunässe lässt auch die Bodenbelüftung nach, was sich negativ auf die Bodenlebewesen auswirkt. Dies geht nicht nur mit einem Verlust an Biodiversität im Boden einher, sondern verringert auch die Bodenfunktionen im Hinblick auf die Wasserreinigung. Da Bodenlebewesen das Bodengefüge mitprägen und stabilisierend wirken, sind sie entscheidend für eine intakte Filterfunktion. Dazu gehört auch die Entwicklung des sekundären Porensystems (BAYER & SCHRADER 1997; KAISER et al. 1994; LARINK et al. 1994). Im Untersuchungsgebiet gibt es jedoch aufgrund des überwiegend sauren Bodenmilieus (pH Ø 4,3) kaum Makrofauna, die maßgeblich an der Bildung

des sekundären Porensystems beteiligt ist (WEBER 1996; KOLK 1994; FASS 1995). Dadurch ist die Regenerationsfähigkeit des Bodens auf die Entwicklung des Wurzelsystems infolge natürlicher Sukzession beschränkt. Da das Wurzelwachstum die natürliche Regenerationsfähigkeit des Bodens durch Auflockerung stärkt, tragen Bodenvegetation und Sukzession auf verdichteten Flächen zur Wiederherstellung der Bodeneigenschaften bei. Allerdings wird die Keimbettfunktion für Baumsämlinge auch durch eine verringerte Luftkapazität aufgrund des verringerten Grobporenvolumens beeinträchtigt (HILDEBRAND 1983). Insbesondere das Feinwurzelwachstum wird durch hohe Lagerungsdichten beeinträchtigt. Darüber hinaus gibt HILDEBRAND (1983) 11 Vol.-% Luftkapazität als Grenzwert für ungestörtes Wurzelwachstum an. Ein weiterer Aspekt der begrenzten Luftkapazität verdichteter Böden ist die Verringerung der Gasaustauschkapazität. Eine geringere Gasaustauschkapazität des Bodens führt zu einer veränderten CO₂-Austauschrate und einem Sauerstoffmangel in den unteren Bodenhorizonten. Aufgrund letzterer verschiebt sich der Wurzelbereich in höhere Horizontschichten (ebd.).

Die Ergebnisse der Modellsimulationen mit SWAT+ bilden die komplexen Wechselwirkungen kleinräumiger Strukturen und eine hohe zeitliche Auflösung, wie sie für die Entstehung von Abflussprozessen entscheidend ist, nicht im Detail ab. Aussagen über das Gesamteinzugsgebiet lassen keine Aussagen über abflusserzeugende Gebiete innerhalb eines Wassereinzugsgebiets zu (vgl. BIEGER et al. 2016:13; PONCE). Für die Identifizierung von Oberflächenabfluss erzeugenden Flächen und die Ableitung entsprechender Handlungsempfehlungen im Bereich der Bewirtschaftungspraktiken auf Bestandesebene wird daher der Einsatz entsprechend kleinskaliger Modelle vorgeschlagen.

5.5 Schadflächen mit Naturverjüngung

Die allgemeine Annahme, dass eine Verringerung der Baumkronenbedeckung auf Kahllagen oder in Naturverjüngungen zu einer Erhöhung des Wasserertrags führt (HIBBERT 1967; BOSCH & HEWLETT 1982), wurde hier durch hydrologische Modellierung auf Basis eines künstlichen Einzugsgebiets bestätigt. Die Simulation von Schadflächen mit Naturverjüngung zeigte eine um 13,4 % geringere Gesamt-Verdunstung im Vergleich zu ausgewachsenen Beständen. Der Jahresmittelwert der aET für den Zeitraum 2010 bis 2020 betrug 474 mm/aa für das Szenario JUV, verglichen mit 548 mm/a für das Szenario MAT.

Die Bodenverdunstung war mit einer Steigerung um 42 % in sehr jungen Beständen im Vergleich zu ausgewachsenen, der ausgeprägteste Unterschied zwischen den Szenarien. Dieser war hauptsächlich auf die Vegetationsperiode konzentriert, da im Winter aufgrund niedriger Lufttemperaturen kaum Verdunstung stattfindet. Da die Verdunstung aus dem Boden in SWAT+ als Funktion der Bodenbedeckung berechnet wird (siehe NEITSCH et al. 2011, S.135) und die Modelle keine Begleitvegetation simulierten, fördert das gering ausgeprägte Kronendach Verdunstung aus dem Boden im Falle von Schadflächen mit Naturverjüngung. Die Bodenverdunstung war zu Beginn der Simulation in jüngeren Altersstadien mit unentwickeltem Kronendach am höchsten und verringerte sich fortschreitend mit dem Heranwachsen der Setzlinge, sodass sich die Szenarien gegen Ende der Simulation annäherten. **Abbildung 38** zeigt die Abhängigkeit der Bodenverdunstung von Niederschlag und Lufttemperatur: Bei ausreichender Bodenwasserverfügbarkeit und gleichzeitig hohem atmosphärischem Verdunstungsbedarf ist die Bodenverdunstung in jungen Beständen am höchsten, während ausgewachsene Bestände aufgrund der geschlossenen Kronendecke mit entsprechender Abschattung und Kühlungswirkung ausgeglichene Bedingungen aufweisen. Bei geringem Verdunstungsanstoß in den Wintermonaten flachte sich der Unterschied zwischen JUV und MAT ab.

Der geringere Wasserverbrauch von jungen Beständen im Vergleich zu ausgewachsenen führt zu

Veränderungen in der Wasserdynamik, wie beispielsweise einer durchschnittlich 27,5 % höheren Versickerung im Vergleich zu Altebeständen, was im Mittel 62 mm im Jahr entspricht (287 mm pro Jahr für JUV im Vergleich zu 225 mm im Falle des Szenarios MAT). Die Unterschiede bei der Versickerung waren überwiegend auf die niederschlagsreichen Wintermonate konzentriert. Außerdem wurde bei Jungbeständen ein Anstieg der durchschnittlichen Bodenfeuchtigkeit um 32,7 % festgestellt (140 mm pro Jahr für Szenario JUV, verglichen mit 105 mm für Szenario MAT). Innerhalb der Vegetationsperioden war bei JUV ein sehr konstanter Trend zu einem deutlich höheren Bodenwassergehalt zu verzeichnen, was sich in den Wintermonaten mit der Wiederauffüllung des Bodenwassergehalts wieder ausglich. Hier zeigte sich, dass ausgewachsene Bestände durch ihr tiefreichendes Wurzelsystem mit der Wasseraufnahme tiefere Bodenschichten entleeren. In der oberen Bodenschicht (bis 300 mm Tiefe) zeigten wiederum die Jungbestände innerhalb der ersten 5 Jahre einen höheren Wasserverbrauch, mit einer Verringerung der Bodenfeuchte um -1,2 % im Vergleich zu reifen Beständen. Auch dieser Effekt wurde mit zunehmendem Aufwachsen der Jungbäume ausgeglichen.

Hinsichtlich wasserbezogener ÖSDL stiegen sowohl Abflussbildung als auch mengenmäßige Grundwasserbildung unter Jungbeständen geringfügig an (**Abb. 39**). Die durchschnittliche jährliche Grundwasserneubildung für das Szenario MAT betrug 194 mm, gegenüber 217 mm im Szenario JUV, was einem Anstieg von 12 % unter juvenilen Wachstumsbedingungen entspricht. Auf den oberflächennahen Grundwasserleiter entfielen im Falle von MAT 444 mm und im Falle von JUV 528 mm pro Jahr. Die Trendlinien für den Zeitraum deuteten darauf hin, dass sich im Zuge des Klimawandels die Wasservorräte im oberflächennahen Grundwasserleiter unter ausgewachsenen Beständen aufgrund des höheren Wasserverbrauchs der Pflanzen voraussichtlich etwas stärker verknappen.

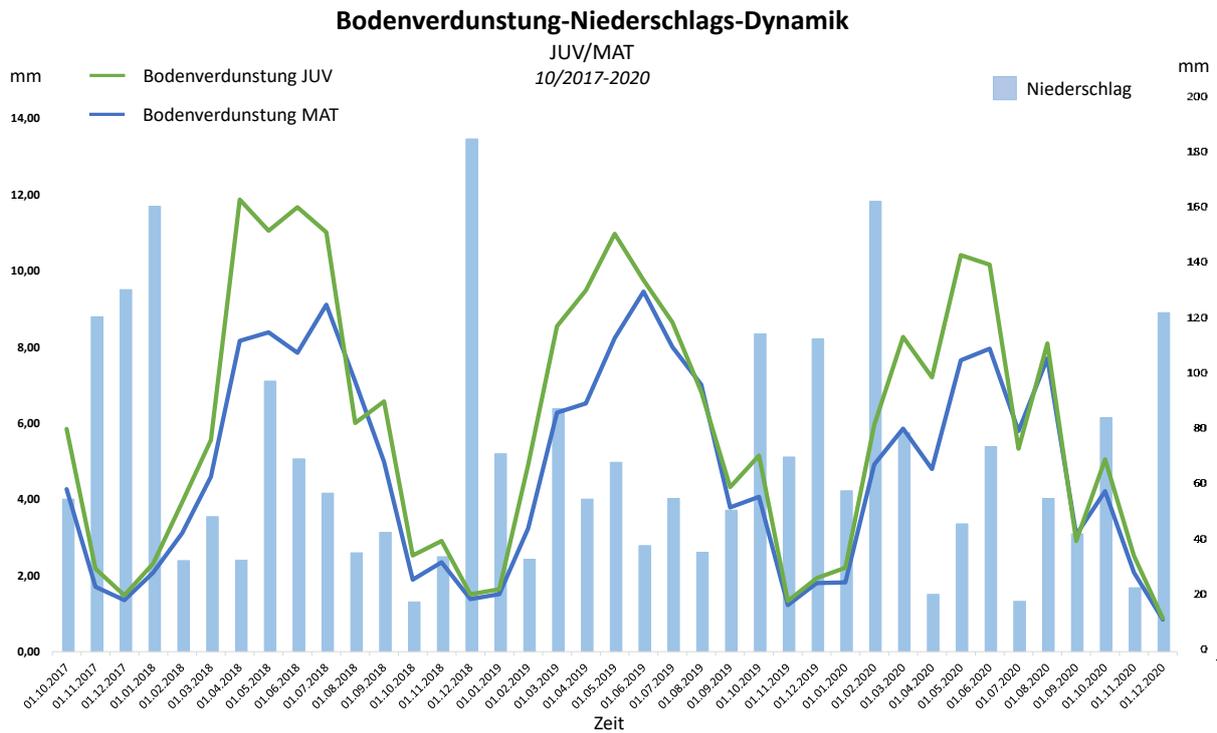


Abbildung 38: Dynamik der Bodenverdunstung (E_{Boden}) auf Jungbeständen (JUV) und Altebeständen (MAT) mit jahreszeitlicher Wechselwirkung mit Niederschlag für den Zeitraum 10/2017 bis 2020, basierend auf Monatswerten.

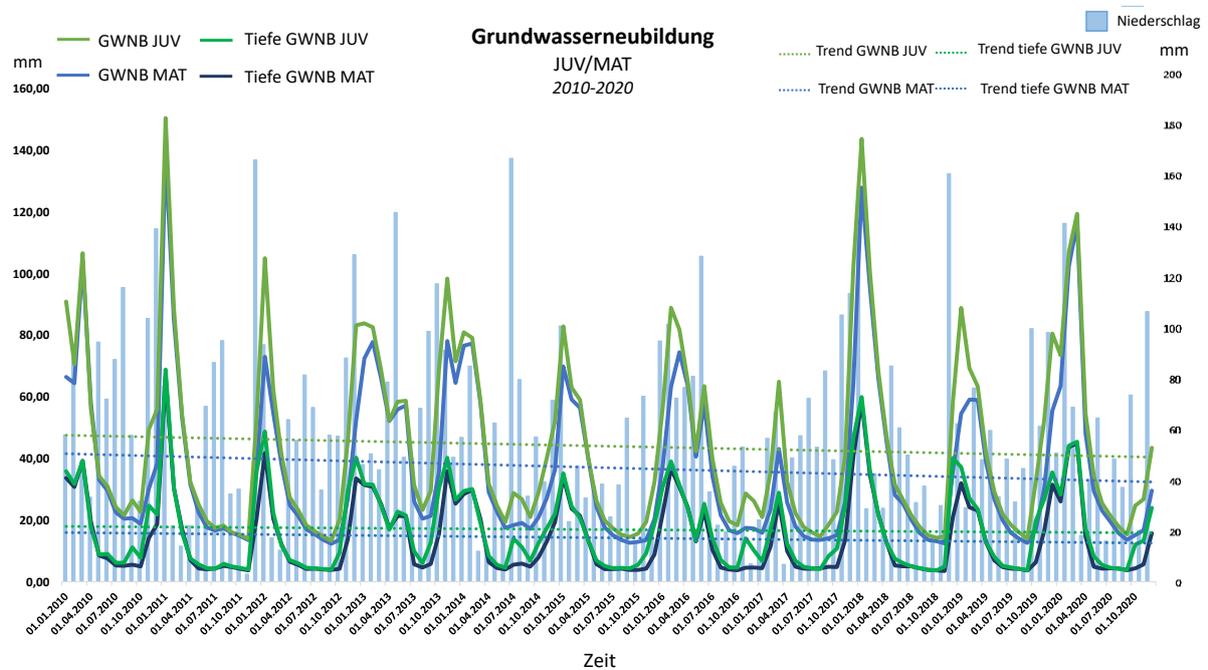


Abbildung 39: Grundwasserneubildung des oberen (GW_oben) und tieferen (GW_tief) Grundwasserleiters auf Einzugsgebietsebene für die Szenarien (JUV) und (MAT) von 2010 bis 2020, basierend auf Monatswerten.

Für den tiefen Grundwasserleiter zeigte sich ein moderater Rückgang der Wasserressourcen und ein weniger ausgeprägter Unterschied zwischen den Altersszenarien. Dennoch lässt sich für das JUV-Szenario in beiden Grundwasserleitern eine ausgeprägtere dynamische Reaktion auf Niederschlagseinträge feststellen. Dies kann durch die fehlende Ausgleichs- und Abfangfunktion des Kronendeckels erklärt werden.

Für die Bereitstellung sauberen Trinkwassers aus Waldökosystemen darf jedoch der qualitative Aspekt nicht vernachlässigt werden: Da in Jungbeständen ohne Kronenüberschirmung mehr Sonnenlicht den Waldboden erreicht und zu einer Erhöhung der Bodentemperatur führt, steigt die Umsatzrate von Nährstoffen, die infolge leichter ausgewaschen werden und zu einer Verschlechterung der Grundwasserqualität beitragen. Zur genauen Analyse der Unterschiede in der qualitativen Grundwasserbildung zwischen den

Bestandesarten muss eine entsprechende Modellkonstruktion erfolgen. Im Hinblick auf die mengenmäßige Grundwasserneubildung deuteten die Simulationen darauf hin, dass der Verdunstungsbedarf der entscheidende Faktor für die Unterschiede zwischen Jung- und Altbeständen war: Je höher der atmosphärische Verdunstungsanstoß, desto ausgeprägter war der Unterschied zwischen den Bestandesarten.

Der mittlere jährliche Oberflächenabfluss stieg im JUV-Szenario leicht von 8 mm (MAT) auf 8,3 mm (3,2 % Anstieg für Szenario JUV). Dabei ist die zeitliche Verteilung des Niederschlags zu berücksichtigen. Wie aus **Abb. 40** hervorgeht, zeigte Szenario JUV einem Anstieg ausgeprägter Abflussspitzen bei höheren Niederschlagsmengen: Im Winter 2017/2018 langanhaltenden, hohen Niederschlagswerten stieg der Oberflächenabfluss um bis zu 167 % (Dezember 2017) für JUV im Vergleich zu MAT.

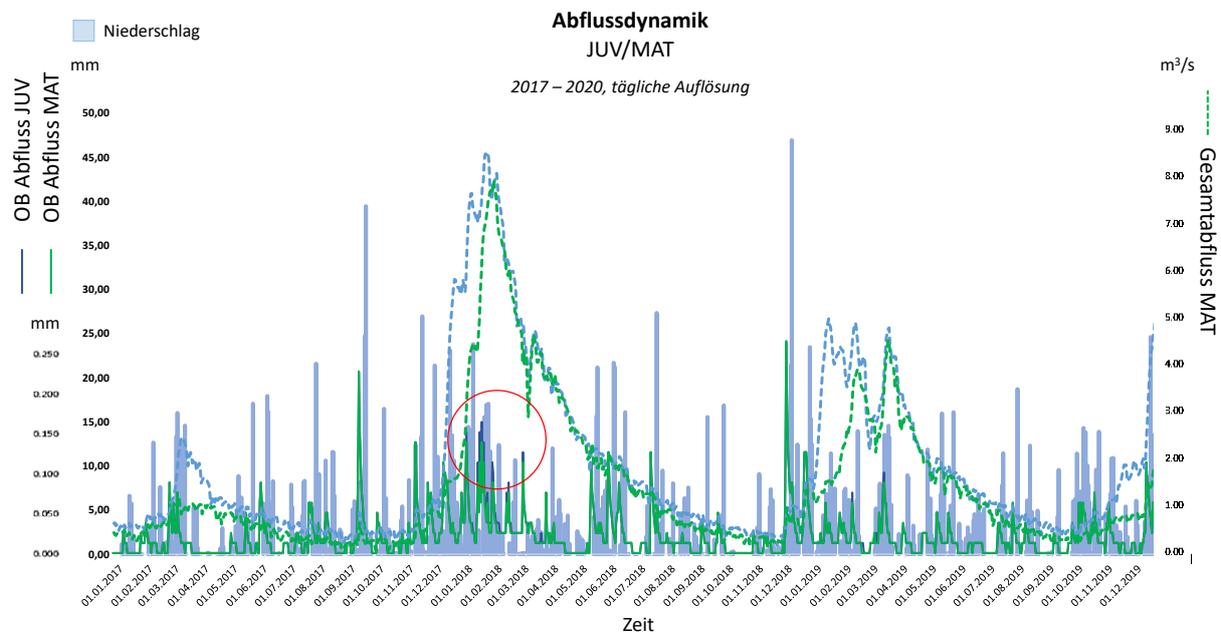


Abbildung 40: Zusammenspiel von Oberflächenabfluss (OBAbfl) [mm], Gesamtabfluss (Abfl) [m³/s], und Niederschlag (N) [mm] auf Einzugsgebietebeine nach den Bestandesalters-Szenarien (JUV) und (MAT) von 2017 bis 2020, basierend auf täglichen Werten.

Im Szenario MAT betrug der durchschnittliche jährliche Zwischenabfluss 167 mm, bei JUV 209 mm (das entspricht einem Anstieg um 25 %). Der Gesamtabfluss am Vorfluter stieg im Falle des Szenarios JUV um durchschnittlich 27 % pro Jahr. Ein solcher Anstieg kann in Abflussspitzen an der Entstehung von Sturzfluten mitwirken. Die Simulationen bestätigen die Annahmen, dass voll entwickelte Kronen eine mildernde, verzögernde Wirkung auf das Abflussgeschehen entfalten, sowohl mengenmäßig als auch zeitlich. Der gegenteilige Effekt zeigte sich bei schwach entwickelten Baumkronen in Jungbeständen: Obwohl die absolute Veränderung des Oberflächenabflusses im Durchschnitt nicht besonders hoch war, zeigte sich die kurzgeschlossene Abflussreaktion in Jungbeständen deutlicher. Bei der Auswirkung von Schadflächen mit Naturverjüngung auf das Abflussgeschehen fallen damit die räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster der Niederschläge ins Gewicht. Die Bestandesart kann bei künftig häufiger auftretenden schweren Sturmereignissen eine Rolle bei der Entstehung kritischer Quellgebiete für Oberflächenabfluss spielen. Dies gilt insbesondere bei gleichzeitiger Bodenverdichtung in Jungbeständen, wodurch erhöhte Oberflächenabflussspitzen zusätzlich gefördert werden.

Dennoch muss bei der Bewertung dieser Ergebnisse berücksichtigt werden, dass der Szenarioaufbau künstlich ist. Unter realen Bedingungen sind Kahlagen mit Naturverjüngung im Pfälzerwald räumlich sehr begrenzt (siehe **Abb. 41**), sodass ihre hydrologische Wirkung als sehr gering einzuschätzen ist. Im Zuge des Klimawandels können durch Windwurf, Kalamitäten oder Dürre allerdings größere Flächenanteile kahl fallen, womit auch der Einfluss hier dargestellter Bedingungen auf den Wasserkreislauf wirksamer würde.

Um die hydrologischen Unterschiede zwischen JUV und MAT hinsichtlich Ursache und Wirkung abzuschätzen, wurden zwei Zeiträume verglichen, innerhalb derer die klimatischen Bedingungen sehr verschieden waren: der Zeitraum von 2010 bis 2020 war durch relativ geringe Niederschlags-einträge (816 mm/aa) bei gleichzeitig steigendem

atmosphärischem Verdunstungsbedarf gekennzeichnet (die potentielle Evapotranspiration lag bei durchschnittlich 825 mm pro Jahr). Ein kontrastierender Zeitraum mit relativ hohen Niederschlagseinträgen und geringerem Verdunstungsanstoß fand sich in den Jahren zwischen 1961 bis 1971 mit durchschnittlich 1195 mm Niederschlag und 774 mm pET pro Jahr. **Tabelle 10** zeigt die Unterschiede der beiden Szenarien für ausgewählte Wasserhaushaltskomponenten in beiden Zeitreihen.

Bei höheren Niederschlagseinträgen in das System und gleichzeitig geringerem Verdunstungsbedarf, wie in den Jahren 1961 bis 1971, flachten die Unterschiede zwischen JUV und MAT tendenziell ab. Das kann dadurch erklärt werden, dass mit zunehmender Niederschlagsintensität der Direkt-niederschlag auch in übershirmten Beständen steigt (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990; RAKEI et al. 1992). Daher wird in beiden Fällen dem Boden mehr Wasser zugeführt und der Pflanzenbedarf entsprechend gedeckt. Geringere Niederschlags-einträge führen hingegen zu relativ höheren Einträgen in wenig übershirmten Jungbeständen. In Altbeständen hingegen wird weniger intensiver Niederschlag vom Kronendach zurückgehalten. Auch der atmosphärische Verdunstungsanstoß wirkt sich entscheidend auf den hydrologischen Unterschied zwischen den Bestockungsarten aus: Mit hohem Verdunstungsanstoß stieg unter nahezu Freilandbedingungen (JUV) zwar die Bodenverdunstung im Vergleich zu Altbeständen an, bei gleichzeitig knapperer Bodenwasserverfügbarkeit wurde in Altbeständen allerdings relativ mehr Bodenwasser durch den Pflanzenbedarf verbraucht, wie zwischen 2010 und 2020 zu sehen. Dies erklärt, dass die Abweichung zwischen JUV und MAT mit erschöpftem Bodenwasserspeicher zunimmt, wohingegen sich bei ausreichender Wasserverfügbarkeit zur Deckung des Verdunstungs- und Pflanzenbedarfs die beiden Szenarien bis zu einem gewissen Grad ausgleichen.

Im Vergleich mit dem Zeitraum von 1961 bis 1971 lässt sich daher schließen, dass der Unterschied im Wasserhaushalt zwischen Beständen

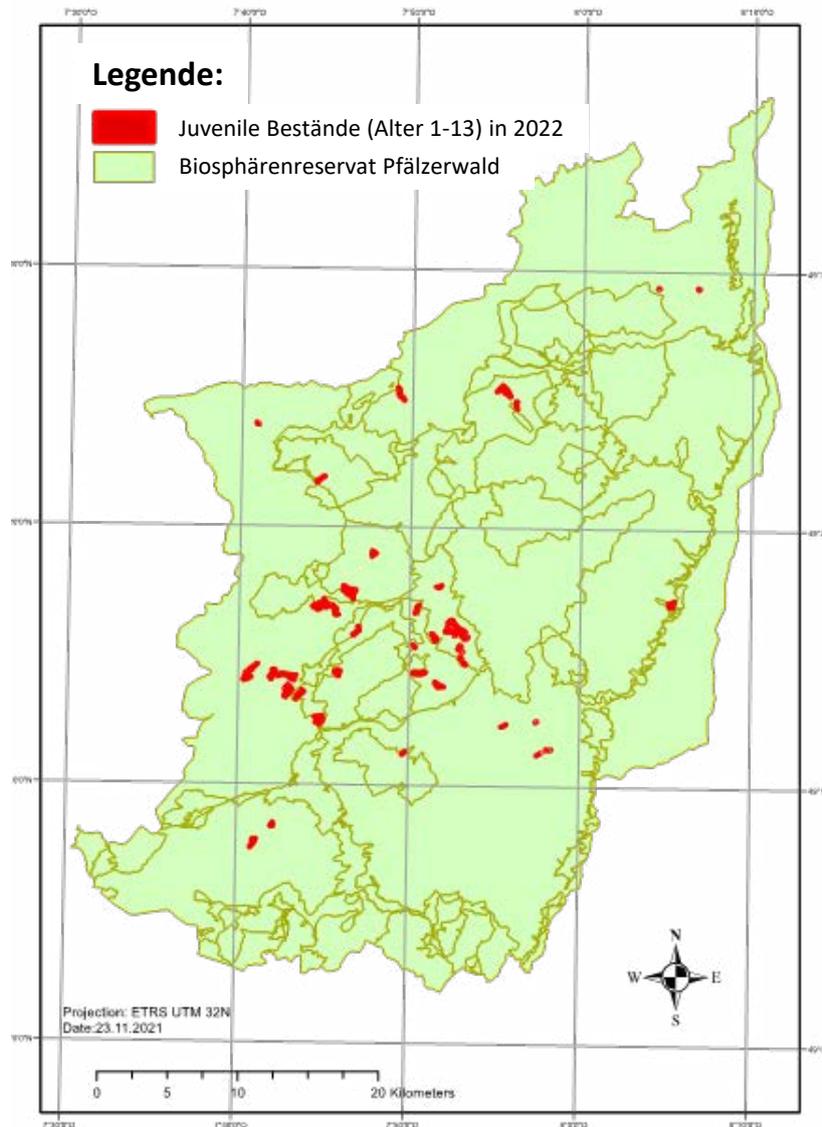


Abbildung 41: Tatsächliche räumliche Verteilung von Jungbeständen im Alter zwischen 3 und 13 Jahren im Biosphärenreservat Pfälzerwald (Stand 2019).

mit Baumkronenbedeckung und Kahllagen am ausgeprägtesten ist, wenn der Verdunstungsbedarf hoch ist und die Wassereinträge gleichzeitig gering. Bei intensivem Niederschlag und geringem Verdunstungsanstoß wurde die Verzögerungs- und Speicherwirkung der Baumkronen ausgeglichen, da Bestandsniederschlag und Freilandniederschlag sich mit zunehmender Niederschlagsintensität annähern (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1990).

Da der Modellaufbau künstlich ist, entspricht die räumliche Flächenausdehnung nicht den realen Bedingungen. Darüber hinaus konkurriert die wachsende Bodenvegetation in der Realität schnell mit Baumsetzlingen um Wasser, Nährstoffe und Licht (URBAN NILSSON & HÄLLGREN 1996; CRAINE & DYPZINSKI 2013; KOMPA 2004), führt schnell zu Bodenbedeckung und erhöht die Gesamttranspiration (PRETZSCH 2019; SCHMALTZ 1969 in PECK & MAYER 1969). Die Kraut- und Strauchschicht kann während Dürreperioden

Tabelle 10:

Änderung in % zwischen den Altersszenarien JUV und MAT im Zeitraum 1961 - 1971 und 2010 - 2020, sowie der Unterschied (Änderung in %) zwischen den Zeitreihen mit stark abweichenden klimatischen Bedingungen.

Periode	Änderung in % für JUV im Vergleich zu MAT		Änderung in % für 2010-2020 in Bezug zu 1961-1971		
	1961-1971	2010-2020	Szenario	JUV	MAT
Tatsächliche ET	-11	-13		-21	-23
Bodenevaporation	8	42		-18	-38
Bodenfeuchte	14	32		-18	-30
Oberflächennahe Grundwasserneubildung	14	18		-33	-35
Tiefe Grundwasserneubildung	14	12		-25	-24
Versickerung	15	27		-40	-45
Oberflächenabfluss	6.5	3		-45	-43
Zwischenabfluss	15	25		-39	-43
Wasserspende	15	24		-39	-43
Gesamtabfluss	14	27		-40	-46

sogar eine Hauptquelle für Wassermangel sein (GOBIN et al. 2015). Für eine realistische Modellierung der Verjüngungseffekte ist daher die Simulation der Bodenvegetation unabdingbar. Ein entsprechender Modellaufbau kann mit SWAT+ umgesetzt werden (BIEGER et al. 2016) und sollte in weiteren Schritten erfolgen. Für Gebiete mit einem erheblichen Anteil an Kahlflecken lassen sich dennoch Schlüsse ziehen: Für eine sich entwickelnde Zukunft mit hohem Verdunstungsbedarf aufgrund steigender Lufttemperatur, kombiniert mit knapper Wasserverfügbarkeit und häufigeren Dürrephasen innerhalb der Vegetationsperiode, wie in den Klimaszenarien für RCP8.5 in der Mitte des Jahrhunderts projiziert, wird angenommen, dass der hydrologische Effekt, den Jungbestände im Vergleich zu Altbeständen zeigen, am deutlichsten hervortritt.

Naturverjüngung ist in Dauerwäldern ein natürliches Phänomen, das evolutionäre Dynamiken und genetische Anpassung mit sich bringt und möglicherweise auch die Reaktion, Reorganisation und Erneuerung des Ökosystems auf

sich ändernde klimatische Bedingungen und geografische Verbreitungsgrenzen erhöht (FADY et al. 2016; PARMESAN et al. 2003; GUNDERSON & HOLLING 2001). Aufgrund der Langlebigkeit von Bäumen und dem daraus resultierenden Konflikt mit dem rasch fortschreitenden Klimawandel, gefährdet eine Fehlanpassung nicht nur den Erhalt des Waldes selbst, sondern auch die damit verbundene Bereitstellung von ÖSDL. Besonders frühe Lebensstadien in der Etablierungsphase der Bäume fördern die genetische Anpassung (JUMP et al. 2006; MUFFLER et al. 2021). In dieser Hinsicht können Naturverjüngungen einen genetisch günstigen Effekt auf die Waldzusammensetzung im Hinblick auf den Klimawandel haben (THOM et al. 2018). Im Zusammenhang mit waldbaulichen Maßnahmen zur Erhöhung des Retentionspotentials von Waldflächen ist die Abmilderung negativer Auswirkungen der Jungbestände auf die Wasserregulierung in Form erhöhter Abflussspitzen bei Starkregen zu diskutieren. Die Bewertung kritischer Quellgebiete (CSA) der Oberflächenabflussentstehung muss daher in den Fokus rücken, um entsprechende Maßnahmen umzusetzen.

6 Schlussfolgerungen

Das Ziel dieser Studie war es, wasserbezogene Regulierungs- und Versorgungsleistungen im Zusammenhang mit dem Abflussregime und der Grundwasserneubildung im Biosphärenreservat Pfälzerwald im Südwesten Deutschlands mithilfe einer hydrologischen Modellierung mit SWAT+ zu bewerten. Um die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet abzubilden, wurde das SWAT+-Modell an die Bedingungen der lokalen Dauerwaldgesellschaft angepasst. Zur Analyse der Ökosystemdienstleistungen in Bezug auf Hochwasserschutz und Trinkwasserversorgung wurden Wasserspeicherung und -pufferung, Bodenfunktionen und Bestandsstruktur sowie die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten im Zusammenhang mit der Waldbewirtschaftung und dem Klimawandel untersucht. Der Modellaufbau von SWAT+ sprach sensibel auf Veränderungen im Ökosystem in Bezug auf Bestandesstrukturen und Bodenfunktionen an, sodass mögliche Auslöser für Verschlechterungen der ÖSDL bewertet werden konnten. In dieser Studie wurden Bodenverdichtungen durch das Befahren mit schweren Erntemaschinen, Schadflächen mit Naturverjüngung infolge forstwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken oder durch Windwurf, Schädlinge und Katastrophen im Zuge des Klimawandels, sowie der Klimawandel selbst als Stressfaktor für Waldökosysteme als mögliche Risikofaktoren für die Verschlechterung wasserbezogener ÖSD im Wald angesehen. Für jeden dieser Einflussfaktoren wurden eigene Szenarien erstellt und mit dem Grundmodell verglichen, das den aktuellen Zustand auf Basis von Felddaten (Erhebung des Bodenzustands, Waldinventur) darstellte. Alle drei Einflussfaktoren erwiesen sich als wirksam auf den Wasserhaushalt des Waldes und damit auf die daraus hervorgehenden wasserbezogenen ÖSDL.

Die Anfälligkeit des Waldes für Verschlechterungen der Ökosystembedingungen lässt den Schluss zu, dass für die Erhaltung gesunder Wechselbeziehungen, insbesondere angesichts der gegebenen Herausforderung des Klimawandels, sorgfältig

angepasste Schutzmaßnahmen erforderlich sind. Von zentraler Bedeutung dafür werden die Identifizierung von kritischen Bereichen für die Entstehung von Oberflächenabfluss (CSA) sowie die Erhaltung und Wiederherstellung der Beständigkeit des Wasserkreislaufs (hydrologische Kontinuität) in Waldbeständen angesehen. Insgesamt bestätigte die Simulationen die günstigen Bedingungen, die Wälder durch Wasserrückhaltung, Regulierung des Wasserflusses und ungestörter Bodenfunktionen für die Bildung von tiefem Grundwasser bieten. Mit einer Grundwasserneubildung in tieferen Grundwasserstockwerken von durchschnittlich 177 mm pro Jahr (21,6 % des durchschnittlichen Jahresniederschlags) trägt der Pfälzerwald durch seine günstigen geologischen Bedingungen maßgeblich zur Trinkwasserversorgung der umliegenden Gemeinden bei. Durch die hohe Versickerungsrate des Buntsandsteins in der Region zeigt der Wald mit nur 12,5 mm im jährlichen Mittel (1,5 % des durchschnittlichen Jahresniederschlags werden über Land transportiert) einen erheblichen Minderungseffekt auf die Abflussbildung. Da ein Großteil des abfließenden Wassers (169 mm pro Jahr, 20,6 % des langjährigen durchschnittlichen Jahresniederschlags) als Zwischenabfluss unterirdische Fließpfade nimmt, reagiert das Wasserregime stark verzögert und leistet somit einen wesentlichen Beitrag zum dezentralen Hochwasserschutz in Menge und Zeit. Es wurde jedoch festgestellt, dass erhöhte Niederschlagsmengen, die die Versickerungsfähigkeit der Sandböden überstiegen, in einer kurzgeschlossenen Abflussreaktion zu ausgeprägten Spitzen in Oberflächenabfluss und Gesamtabfluss führten. Daher wird bei der Bewertung von Verbesserungsmaßnahmen für den dezentralen Hochwasserschutz empfohlen, kritische Quellbereiche für die Abflussbildung im Wald in den Fokus der Waldbewirtschaftung zu rücken.

Klimaprojektionen

Die internationale Expertengruppe der Vereinten Nationen zum Klimawandel (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC 2013, 2018) lässt keinen Zweifel am Einfluss menschlichen Handelns auf die globale Klimaentwicklung. Um Veränderungen des Klimas und deren Auswirkungen auf menschliche Gesellschaften in der Zukunft abzuschätzen, werden Vorhersagen über die zukünftige Entwicklung des Klimas durch Klimamodelle simuliert. Klimamodelle können, trotz aller Unsicherheiten (Becker et al. 2008; Krähenmann 2019), wesentliche Zusammenhänge im Wasserkreislauf sowie deren Auswirkungen auf wasserbezogene ÖSDL des Waldes abbilden. So lassen sich mögliche Handlungsfelder für die heutige Waldbewirtschaftung aufzeigen, um den Waldbau an die Herausforderungen anzupassen, die die Langlebigkeit der Waldökosysteme mit sich bringt. Für die Zukunft werden ein höherer Verdunstungsbedarf der Atmosphäre, eine Verlängerung der Vegetationsperiode und häufiger auftretende Dürreperioden und Starkregenereignisse vorhergesagt. Dadurch erhöht sich der Wasserbedarf der Vegetation und es kommt deutlich früher im Jahr zu einer negativen Wasserbilanz und folglich zu einer Erschöpfung des Bodenwassers innerhalb der Vegetationsperiode. Dies führt nicht nur zu einer verknappten Wasserversorgung der Bäume, was zunehmend Trockenstress und damit einhergehend mögliche Vitalitätsverluste fördert, sondern verkürzt auch die Zeitspanne der Grundwasserneubildung. Ein deutlicher Rückgang der Grundwasserneubildung, und damit der Trinkwasserressource, wurde für die Mitte des Jahrhunderts prognostiziert. Mit steigenden Niederschlägen, wie im Falle des „Kein Klimaschutz“-Szenarios bis zum Ende des Jahrhunderts, könnte sich die Erschöpfung der Grundwasserspeicher zwar etwas erholen, dennoch werden hier weiterhin ausgedehnte Dürreperioden in den Sommermonaten angezeigt, sodass Vitalität und Erhalt der Waldgesellschaft insgesamt bedroht sind. In Bezug auf dezentralen Hochwasserschutz simulierten die Zukunftsszenarien einen direkten Zusammenhang zwischen Oberflächenabfluss und

den Niederschlagsmengen, sodass bei abnehmendem Niederschlagstrend weniger Oberflächenabfluss auftrat. Da schwere Unwetterereignisse häufiger erwartet werden und ausgetrocknete Böden in Dürreperioden wasserabweisend wirken, wird damit gerechnet, dass Abflussspitzen zu plötzlichen Anstiegen der Ganglinie in Fließgewässern führen. Angesichts der zusätzlichen Erhöhung von Oberflächenabfluss durch die aktuelle Bodenverdichtung, sind Maßnahmen zur Erhöhung des Rückhaltepotentials angezeigt, um die hohe Qualität der Wasserflussregulierung im Wald aufrechtzuerhalten. Letztendlich birgt eine begrenzte Anpassungsfähigkeit der Waldökosysteme an die rasch voranschreitenden Veränderungen des globalen Klimas die Gefahr des Waldsterbens mit enormen Folgen für wasserbezogene ÖSDL. Um den Waldbau an zukünftige Herausforderungen anzupassen, müssen sich die forstlichen Anstrengungen daher auf die Stärkung der Widerstandsfähigkeit der Bestände (Landesforsten Rheinland-Pfalz 2020) und die Beständigkeit des Wasserkreislaufs konzentrieren. Diversifikation in Form einer auf den Standort abgestimmten Baumartenmischung, die auf der natürlichen Waldgemeinschaft aufbaut, federt die durch den Klimawandel verursachten Risiken weitestgehend ab (Cavers & Cottrell 2015, Hussendörfer 1996, Roloff & Grundmann 2008 in BfN 2020b; Mitchell 2008). Entsprechend der aktuellen Grundsatzanweisung (Landesforsten Rheinland-Pfalz 2020) sollte die natürliche Sukzession durch punktuelle Pflanzungen mit klimaresilienten Baumarten auf Schadflächen und Kahllagen ergänzt werden, wenn die Naturverjüngung nicht ausreicht. Trotz aller Maßnahmen, die in der aktuellen Richtlinie umgesetzt sind, müssen die Bemühungen zur Verbesserung der Beständigkeit des Wasserkreislaufs mit Schwerpunkt auf der Erhaltung des Waldinnenklimas intensiviert werden, um Dürreauswirkungen abzumildern (Müller & Schüler 2021).

Bodenverdichtung

Die Modellierung zeigte, dass die im gesamten Gebiet günstigen Versickerungsbedingungen des Buntsandsteins und die geringe Anfälligkeit für Verdichtung von sandigen Böden das Ausmaß negativer Auswirkungen von Bodenverdichtung abpuffern. So zeigten sich im Pfälzerwald nur moderate Anzeichen einer Verschlechterung wasserbezogener ÖSDL als Folge der Befahrung. Dennoch zeigte sich eine kurzgeschlossene Abflussreaktion bei hohen Niederschlagseinträgen als sehr wirksam im Gesamtgebiet: Das Wegesystem, sowie Rückegassen und vorbelastete Gebiete mit lehm- und schluffdominierten Böden leisten einen deutlichen Beitrag zur Erhöhung von Abflussspitzen, was die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Verbesserung des Rückhaltepotenzials anzeigt. Der negative Effekt dieser Bereiche auf das Abflussgeschehen kann dadurch abgemildert werden, dass das Oberflächenwasser von den Wegen weggeleitet wird, um wieder in die angrenzenden Waldbestände zu entwässern. Das kann durch Rundprofile im Wegebau, Mulden und Rigolen entlang der Wege bewerkstelligt werden. Für das Rückegassennetz sind Rückführungsmaßnahmen, die den Rückfluss des abfließenden Wassers aus verdichteten Flächen in die Bestände fördern, angezeigt, aber auch alternative, bodenschonendere Ernte- und Vorlieferverfahren wie Seilkranstrecken, insbesondere auf gefährdeten Flächen (Gaumitz 1991; Gallus et al. 2007). Direkter Abfluss von wasserführenden Rückegassen in linienförmige Strukturen muss vermieden werden. Da die Verdichtung entlang von Rückegassen zudem die Baumvitalität herabsetzt, sollte sie auf ein Minimum beschränkt werden (Schönauer et al. 2021). Außerdem tragen Ernteverfahren, die dafür sorgen, dass Rückstände im Bestand verbleiben, dazu bei, die grundlegenden Lebensraumanforderungen der Bodenlebewesen aufrechtzuerhalten und den mineralischen Boden und die organische Substanz zu schützen. Dadurch erhöht sich auch die Wasserspeicherfähigkeit der Humusaufgabe, was Trockenstress abpuffert. Diese Analyse stützt die Annahme, dass die Anfälligkeit von Böden gegen-

über Verdichtung mit dem Anteil an Schluff- und Tonbodenpartikeln zunimmt. Dies muss in Gefährdungskarten für die Befahrung berücksichtigt werden. Der Einsatz von Forstmaschinen sollte den Bodenbedingungen Rechnung tragen, um die Befahrung unterhalb einer ökologisch degenerativen Schwelle zu halten. Dazu gehört neben dem Substrat und der Vorbelastung auch der Wassergehalt des Bodens. Aus hydrologischer, bodenkundlicher und ökologischer Sicht muss die Konzentration auf möglichst wenige Rückewege im Vordergrund stehen. Die genaue Vorhersage der Befahrbarkeit auf der Grundlage tatsächlicher Bedingungen unter Berücksichtigung von Vorbelastung und Bodenanfälligkeit kann die negativen Auswirkungen minimieren. Mit zunehmendem Schluff- und Lehmanteil des Bodens muss der Einsatz von schwerem Gerät, insbesondere bei feuchten Bodenverhältnissen, auf ein möglichst geringes Maß bis hin zum Verzicht auf Fahrarbeiten eingeschränkt werden. Daher wird empfohlen, Befahrbarkeitskarten, die standörtliche Kenntnisse feuchter und sensibler Gebiete, Vorbelastung und Hangneigung einbeziehen, in einem Entscheidungsunterstützungssystem umzusetzen, wie es derzeit in einem laufenden Dissertationsprojekt am FAWF entwickelt wird (Ansprechpartner: Ingo Siebert).

Schadflächen mit Naturverjüngung

Die Simulationen bestätigten die bremsende und abpuffernde Wirkung voll entwickelter Kronenüberschirmung auf den Wasserhaushalt der Wälder. Bei nicht oder gering entwickelten Kronendächern erhöhte sich die Abflussbildung. Durch die höhere Sonneneinstrahlung in nicht-überschirmten Beständen kann mit einer erhöhten Verfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen gerechnet werden, die im Zusammenhang mit höheren Abflussraten in Oberflächengewässer und Grundwasser ausgetragen werden. Infolge steigender Bodentemperaturen auf verjüngten Beständen stieg ebenfalls die Bodenverdunstung, und zwar umso mehr, je weniger entwickelt die

Kronenbedeckung und je höher der Verdunstungsbedarf der Atmosphäre war. Die negativen Auswirkungen juveniler Bestände auf den Wasserhaushalt waren umso ausgeprägter, je höher der Verdunstungsbedarf der Atmosphäre, je knapper die Wassereinträge und je geringer die Kronenüberschirmung. Geschlossene Bestände, die die Aufrechterhaltung eines intakten Waldinnenklimas gewährleisten, zeigten hingegen deutlich die Pufferwirkung von Waldökosystemen im Hinblick auf Temperaturentwicklung, Verdunstung und Abflussgeschehen. In Jungbeständen erhöht die sich rasch ausbreitende Krautschicht (hier nicht summiert) die Gesamttranspiration des Bestandes. Der zusätzliche Wasserverbrauch kann in Trockenperioden innerhalb der Vegetationsperiode zu einer Verringerung des verfügbaren Bodenwassers führen.

Bei einer künftigen Entwicklung mit zunehmendem Windwurf, Schädlingsbefall und Dürrebelastung können Kahllagen und Schadflächen in Anzahl und Ausdehnung zunehmen, was Maßnahmen zur Erhöhung des Rückhaltepotenzials in betroffenen Gebiet erforderlich macht. Dies kann durch die Etablierung kleinräumiger vertikaler Strukturen sowie temporärer horizontaler

Strukturen mit einem hohen Anteil dienender, nachwachsender Bäumen (Unter- und Mittelschicht) gewährleistet werden (Müller & Schüler 2021). (Vor-)Verjüngungs- und laubbaumreiche Mischbestände erfüllen langfristig ihre Wasserschutzfunktionen, da die natürliche Bodenfruchtbarkeit, Bodenstruktur und biologische Aktivität (insbesondere die Grobporen fördernde Makrofauna) und damit die Versickerungs- und Rückhaltefähigkeit erhalten bleiben und verbessert werden (ebd.). Aufgrund ihrer hohen genetischen Vielfalt wird davon ausgegangen, dass die natürliche Verjüngung bessere Voraussetzungen für die Etablierung angepasster Baumindividuen bietet als künstliche Verjüngungsverfahren (Cavers & Cottrell 2015, Hussendörfer 1996, Roloff & Grundmann 2008 in BfN 2020b). Bei allen waldbaulichen Eingriffen muss besonderes Augenmerk auf die Erhaltung bzw. Verbesserung des Waldinnenklimas und der Bodenwasserversorgung gelegt werden, um Temperaturextreme abzufedern und die Konkurrenz um Wasser zu verringern (Bolte & Ibsch 2007; Ellison et al. 2017, Vose et al. 2016 in BfN 2020b).

Abbildung 42 fasst empfohlene Maßnahmen, die sich aus der Studie ableiten lassen, zusammen.

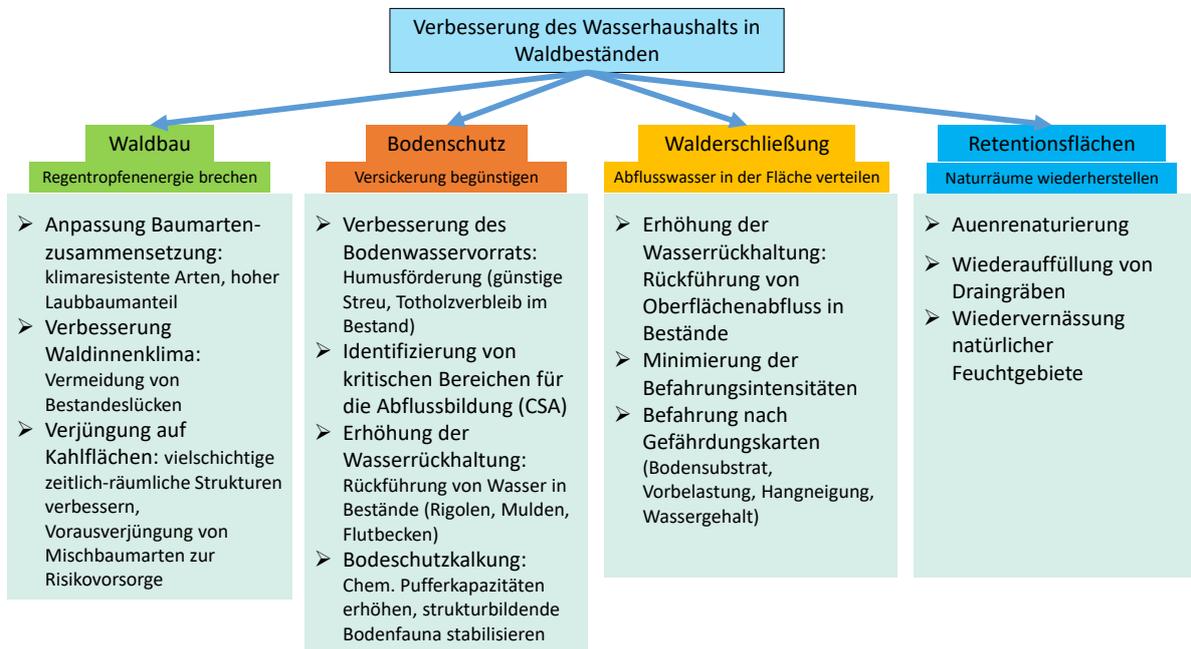


Abbildung 42: Maßnahmekatalog für die Verbesserung des Wasserhaushalts in Wäldern abgeleitet aus den Ergebnissen der Studie.

V Literaturverzeichnis

- AG GEOLOGIE (2021):** Geologische Kartieranleitung. Abrufbar: <https://www.geokartieranleitung.de/Fachliche-Grundlagen/Stratigraphie-Kartiereinheiten/Stratigraphie-der-Bundesrepublik/Tabellen-der-Bundesl%C3%A4nder/Rheinland-Pfalz/Perm>
- AMPOORTER, E., DE SCHRIJVER, A., VAN NEVEL, L., HERMY, M., VERHEYEN, K. (2012):** Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: results of a meta-analysis. *Annals of Forest Science* (2012) 69:533-542.
- ANDERSON, M.G., McDONNELL, J.J. (2005):** Encyclopedia of Hydrological Science. John Wiley & Sons Ltd., ISBN 13: 978-0-471-49103-9.
- ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINDE FORSTEINRICHTUNG (1980):** Forstliche Standortaufnahme. Landwirtschaftsverlag, 4. Auflage, 188 S.
- ARNÁEZ, J., LARREA, V., ORTIGOSA, L. (2004):** Surface runoff and soil erosion on unpaved forest roads from rainfall simulation tests in north-eastern Spain. *Catena* 57 (2004), pp. 1-14.
- ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S., WILLIAMS, J.R. (1998):** Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), pp. 73-89.
- ARNOLD, J.G. & FOHRER, N. (2005):** SWAT2000: Current Capabilities and Research Opportunities in Applied Watershed Modelling. *Hydrological Processes* 19:563-572.
- ARNOLD, J.G., YOUSSEF, M.A., YEN, H., WHITE, M.J., SHESHUKOV, A.Y., SADEGHI, A.M., MORIASI, D.N., STEINER, J.L., AMATYA, D.M., SKAGGS, R.W., HANEY, E.B., JEONG, J., ARABI, M., GOWDA, P.H. (2015):** Hydrological Processes and Model Representation: Impact of Soft Data on Calibration. *Transactions of the ASABE* 58 (6):1637-1660.
- ASSMANN, A. & H. GÜNDRA (1999):** Die Bedeutung integrierter Planungsverfahren für die Umsetzung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen. *Hydrol. u. Wasserbewirtsch.*, 43, pp. 160-164.
- AUERSWALD, K., FIENER, P., DIKAU, R. (2009):** Rates of sheet and rill erosion in Germany – A meta-analysis. *Geomorphology* 111 (2009), pp. 182-193.
- BACKES, C., GALLUS, M., SCHUBERT, G., SCHÜLER, G., VASEL, R. (2007):** Entschärfung von linearen Abflüssen durch vorsorgende Waldwegebau-technik. In: SCHÜLER, G., GELLWEILER, I. & SEELING, S. (EDS.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft*, Nr. 64/07, S. 51-60.
- BAFFAUT, C., JOHN SADLER, E., GHIDEY, F. & ANDERSON, S.H. (2015):** Long-term agroecosystem research in the Central Mississippi River Basin: SWAT simulation of flow and water quality in the Goodwater Creek Experimental Watershed. *J. Environ. Qual.* 44, 84.
- BARTSCH, N. & RÖHRIG, E. (2016):** Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. Springer Spektrum, 2.Auflage, ISBN 978-3-662-44267-8.
- BAUER, C. (2019):** Anomalie Wasser. Diplomarbeit, Institut für Experimentelle Physik, Karl-Franzens-University Graz.
- BAUMGARTNER, A. (1990):** Verdunstung. In: BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J. (1990): Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart. ISBN 3-443-30001-4

- BAUMGARTNER, M., HESSE, B. D., AUGUSTAITIENE, I., MAROZAS, V., MOZGERIS, G., BYCENKIENE, S., MORDAS, G., PIVORAS, A., PIVORAS, G., JUONYTE, D., ULEVICIUS, V., AUGUSTAITIENE, A., MATYSSEK, R. (2019):** Responses of species-specific sap flux, transpiration and water use efficiency of pine, spruce and birch trees to temporarily moderate dry periods in mixed forests at a dry and wet forest site in the hemi-boreal zone; *Journal of Agricultural Meteorology* Nr. 75, pp. 13-19.
- BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J. (1990):** Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart. ISBN 3-443-30001-4.
- BAYER, B. & SCHRADER, S. (1997):** Auswirkungen der Bodenbearbeitung und mechanischen Belastung im Ackerboden auf Milben und die biologische Bodenaktivität. *Berichte der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85 II, 469-472
- BECKER, P., DEUTSCHLÄNDER T., KOSSMANN, M., NAMYSLO, J., KNIERIM, A. (2008):** Klimaszenarien und Klimafolgen. Information on spatial development, Ausgabe 6/7.2008.
- BENNECKE, P. (1992):** Vorhersagbarkeit der Wasserbindungs- und Wasserleitfähigkeitsfunktion an bodenkundlichen Substratmerkmalen. In: *Regionalisierung der Hydrologie* (Hrsg.: DFG), VCH, Weinheim, S. 221-239.
- BEVEN, K. (1982):** On subsurface stormflow: an analysis of response times. *Hydrol. Sci. J.* 4: 505-521.
- BEVEN, K. (2012):** *Rainfall-Runoff Modelling - The Primer.* John Wiley & Sons, Ltd, 2. Auflage. ISBN 978-0-470-71459-1.
- BfN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2020A):** Fachkonzept Biotopverbund Gewässer und Auen. Background documents catalog of measures „Biotopverbund Blaues Band Deutschland“ and profile of measures „Biotopverbund Blaues Band Deutschland“ für das „Fachkonzept Biotopverbund Gewässer und Auen“ in „Blaues Band Deutschland“. **Autoren:** EHLERT, T., HEES, M., NEIKIRCHEN, B., RIECKER, T., RITZ, S. (BfN), ANLAUF, A., KREMPEL, C., LÜTZ, M., ONDRUCH, P., SCHULER, J. (BfG).
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2020B):** Wälder im Klimawandel: Steigerung von Anpassungsfähigkeit und Resilienz durch mehr Vielfalt und Heterogenität. Ein Positionspapier. 2. Korrigierte Fassung, Bonn – Bad Godesberg, April 2020.
- BIEGER, K., ARNOLD, J.G., RATHJENS, H., WHITE, M. J., BOSCH, D.D., ALLEN, P.M., VOLK, M., SRINIVASAN, R. (2016):** Introduction to SWAT+, a Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 53(1): 115– 130.
- BIOSPÄHRENRESERVAT PFÄLZERWALD-NORDVOGSEN (2021):** <https://www.pfaelzerwald.de/biosphaerenreservat/>
- BLOCK, J. (2006):** Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft*, Nr. 60/06, S. 1-27.
- BLOCK, J., DIELER, J., GAUER, J., GREVE, M., MOSHAMMER, R., SCHUCK, J. SCHWAPPACHER, V., WUNN, U. (2016):** Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit der Nährstoffversorgung bei der Holz- und Biomassenutzung im Rheinland-Pfälzischen Wald. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft*, Nr. 79/16, 230 S.
- BMI BUNDESMINISTERIUM FÜR INNERES (2013):** Bericht zur Flutkatastrophe 2013: Katastrophenhilfe, Entschädigung, Wiederaufbau. StabFH-51004/24#2.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.) (2006):** *Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 - Gewässergüte.* Berlin: BMU.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.) (2008):** *Grundwasser in Deutschland.* Reihe

- Umweltpolitik. **Autoren:** C. BANNICK, B. ENGELMANN, R. FENDLER, J. FRAUENSTEIN, H. GINZKY, C. HORNEMANN, O. ILVONEN, B. KIRSCHBAUM, G. PENN-BRESSEL, J. RECHENBERG, S. RICHTER, L. ROY, R. WOLTER (UBA – Umweltbundesamt).
- BMU & BfN - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT & BUNDESMINISTERIUM FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (2021):** Auenzustandsbericht 2021.
- BNATSCHG – BUNDES NATURSCHUTZGESETZ (2009):** Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege. Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), letzte Änderung durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3908).
- BOLTE, A., & IBISCH, P.L. (2007):** Neun Thesen zu Klimawandel, Waldbau und Naturschutz. AFZ-Der Wald 11/2007.
- BOSCH, J.M. & HEWLETT, J.D. (1982):** A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55, 3–23.
- BOTT, W. (2002):** Prozessorientierte Modellierung des Wassertransports zur Bewertung von Hochwasserschutzmassnahmen in bewaldeten Entstehungsgebieten. Dissertation, University Mainz. 114 S.
- BOTTINELLI, N., HALLAIRE, V., GOUTAL, N., BONNAUD, P., RANGER, J. (2014):** Impact of heavy traffic on soil microporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma* 217-218 (2014) 10-17.
- BRÉDA, N., HUC, R., GRANIER, A., DREYER, E. (2006):** Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63: 625-644.
- BREDEMEIER, M., COHEN, S., GODBOLD, D.L., LODE, E., PICHLER, V., SCHLEPPI, P. (HRSG.) (2011):** Forest Management and the water cycle. An Ecosystem-Based Approach. *Ecological Studies* 212. Springer Science+Buisness Media B.V. 2011. ISBN 978-94-007-1785-5.
- BROCKERHOFF, E.G., BARBARO, L., CASTAGNEYROL, B., FORRESTER, D.I., GARDINER, B., GONZALEZ-OLABARRIA, J.R., LYVER, P. O´B., MEURISSE, N., OXBROUGH, A., TAKI, H., THOMPSON, I.D., VAN DER PLAS, F., JACTEL, H. (2017):** Forest biodiversity, ecosystem functioning and provision of ecosystem services. *Biodivers Conserv*, Springer Science+Buisness Media B-V.
- BRODRIBB, T. (1996):** Dynamics of changing intercellular CO₂ concentration (ci) during drought and determination of minimum functional ci. *Plant Physiol.* (1996) 111:179-185.
- BUMB – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, NUKLEARE SICHERHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2015):** Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland.
- BURSCHEL, P. & HUSS, J. (1997):** Grundriß des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis. 487 S. 2. überarbeitete Fassung Berlin. ISBN 978-3-8263-3045-2.
- BUSCOT, F., VARMA, A. (2005):** Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions. Springer Berlin Heidelberg New York. ISBN 3-540-22220-0.
- BUTZEN, V., SEEGER, M., WIRTZ, S., HUEMANN, M., MUELLER, C., CASPER, M., RIES, J. B. (2014):** Quantification of Hortonian overland flow generation and soil erosion in a Central European low mountain range using rainfall experiments. *Catena* 113 (2014) 202-212.
- CANESSA, R., VAN DEN BRINK, L., SALDANA, A., RIOS, R.S., HÄTTENSCHWILER, S., MUELLER, C.W., PRATER, I., TIELBÖGER, K., BADER, M.Y. (2020):** Relative effects of climate and litter traits on decomposition change with time, climate and trait variability. *Journal of Ecology*, 2021; 190:447-458.
- CHICHARO, L., MÜLLER, F., FOHRER, N. (2015):** Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology. Springer Dordrecht Heidelberg New York London. ISBN 978-94-017-9845-7.

- CHOAT, B., JANSEN, S., BRODRIBB, T.J., COCHARD, H., DELZON, S., BHASKAR, R., BUCCI, S.J., FEILD, T.S., GLEASON, S.M., HACKE, U.G., JACOBSEN, A.L., LENS, F.; MAHERALI, H., MARTINEZ-VILALTA, J., MAYR, S., MENCUCCINI, M., MITCHEL, P.J., NARDINI, A., PITTERMANN, J., PRATT, R.B., SPERRY, J.S., WESTOBY, M., WRIGHT, I.J., ZANNE, A.E. (2012):** Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491: 752-755.
- CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., SCHWÄRZEL, K., BERNHOFER, C. (2011):** Relationships between canopy transpiration, atmospheric conditions and soil water availability—Analyses of long-term sap-flow measurements in an old Norway spruce forest at the Ore Mountains/Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 151 (2011) 1023–1034.
- COLLET, C., LÖF, M., PAGES, L. (2005):** Root system development of oak seedlings analysed using an architectural model. Effects of competition with grass. *Plant and Soil* (2006) 279:367-383.
- COSTANZA, R., DARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. (1997):** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630), 253–260.
- COSTANZA, R. DE GROOT, R., BRAAT, L., KUBISZEWSKI, I., FIORAMONTI, L., SUTTON, P., FARBER, S., GRASSO, M. (2017):** Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28, 1-16, Elsevier B.V. 2017.
- CRAINE, J. M., DYBZINSKI, R. (2013):** Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional ecology*, British Ecology Society.
- CZIHAK, G., LANGER, H. & ZIEGLER, H. (EDS.) (1996):** *Biologie. Ein Lehrbuch.* 6. ungeänderte Fassung, Springer, Berlin – Heidelberg – New York 1996, S. 420–424.
- DAVIE, T. (2002):** *Fundamentals of Hydrology.* Routledge London and New York, 2. Edition. ISBN13: 978-0-415-39986-9.
- DEHNER, U., RENGER, M., BRÄUNIG, A., LAMPARTER, A., BAURIEGEL, A., BURBAUM, B., HARTMANN, K.-J., HENNINGS, V., IDLER, F., KRONE, F., MARTIN, W., MEYER, K., WALDMANN, F. (2015):** Neue Kennwerte für die Wasserbindung in Böden. Beitrag zur jährlichen Konferenz der Deutschen Boden Gesellschaft (DBG) „Unsere Böden - Unser Leben“.
- DEL RIO, M., SCHÜTZE, G., PRETZSCH, H. (2014):** Temporal variation of competition and facilitation in mixed species forests in Central Europe. *Plant Biology* 16 (2014) 166–176.
- DIXON, R.K., SOLOMON, A.M., BROWN, S., HOUGHTON, R.A., TREXIER, M.C., WISNIEWSKI, J. (1994):** Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263, 185–190.
- DOBLER, L., HINTERDING, A., GERLACH, N. (2004):** INTERMET – Interpolation stündlicher und tagesbasierter meteorologischer Parameter. Vollständige Dokumentation. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz.
- DOERR, S. H., SHAKESBY, R. A., WALSH, R. P. D. (2000):** Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* 51 (2000) 33-65.
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (HRSG.) (1957):** *Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz.* Verlag Deutscher Wetterdienst, Bad Kissingen 1957, pp 6 f.
- EASAC – EUROPEAN ACADEMIES SCIENCE ADVISORY COUNCIL (2017):** Multi-functionality and sustainability in the European Union's forests. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina 2017. ISBN 978-3-8047-3728-0.
- EASTAUGH, C. S., RUSTOMJI, P. K., HAIRISINE, P. B. (2007):** Quantifying the altered hydrologic connectivity of forest roads resulting from decommissioning and relocation. *Hydrological Processes* 22, 2438-2448 (2008).

- EDER, W. & DONG, P.H. (2003):** Vorläufige Referenztafeln für die Forsteinrichtung. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (unveröffentl.)
- EEA – EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR (2015):** Water-retention potential of Europe's forests. A European overview to support natural water-retention measures. EEA Technischer Bericht Nr. 13/2015, ISSN 1725-2237
- EHLERINGER, J.R. & CERLING, T.E. (1993):** Atmospheric CO₂ and the ratio of intercellular to ambient CO₂ concentrations in plants. *Tree Physiology* 15, 105-111, Heron Publishing, Victoria, Canada
- EL-KHOURY, A., SEIDOU, O., LAPEN, D.R., QUE, Z., MOHAMMADIAN, M., SUNOHARA, M., BAHRAM, D. (2015):** Combined impacts of future climate and land use changes on discharge, nitrogen and phosphorus loads for a Canadian river basin. *J. Environ. Manag.* 151, 76–86.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. überarbeitete Ausgabe, Eugen, Ulmer, Stuttgart. ISBN 978-3-8252-8104-5.
- ERNSTBERGER, H. (2000):** Fernerkundung sensibler Niederschlagsflächen im Einzugsgebiet der Nahe auf der Grundlage der Niederschlags-Abflussgleichung. Bericht IRMA II A3, Eigenverlag des Landesamts für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, 17 S. + Anh.
- EU – EUROPÄISCHE KOMMISSION (2011):** Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Berichte aus dem Europäischen Parlament (COM (2011) 244). (ENBS).
- EU – EUROPEAN UNION (2014):** Study on Economic and Social Benefits of Environmental Protection and Resource Efficiency Related to the European Semester. Abschlussbericht, Februar 2014, ENV.D.2/ETU/2013/0048r.
Autoren: FENN, T., FLEET, D., GARRETT, L., DALY, E., ELDING, C., HARTMAN, M., UDO, J.: J834/EU Semester.
- EUGSTER, W. & HAENI, M. (2013):** Nutrients or Pollutants? Nitrogen Deposition to European Forests. ETH Zürich, Zürich, Schweiz.
- EWERS, B.E., OREN, R., PHILLIPS, N., STRÖMGREN, M., LINDER, S. (2001):** Mean canopy stomatal conductance responses to water and nutrient availabilities in *Picea abies* and *Pinus taeda*. *Tree Physiology* 21, pp. 841-850.
- FABIÁNEK, T., MENSÍK, L., TOMÁSKOVÁ, I., KULHAVÝ (2009):** Effects of spruce, beech and mixed commercial stand on humus conditions of forest soils. *Journal of Forest Science*, 55, 2009 (3): 119–126.
- FADY, B., ARAVANPOULOS F.A., ALIZOTI P., ET AL. (2016):** Evolution-based approach needed for the conservation and silviculture of peripheral forest tree populations. *Forest Ecology and Management* (2016), 375:66 – 75.
- FARAMARZI, M., SRINIVASAN, R., IRAVANI, M., BLADON, K.D., ABBASPOUR, K.C., ZEHNDER, A.J., GOSS, G.G. (2015):** Setting up a hydrological model of Alberta: data discrimination analyses prior to calibration. *Environ. Model. Softw.* 74, 48–65.
- FASS, H. J. (1995):** Streuabbau – Waldkalkung. Diplomarbeit Univ. Trier, 127 S., Trier.
- FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT (2012):** Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz. Ergebnisse der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung BZE II. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Nr. 70/12, 229 S.
- FIEDLER, H.J. (2001):** Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Expert Verlag, ISBN 3-8169-1875-1.
- FOHRER, N. (ED.), BORMANN, H., MIEGEL, K., CASPER, M., BRONSTERT, A., SCHUMANN, A., WEILER, M. (2016):** Hydrologie. Utb. ISBN: 978-3-8252-4513-9.

- FORSTLICHE STANDORTAUFNAHME (1980):** Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Landwirtschaftsverlag, 4. Auflage. Münster-Hiltrup, 188 S.
- FORSTLICHE STANDORTAUFNAHME (2016):** Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 7. Auflage, IHW-Verlag, 400 S., ISBN 9783930167807
- FRANCESCONI, W., SRINIVASAN, R., PEREZ-MINANA, E., WILLOCK, S.P., QUINTERO, M., (2016):** Using the soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. *Journal of Hydrology* 535, S. 625-636.
- FROSSARD, E., BLUM, W. E. H., WARKENTIN, B. P. (2006):** Function of Soils for Human Societies and the Environment. Sonderheft der Geologischen Gesellschaft Nr. 266, London. ISBN 13: 978-1-86239-207-6.
- FRÜND, H.-C. & AVERDIEK, A. (2016):** Soil aeration and soil water tension in skidding trails during three years after trafficking. *Forest Ecology and Management* 380 (2016) 224–231.
- GALLUS, M., LEY, M., SCHUBERT, D., SCHÜLER, G., SEGATZ, E. & WERNER, W. (2007):** Renaturierung von Hangbrüchern im Hunsrück zur Glättung von Abflussspitzen. In: SCHÜLER, G., GELLWEILER, I. & SEELING, S. (EDS.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Nr. 64/07, 337 S.
- GARAMSZEGI, B. & KERN, Z. (2014):** Climate influence on radial growth of *Fagus sylvatica* growing near the edge of its distribution in Bükk Mts., Hungary. *Dendriobiology*, Okt. 2014.
- GAUMITZ, B. (1991):** Festlegung von Seil(kran)trassenabständen bei der Walder-schließung. *Contr. f. Forestecol.*, 25, 185-188.
- GEIGER, M. (ED.) (1987):** Der Pfälzerwald, Portrait einer Landschaft. Landau i.d. Pfalz, Verl. Pfälz. Landeskunde. ISBN 978-39801-1471-4.
- GILMAN, E.F. (1990):** Tree growth and development. I. Form, Spread, Depth and Periodicity. *J. Environ. Hort.* 8(4):215-220.
- GLASER, R., HAUTER, C., FAUST, D., GLAWION, R., SAURER, H., SCHULTE, A., SUDHAUS, D. (2017):** Physische Geographie kompakt. Springer Spektrum. ISBN 978-3-662-50460-4.
- GOBIN, R., KORBOULEWSKY, N., DUMAS, Y., BALANDIER, P. (2015):** Transpiration of four common understorey plant species according to drought intensity in temperate forests. *Annals of Forest Science* (2015) 72:1053–1064.
- GODBOLD, D.L., HÜTTERMANN, A. (1994):** Effects of acid rain on forest processes. Wiley-Liss, John Wiley & Sons, Inc. Publikation.
- GOULDEN, M.L. & BALES, R.C. (2019):** California forest die-off linked to multi-year deep soil drying in 2012–2015 drought. *Nature Geoscience*, 12.
- GRANT, G.E. (2005):** The role of forests and forest harvest on floods: myths and realities. Presentation beim XXII IUFRO Welt Kongress, Brisbane, Australia. *Int. For. Rev.* 7, 5: 311.
- GREIFFENHAGEN, A. (2005):** Einfluss der Humusaufgabe auf das Benetzungsverhalten und den Wasserhaushalt von Kiefernstandorten. Dissertation TU Berlin, ISSN 0930-7787.
- GRIGAL, D.F. & VANCE, E.D. (2000):** Influence of soil organic matter on forest productivity. *New Zealand Journal of Forestry Science* 30(1/2): 169-205.
- GROAN, T. (2008):** https://de.wikivoyage.org/wiki/Pf%C3%A4lzerwald#/media/Datei:Karte_Pf%C3%A4lzerwald.png (3.4.2021)
- GRUBA, P. & MULDER, J. (2014):** Tree species affect cation exchange capacity (CEC) and cation binding properties of organic matter in acid forest soils. *Science of the Total Environment* 511 (2015) 655–662.

- GRUNERT, J. & D. KÖNIG (2000):** Hochwassermanagement in Entstehungsgebieten – Vorsorge aus forstlicher und wasserwirtschaftlicher Sicht. Hier: Empirische Untersuchungen im Testgebiet „Thiergarten/Reichenbach“. Zwischenbericht Univ. Mainz, Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 5 S. (unveröffentl.).
- GUNDERSON, L.H., HOLLING, C.S. (2001):** Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems. Island Press; Washington, Covelo, London.
- HAGER, H. (1988):** Stammzahlreduktion: Die Auswirkungen auf Wasser-, Energie- und Nährstoffhaushalt von Fichtenjungwüchsen. Forstl. Veröffentlichungen, Univ. Wien, Bodenkunde, Vol. 1.
- HAHN, H.J., BAUER, A., FRIEDRICH, E. (EDS.) (2000):** Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald. Ergebnisse der interdisziplinären Konferenz vom 10. bis 12. Juli 1999 an der Universität Landau, IFU Landau. ISBN 3-9807170-0-3.
- HAILER, N. (1971):** Die natürlichen Vegetationsgebiete. In: Alter, W.: Pfalzatlas, Text Band II. Speyer.
- HAMMEL, K. & KENNEL, M. (2001):** Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell Brook90. Forschungsbericht, München, 185 S.
- HANEKE, J. & WEIDENFELLER, M. (2010):** Die geologischen Baueinheiten der Pfalz. In: GEIGER, M. ET AL. (HRSG.): Geographie der Pfalz. Verlag Pfälzische Landeskunde, Landau/Pf., 81 S.
- HANSEN, J., MKI. SATO, R., RUEDY, K., LoD. W. LEA, MEDINA-ELIZADE, M. (2006):** Global temperature change. Proc. Natl. Acad. Sci. 103, S. 14288-14293.
- HANSJÜRGENS, B., NESSHÖVER, C., SCHNIEWIND, I. (2012):** Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemdienstleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bonn-Bad Godesberg 2012, ISBN 978-3-89624-053-8, 2. Auflage.
- HARTGE, K.H. & HORN, R. (1992):** Die physikalische Untersuchung von Böden. Stuttgart, 177 S., 3. Auflage. ISBN 9783432821238.
- HEATH, R. (1983):** Basic Ground-Water Hydrology. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2220, 86 S.; ISBN 0-607-68973-0.
- HEDWALL, P.-O., GRIP, H., LINDER, S., LÖVDAHL, L., NILSSON, U., BERGH, J. (2013):** Effects of clear-cutting and slash removal on soil water chemistry and forest-floor vegetation in a nutrient optimised Norway spruce stand. *Silva Fennica* vol. 47 Nr. 2, Artikel ID 933, 16 S.
- HEITALE, H. (1993):** Das Buntsandsteinprofil bei Landstuhl und seine Gliederung in Grundwasser-stockwerke. *Mainzer geowissenschaftliche Mitteilungen* 22, S. 39-56, Mainz.
- HELVEY, J.D. (1964):** Rainfall interception by hardwood forest litter in the southern Appalachians. U.S. Forest Service Research Paper SE-8, Department of Agriculture, Forest Service, North Carolina.
- HESSE, B., GOISSER, M., HARTMANN, H., GRAMS, T.E.E. (2018):** Repeated summer drought delays sugar export from the leaf and impairs phloem transport in mature beech. *Tree Physiology* 00, 1-9.
- HEWLETT, J.D., LULL, H.W., REINHART, K.G. (1969):** In defence of experimental watersheds. *Water Resour. Res.*, 5(1): 306--316.
- HERMANN, F., CHEN, S., KUNKEL, R. UND WENDLAND, F. (2014):** Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen. Forschungszentrum Jülich Institut der Bio- und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphäre).
- HIBBERT, A.R. (1967):** Forest treatment effects on water yield. In: W.E. SOPPER & H.W. LULL (HRSG.), *Int. Symp. For. Hydrol.*, Pergamon, Oxford, 813 S.

- HIEGE, W. (1985):** Wasserhaushalt von Forsten und Wäldern und der Einfluss des Wassers auf Wachstum und Gesundheit von Forsten und Wäldern: eine Literaturstudie. Water management Nature Forest and Landscape, Utrecht.
- HILDEBRAND, E. E. (1983):** Der Einfluß der Bodenverdichtung auf die Bodenfunktionen im forstlichen Standort. *Forestry Scien. Cbl.* 102/2, 111 – 125.
- HILDEBRAND, E.E. (1996):** Forstliche Bodenbewirtschaftung. In: Handbuch der Bodenkunde, Loseblatt-Ausgabe, Landsberg/Lech, 1-20.
- HLUG – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2020):** Gewässerkundlicher Jahresbericht 2020. Hydrologie in Hessen, Ausgabe 23. ISBN 978-3-89026-723-4.
- HÖLL, K. (2002):** Wasser – Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung. Walter de Gruyter Berlin, New York, 8. Auflage. ISBN 3-11-012931-0.
- HÖRMANN, G., FOHRER, N., KLUGE, W. (2014):** Modelle zum Wasserhaushalt. V - 3.2 Ökosystemare Modelle und Partialmodelle. In: SCHRÖDER, W., FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. (HRSG.) (2014): Handbuch der Umweltwissenschaften. ISBN 9783527321445. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- HOLVOET, K., VAN GRIENSVEN, A., GEVAERT, V., SEUNTJENS, P., VANROLLEGHEM, P.A. (2008):** Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environ. Model. Softw.* 23, 72–81.
- HORN, R., DOMA, H., SOWISKA-JURKIEWICZ, A., VAN OUWERKERK, C. (1995):** Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil Till Res* 35:23–36.
- HORTON, R.E. (1933):** The Role of Infiltration in the Hydrologic Cycle. *Transactions of the American Geo-physical Union*, 14, 446-460.
- HUANG, C.-Y., ANGEREGG, W.R.L., ASNER, G.P. (2019):** Remote sensing of forest die-off in the Anthropocene: From plant ecophysiology to canopy structure. *Remote Sensing of Environment* 231 (2019) 111233, Elsevier Inc.
- IBISCH, P., KREFT, S., LUTHARDT, V. (EDS.) (2012):** Regionale Anpassung des Naturschutzes an den Klimawandel: Strategien und methodische Ansätze zur Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen in Brandenburg. Eberswalde Universität für nachhaltige Entwicklung, ISBN 978-3-00-038210-9.
- IPCC – INTERNATIONALER WELTKLIMARAT (1990):** Climate Change – the IPCC Scientific Assessment. HOUGHTON, F.T., JENKINS, G.J., EPHRAUMS, J.J. (EDS.); Cambridge University Press, Cambridge UK.
- IPCC – INTERNATIONALER WELTKLIMARAT (2007):** Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. PARRY, O.F. CANZIANI, J.P. PALUTIKOF, P.J. VAN DER LINDEN AND C.E. HANSON (EDS.), Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976 S.
- IPCC – INTERNATIONALER WELTKLIMARAT (2013):** Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [STOCKER, T.F., D. QIN, G.-K. PLATTNER, M. TIGNOR, S.K. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX AND P.M. MIDGLEY (EDS.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 S.
- IPCC – INTERNATIONALER WELTKLIMARAT (2018):** Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, H.-O. PÖRTNER, D. ROBERTS, J. SKEA, P.R. SHUKLA, A. PIRANI, W. MOUFOUMA-OKIA, C. PÉAN, R. PIDCOCK, S. CONNORS, J.B.R. MATTHEWS, Y. CHEN, X.

- ZHOU, M.I. GOMIS, E. LONNOY, T. MAYCOCK, M. TIGNOR, AND T. WATERFIELD (EDS.)). In Press.
- IVERSEN, C.M., HOOKER, T.D., CLASSEN, A.T., NORBY, R.J. (2011):** Net mineralization of N at deeper soil depths as a potential mechanism for sustained forest production under elevated [CO₂]. *Global Change Biology*, Vol. 17, Bericht 2, S. 1130-1139.
- JASTROW, J.D. & MILLER, R.M. (1990):** Methods for assessing the effects of biota on soil structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 34 (1991) 279-303, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- JM – JUSTIZMINISTERIUM (2021):** <https://landesrecht.rlp.de/jportal/portal/t/16b2/page/bsrlpprod.psm!jsessionid=97BED506D1544DF549339A4F2F01E612.jp16;jsessionid=14E2C6E2FBB21A4205A62B4B61F281CB.jp16?doc.hl=1&doc.id=jlr-BRPf%C3%A4lzerwaldVRPrahen&documentnumber=1&numberofresults=4&doctype=Norm&showdoccase=1&doc.part=X¶mfromHL=true#jlr-BRPf%C3%A4lzerwaldVRPrahen> (17.9.2021).
- JÜRGING, P. & PATT, H. (EDS.) (2004):** Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen. Springer Berlin Heidelberg New York 2005. ISBN 3-540-21415-1.
- JUMP, A. S., HUNT, J. M., & PENUELAS, J. (2006):** Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12, 2163–2174.
- KAISER, E.-A., WALENZIK, G. & HEINEMEYER, O. (1994):** Auswirkungen von Bodenverdichtung auf die mikrobielle Biomasse und bodenbiologische Prozesse. *Landbauforschung Völkerrode*, Sonderheft 147.
- KAMPF, J. (2021):** Änderungen des Wasserhaushalts 1951 bis 2020. Presentation Mainzer Umwelttage (unveröffentl.).
- KEENAN, R. & KIMMIS, J.P. (1993):** The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1993.
- KEESSTRA, S.D., GEISSEN, V., MOSSE, K., PIIRANEN, S., SCUDIERO, E., LEISTRA, M. VAN SCHEIK, L. (2012):** Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Volume 4. Sciedirect, Elsevier. ISBN 1877-3435.
- KIRBY, J.T. & DURRANS, S.R. (2007):** PnET-II3SL/SWAT: Modelling the combined effects of forests and agriculture on water availability. *J. Hydrol. Eng.* 12(3): 319–326.
- KIRCHNER, M (1986):** Wirkungen unterschiedlicher Landnutzungen auf den Wasserhaushalt bayerischer Flussgebiete. *Wissenschaftl. Mitteilungen des Meteor. Inst., Universität München*, Nr. 55.
- KIRKHAM, M.B. (2005):** Principles of soil and plant water relations. Elsevier Academic Press. ISBN 0-12-409751-0.
- KLEIN TANK, A.M.G., WIJNGAARD, J.B., KÖNNEN, G.P., BÖHM, R., DEMARÉE, G., GOCHEVA, A., MILETA, M., PASHIARDIS, S., HEJKRLIK, L., KERN-HANSEN, C., HEINO, R., BESSEMOULIN, P., MÜLLER-WESTERMEIER, G., TZANAKOU, M., SZALAI, S., PÁLSDÓTTIR, T., FITZGERALD, D., RUBIN, S., CAPALDO, M., MAUGERI, M., LEITASS, A., BUKANTIS, A., ABERFELD, R., VAN ENGELEN, A.F.V., FORLAND, E., MIETUS, M., COELHO, F., MARES, C., RAZUVAEV, V., NIEPLOVA, E., CEGNAR, T., ANTONIO LÓPEZ, J., DAHLSTRÖM, B., MOBERG, A., KIRCHHOFER, W., CEYLAN, A., PACHALIUK, O., ALEXANDER, L.V. ET AL. (2002):** Daily Dataset of 20th-Century Surface Air Temperature and Precipitation Series for the European Climate Assessment. *International Journal of Climatology*, 22, 1441-1453.
- KLIMENKO, D. E., CHEREPANOVA, E. S., KHOMYLEVA, A. A. (2020):** Spatial Modeling of Maximum Capacity Values of Irrecoverable Rainfall Retention by Forests in a Small Watershed. *Forests* 2020, 11, 641.
- KLIWA – KLIMAVERÄNDERUNGEN UND WASSERWIRTSCHAFT (2017):** Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-

- Pfalz und Hessen (1951-2015). **Autoren:** BAUMEISTER, C., GUDERA, T., HERGESELL, M., KAMPF, J., KOPP, B., NEUMANN, J., SCHWEBLER, W., WINGERING, M. KLIWA-Bericht, Nr. 21.
- KOCH, W. (1957):** Der Tagesgang der „Produktivität der Transpiration“. *Planta*, Heft 48, S. 418-452 (1957).
- KOEHLER, G. (1998):** Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Oster“. Auswirkungen einer Bachrenaturierung auf Gewässer und Aue. *Hydraul. Ingenieurwesen und Wasserwirtschaft*, d. Universität Kaiserslautern, Nr. 7, 240 S.
- KÖLLI, R. (2017):** Dynamics of annual falling debris decomposition and forest floor Accumulation. *Applied Soil Ecology* (2017), Elsevier B.V.
- KÖSTNER, B., & CLAUSNITZER, F. (2011):** Die Transpiration eines Fichten- und Buchenbestandes unter Bodentrockenheit im Tharandter Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, Heft 12, S. 29-35.
- KOLK, A.G. (1994):** Mehrjährige Untersuchungen zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität in Waldböden zweier verschiedener Standorte unter dem Einfluß praxisüblicher Kompensationskalkungen. Dissertation, Technische Universität Kaiserslautern.
- KOLYMBAS, D. (2019):** *Geotechnik*. 5. Auflage. Springer Verlag GmbH Deutschland. ISBN 978-3-662-58471-2.
- KOMPA, T. (2004):** Die Initialphase der Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchen-Wäldern auf Zechstein- und Buntsandstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes. Dissertation, Univ. Göttingen, 223 S.
- KOPP, B., BAUMEISTER, C., GUDERA, T., HERGESELL, M., KAMPF, J., MORHARD, A., NEUMANN, J. (2018):** Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen von 1951 bis 2015. *HW 62*. 2018, H.2.
- KORPEL, S. (1995):** Die Urwälder der Westkarpaten. G. Fischer, Stuttgart, 310 S.
- KRÄHENMANN, S. (2019):** Statistisches Downscaling und BIAS-Adjustierung der EURO-CORDEX Simulationen über dem HYRAS-Gebiet. DWD/KU11, Arbeitskonzept des BMVI Experten Netzwerks.
- KRAUS, C., ZIMMER, M. & MANGER, R. (2013):** Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP) – Klimamodelle und Klimaprojektionen. Themenheft. Hrsg.: Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen Rheinland-Pfalz.
- KRUPA, S.V. (2002):** Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution* 124 (2003) 179–221.
- LABELLE, E.R. & JAEGER, D. (2011):** Soil Compaction Caused by Cut-to-Length Forest Operations and Possible Short-Term Natural Rehabilitation of Soil Density. *Soil Science Society of Am. Journal* 75(6):2314.
- LANDESFORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2018):** Handbuch Walderschließung, vs. 1.1 (Az. 64 250), 73 S.
- LANDESFORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2020):** Grundsatzanweisung: Waldverjüngung im Klimawandel - Wiederbewaldung, Vorausverjüngung und Jungwaldpflege, vs. 1.0, 40 S.
- LANGE, O.L., NOBEL, P.S., OSMOND, C.B., ZIEGLER, H. (1982):** *Physiological Plant Ecology II – Water Relations and Carbon Assimilation*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 978-3-642-68152-3.
- LARINK, O., HEISLER, C., SÖCHTIG, W., LÜBBEN, B., WICKENBROCK, L. (1994):** Auswirkungen von Bodenverdichtung auf die Meso- und Makrofauna. *Landbauforschung Völknerode*, Sonderheft 147.

- LAWA – LANDEARBEITSGRUPPE WASSER (2016):** Daten der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zum Bericht nach Art. 13 der EG-Richtlinie 2000/60/EG. Reporting portal Wasser-BLlck/BfG, 23.03.2016.
- LAWA – LANDEARBEITSGRUPPE WASSER (2019):** LAWa-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung 2019 - Aktualisierung und Anpassung der LAWa-Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Teil 3, Kapitel II.1.2 -Grundwasser. LAWa Generalversammlung, Jena 2019.
- LEIBUNDGUT, H. (1984):** Die natürliche Waldverjüngung. 2. Auflage, Paul Haupt, Bern and Stuttgart, 115 S.
- LENHART, T., ECKHARDT, K., FOHRER, N., FREDE, H.-G. (2002):** Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth* 27 (2002) 645-654.
- LEONHARDT, J. (2003):** Wald und Forstwirtschaft in Rheinland-Pfalz. *Forst und Holz* 58 (17): S. 491-493.
- LETA, O.T., NOSSENT, J., VELEZ, C., SHRESTHA, N.K., VAN GRIENSVEN, A. & BAUWENS, W. (2015):** Assessment of the different sources of uncertainty in a SWAT model of the River Senne (Belgium). *Environ. Model. Softw.* 68, S. 129–146.
- LEUSCHNER, C. (1998):** Water extraction by tree fine roots in the forest floor of a temperate Fagus-Quercus forest. *Ann. Sci. For.*, 55, S. 141-157.
- LEUSCHNER, C. (2009):** Die Trockenheitsempfindlichkeit der Rotbuche vor dem Hintergrund des prognostizierten Klimawandels. *Jahrbuch der Wissenschaftsakademie in Göttingen, Göttingen*, S. 281–296.
- LEUSCHNER, C. & ELLENBERG, H. (2017):** Ecology of Central European forests: Vegetation Ecology of Central Europe. 6. Auflage. Springer Nature: Cham Switzerland, Vol. I., 971 S.
- LEYTON, L., REYNOLD, E.R.C., THOMPSON, F.B. (1967):** Rainfall interception in forest and moorland. In: SOPPER, W.E. & LULL, H.W. (Hrsg.), *Forest Hydrology*, Pergamon, Oxford, 163-178.
- LFU BAYERN – BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2008):** Wasser in Bayern. Jährl. Wasserbericht 2007.
- LGB & LfW RLP – LANDESAMT FÜR GEOLOGIE RHEINLAND-PFALZ & LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (2004):** Hydrogeologische Kartierung Kaiserslautern. 96 S., Mainz 2004.
- LIGHTHILL, M.J. & WHITHAM, G.B. (1955):** On Kinematic Waves. I. Flood Movement in Long Rivers. *Proc. R. Soc. Lond. A* 1955, 229.
- LUNG MV – LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (O.D.):** Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern – Bodenverdichtung.
- LWF AKTUELL (2003):** <https://www.waldwissen.net> (13.8.2021).
- LYR, H. & HOFFMANN, G. (1967):** Growth rates and growth periodicity of tree roots. In: ROMBERGER, J.A. & MIKOLA, P. (Hrsg.). *International Review of Forest Research*, Vol. 2, 1. Ausgabe, S.181-236. ISBN 9781483224794.
- MACE, G.M., BATEMAN, I., ALBON, S., BALMFORD, A., BROWN, C., CHURCH, A. (2011):** Conceptual Framework and Methodology. UK National Ecosystem Assessment, Technischer Bericht. Cambridge: UNEP-WCMC.
- MALCHEREK, A. (2019):** Fließgewässer. Hydrologie, Morphologie und Wasserbau. Springer Vieweg. ISBN 978-3-658-26999-9.
- MARGALEF-MARRASE, J., PÉREZ-NAVARRO, M.A., LLORET, F. (2020):** Relationship between heat-wave-induced forest die-off and climatic suitability in multiple tree species. *Global Change Biology*, Vol. 26, Heft 5.

- MARSHALL, T.J., HOLMES, J.W., ROSE, C.W. (2001):** Soil Physics. Cambridge University Press, 3. Ausgabe. ISBN 0-521-45766-1.
- MATYSSEK, R. & HERPPICH, W. B. (2019):** Experimentelle Pflanzenökologie – Grundlagen und Anwendungen, Springer Spektrum ISBN 978-3-662-53463-2.
- McDOWELL, N.G. (2011):** Mechanisms linking drought, hydraulics, carbon metabolism, and vegetation mortality. *Plant Physiol* 155:1051–1059.
- McKEOWN, R.A., PUTZ, G., ARNOLD, J. & DI LUZIO, M. (2005):** Modifications of the Soil and Water Assessment Tool (SWATC) for streamflow modeling in a small, forested watershed on the Canadian Boreal Plain. In: Proceedings of the 3rd International SWAT Conference, 13–15 Juli 2005, Zurich, Schweiz. R. SRINIVASAN, J. JACOBS, D. DAY, & K. ABBA-SPOUR (HRSG.), S. 189–199.
- McNABB, D.H., STARTSEV, A.D., NGUYEN, H. (2001):** Soil Wetness and Traffic Level Effects on Bulk Density and Air-Filled Porosity of Compacted Boreal Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 65.
- MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005):** Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1960):** Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesinstitut für Landeskunde, Remagen/Bad Godesberg.
- MITCHELL, S. (2008):** Komplexitäten: Warum wir erst anfangen, die Welt zu verstehen. Suhrkamp Verlag Frankfurt a. M. ISBN 978-3-518-26001-2.
- MITSCHERLICH, G. & MOLL, W. (1970):** Untersuchungen über die Niederschlags- und Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse in einigen Nadel- und Laubholzbeständen in der Nähe von Freiburg/Br. Teil I: Niederschlagsverhältnisse. *AFJZ* 141, 49–60.
- MITSCHERLICH, G. (1971):** Wald, Wachstum und Umwelt, Bnd. 2: Waldklima und Wasserhaushalt. Sauerländer's, Frankfurt a.M.
- MONTEITH, J.L. (1965):** Evaporation and the environment. In Proceedings of the 19th Symposia of the Society for Experimental Biology: The State and Movement of Water in Living Organisms. Cambridge University Press, London. S. 205–234.
- MUEEF – MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, ERNÄHRUNG UND FORST (HRSG.) (2019):** Waldzustandsbericht 2019. Autograph, 69 S.
- MUEEF – MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, ERNÄHRUNG UND FORST (HRSG.) (2020):** Waldzustandsbericht 2020. Autograph, 71 S.
- MÜLLER, J. (1996):** Beziehung zwischen Vegetationsstrukturen und Wasserhaushalt in Kiefern- und Buchenökosystemen. *Berichte BFH Hamburg*, Nr. 185, 112–128.
- MÜLLER, J. (2011):** Das Blaue Gold des Waldes. Wissenschaftl. Bericht 1/2011, Wald und Holz.
- MÜLLER, E.V. & SCHÜLER, G. (2021):** Strategie mit Handlungsempfehlungen zur Verbesserung der Grundwasserqualität. Abschlussbericht des INTERREG-Ecoserv-Projekts, Teilprojekt Nutrient Cycling, 63 S.
- MUELLER, K.E., EISENSTAT, D.M., HOBBI, S.E., OLEKSYN, J., JAGODZINSKI, A.M., REICH, P.B., CHADWICK, O.A., CHOROVER, J. (2012):** Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. *Biogeochemistry* (2012) 111:601–614.
- MUFFLER, L., SCHMEDDES, J., WEIGL, R., BARBETA, A., BEIL, I., BOLTE, A., BUHK, C., HOLM, S., KLEIN, G., KLISZ, M., LÖF, M., PENUELAS, J., SCHNEIDER, L., VITASSE, Y., KREYLING, J. (2021):** High plasticity in germination and establishment success in the dominant forest tree *Fagus sylvatica* across Europe. *Global Ecol Biogeogr.* 2021;30:1583–1596.

- MUNICH RE (2000):** Natural catastrophes – the current position, special millennium issue. Munich Reinsurance Co, Munich, Germany.
- MUVF – MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND PFALZ (2007):** Grundwasserbericht 2007. ISBN 978-3-933123-18-3.
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (1999):** Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Berlin Heidelberg, 1-259.
- NAWAZ, M.F., BOURRIÉ, G., TROLARD, F. (2012):** Soil compaction impact and modelling. A review. Springer, Agron. Sustain. Dev. (2013) 33:291–309.
- NEARY, D.G., ICE, G.G., JACKSON, C.R. (2009):** Linkages between forest soils and water quality and quantity. Forest Ecology and Management 258 (2009) 2269-2281.
- NEITSCH, S. L., J. G. ARNOLD, J. R. KINIRY, J. R. WILLIAMS (2005):** Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2005. Texas Water Resources Institute College Station.
- NEITSCH, S. L., J. G. ARNOLD, J. R. KINIRY, J. R. WILLIAMS (2011):** Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2009. Texas Water Resources Institute, Technischer Bericht Nr. 406 Texas A&M University System College Station, Texas 77843-2118, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service Blackland Research Center – Texas AgriLife Research.
- NGUYEN, NGOC QUYNH (2016):** Anatomical, physiological and molecular responses of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) to drought. Dissertation, Universität Göttingen, 121 S.
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2020):** Grundwasserbericht Niedersachsen Sonderausgabe zur Grundwasserstandssituation in den Trockenjahren 2018 und 2019.
- NORDMANN, B. (2011):** Einfluss der Forstwirtschaft auf den vorbeugenden Hochwasserschutz – Integrale Klassifizierung abflusssensitiver Waldflächen. Dissertation, Technische Universität München.
- OLDEMAN, L.R., HAKKELING, R.T.A., SOMBROEK, W.G. (1991):** World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation. Global Assessment of Soil Degradation (2. Ed.). ISRIC und UNEP, Wageningen.
- OPPERMANN, J., GALLOWAY, G.E., FARGIONE, J., MOUNT, J.F., RICHTER, B.D., SECCHI, S. (2009):** Sustainable Floodplains through large-scale reconnection to rivers. Science Nr. 326, veröffentlicht durch AAAS, S. 1487-1488.
- OSIPOV, V.I. (2015):** The Terzaghi Theory of Effective Stress. In: Physicochemical Theory of Effective Stress in Soils. Springer Einführung in die Geowissenschaften. Springer, Cham.
- PAGE-DUMROESE, D.S., JURGENSEN, M.F., TIARKS, A.E., PONDER, F., SANCHEZ, F.G., FLEMING, R.L., KRANABETTER, J.M., POWERS, R.F., STONE, D.M., ELIOFF, J.D., SCOTT, D.A. (2006):** Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. Can. J. For. Res. 36: 551–564.
- PARMESAN, C., YOHE, G. (2003):** A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421, pp. 37-42.
- PECK, A. & MAYER, H. (1996):** Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. Forstw Cbl 115, 1–9 (1996).
- PEICHL, B. (1998):** Hochwasser, Erosion und Waldstraßenbau. Allgem. Forstzeitschr. 53, S. 992-994.
- PENKA, M., VYSKOT, M., KLIMO, E., VAŠIÈEK, F. (1985):** Floodplain forest ecosystem: I. Before water management measures. Academia, Praha, 466 S.

- POMEROY, J.W. & SCHMIDT, R.A. (1993):** The use of fractal Geometry in Modelling intercepted snow accumulation and sublimation. 50. Eastern Snow Konferenz, Quebec City 1993, Honor Paper Award, 10 S.
- PONCE, V.M. & HAWKINS, R.H. (1996):** Runoff Curve Number: Has it reached maturity? J. Hydrol. Eng, Jan 1996, 1 (1):11–19.
- POTT, R., HÜPPE, J. (2007):** Spezielle Geobotanik. Pflanze – Klima – Boden. Springer Berlin Heidelberg New York. ISBN-13 978-3-540-49356-3.
- PRETZSCH, H. (2003):** Grundalgen der Waldwachstumsforschung. 2. überarbeitete Auflage, Springer Spektrum. ISBN 978-3-662-58154-4.
- PRETZSCH, H., RÖTZER, T., MATYSSEK, R., GRAMS, T.E.E., HÄBERLE, K.-H., PRITSCH, K., KERNER, R., MUNCH, J.-C. (2014):** Mixed Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) stands under drought: from reaction patterns to mechanism. Springer Berlin Heidelberg.
- PRETZSCH, H. (2019):** Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, ISBN 978-3-662-58155-1.
- RAKEI, A. (1991):** Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes auf Rostbraunerde des Grunewaldes (Berlin). Bodenökologie und Bodengenese. Eigenverlag des Instituts für Ökologie der TU Berlin, 134 S.
- RAKEI, A., RENGER, M., WESSOLEK, G. (1992):** Wasserhaushalt eines Jungkiefernbestandes im Grunewald (Berlin). Allg. Forst- u. J.-Ztg., 163, Jg. 9: 169-172
- REICHARDT, M. (2002):** Bodenw Schäden durch Forstmaschinen: Erfassung von natürlichen Regenerationsprozessen auf einer befahrenen Fläche. Masterarbeit, Universität Trier, FB VI: Geographie / Geowissenschaften - Angewandte physische Geographie.
- REITER, P., SAUER, T., ZIMMER, M, VOIGT, M. (2018):** Klimawandel in Rheinland-Pfalz. Themenheft Klimawandel – Entwicklung bis heute. Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen an der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz.
- REITER, P., SAUER, T., VOIGT, M., ZIMMER, M. (2020):** Klimawandel in Rheinland-Pfalz. Themenheft Klimawandel – Entwicklungen in der Zukunft. Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen an der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz in Kooperation Landesamt für Umwelt RLP.
- REHFUESS, K.E. (1990):** Waldböden, Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Hamburg, Berlin.
- RIEDEL, T. & WEBER, T.K.D. (2020):** The influence of global change on Europe's water cycle and groundwater recharge. Hydrogeol J 28, 1939–1959 (2020).
- ROSENZWEIG, C., G. CASASSA, D.J. KAROLY, A. IMESON, C. LIU, A. MENZEL, S. RAWLINS, T.L. ROOT, B. SEGUIN, P. TRYJANOWSKI (2007):** Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Beitrag der Arbeitsgruppe II zum Vierten Sachstandsbericht des Weltklimarats. M.L. PARRY, O.F. CANZIANI, J.P. PALUTIKOF, P.J. VAN DER LINDEN & C.E. HANSON, (EDS.), Cambridge University Press, Cambridge, UK, S. 79-131.
- ROTH, C.H. (1996):** Physikalische Ursachen der Wassererosion. In: BLUME, H.P., FREDE, G.H., FISCHER, W., FELIX-HENNINGSEN, P., HORN, R., STAHR, K. (HRSG.): Handbuch der Bodenkunde. Ecomed, Tausenstein, S. 1–34.
- RUKH, S., POSCHENRIEDER, W., HEYM, M., PRETZSCH, H. (2020):** Drought Resistance of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European Beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in Mixed vs. Monospecific Stands and on Dry vs. Wet Sites. From Evidence at the Tree Level to Relevance at the Stand Level. Forests 2020, 11, 639.

- RUST, S. (2009):** Expertise Waldstruktur und Wasserhaushalt. Trinkwasserwald e.V.
- RYAN, M.G., PHILLIPS, N., BOND, B.J. (2006):** The hydraulic limitation hypothesis revisited. *Plant, Cell & Environment* 29 (3): 22-30.
- RYAN M.G. (2011):** Tree Responses to Drought. *Tree Physiol.* 2011, 31, 237–239.
- SCHABEL, A. (2020):** Arealveränderungen bei Buche und Eiche in Südwestdeutschland und damit einhergehende strukturelle und waldbauliche Auswirkungen. Präsentation bei der Online-Konferenz BfN „Natura 2000 – Waldlebensraumtypen im Klimawandel“.
- SCHÄFER, B., BENS, O., FISCHER, H., HÜTTL, R.F. (2002):** Einfluss des Baumartenwechsels auf die Wasserspeicherkapazität von sandigen Böden Nordost-Brandenburgs. *Forst und Holz*, 57, S. 571-575.
- SCHAICH, H. (2009):** Zukunftsfähige Auenlandschaften durch Wiedervernässung und Beweidung? Interdisziplinäre Analyse einer Renaturierungsmaßnahme am Beispiel des Syrtals (Luxemburg). Dissertation an der Fakultät für Forstwirtschaft und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 199 S.
- SCHNEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1998):** Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Überarbeitete Ausgabe von P. Schachtschabel. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.
- SCHENK, D., W. BOTT & J. GRUNERT (2001):** Wasserrückhalt in Wäldern – Hochwassermanagement in Entstehungsgebieten – Vorsorge aus forstlicher und wasserwirtschaftlicher Sicht. Forschungsbericht an die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Trippstadt (unveröfftl.), 30 S.
- SCHJØNNING, P., VAN DEN AKKER, J. J.H., KELLER, T., GREVE, M.H., LAMANDÉ, M., SIMOJOKI, A. (2016):** Soil threats in Europe: status, methods, drivers and effects on ecosystem services. A review report. JRC technischer Bericht, Europäische Union. STOLTE, J., TESFAI, M., ØYGARDEN, L., KVÆRNØ, S., KEIZER, J., VERHEIJEN, F., PANAGOS, P., BALLABIO, C., HESSEL, R. (EDS.): Soil threats in Europe.
- SCHMALTZ, J. (1969):** Die Bedeutung des Waldes für den Wasserkreislauf. *Forstarchiv*, 40, S. 132-147.
- SCHNEIDER, R. (2015):** Auswirkungen der Holzernte mit schweren Maschinen auf den Waldboden. Forschungsbericht an die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Trippstadt, 2015.
- SCHÖNAUER, M., MAACK, J., HOFFMANN, S., JENSEN, M. (2021):** Comparison of Selected Terrestrial Mechanical Test Procedures and Cartographic Indices to Predict Rutting Caused by Machine Traffic during a Cut-to-Length Thinning-Operation. *Forests* · January 2021, 12, 113.
- SCHRÖDER, C.; LUTHARDT, V.; JELTSCH, F. (2012):** Development of a holistic evaluation method for ecosystem services of peatlands. Beitrag zum 14. internationalen Kongress: Peatlands in Balance, Junie 3-8 2012, Stockholm, Schweden. Themenblock I.5 Special session - Peatland ecosystem services No 196.
- SCHÜLER, G., BOTT, W., SCHENK, D. (2002):** Hochwasservorsorge durch Waldbewirtschaftung. *Forst und Holz*, 57. Nr. 1/2.
- SCHÜLER, G. (2006):** Identification of flood-generating forest areas and forestry measures for water retention. *For. Snow Landsc. Res.* 80, 1: 99–114 (2006).
- SHIERLAW, J. & ALSTON, A.M. (1984):** Effects of soil compaction on root growth and uptake of phosphorus. *Plant and Soil* 77, S. 15-28.
- SINGH, V.P. (2002):** Is hydrology kinematic? *Hydrological Process.* 16, S. 667–716 (2002).
- SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M., MILLER, H.L. (EDS.) (2007):** Climate Change 2007: The Physical Science Basis — Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.

- SPUHLER, L. (1957):** Einführung in die Geologie der Pfalz. Verlag der Pfälzischen Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften Speyer/Rh., Nr. 34.
- SRU - SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1998):** Flächendeckender Grundwasserschutz. Sonderbericht, Drucksache 13/10196.
- SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2008):** Umweltgutachten 2008 – Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels, Kapitel 7: Wasserschutz.
- STAHR, K., KANDELER, E., HERRMANN, L., STRECK, T. (2008):** Bodenkunde und Standortlehre. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 3. Auflage. ISBN 978-3-8252-4687-7.
- STOFFELS, J., HILL, J., SACHTLEBER, T., MADER, S., BUDDENBAUM, H., STERN, O., LANGSHAUSEN, J., DIETZ & G. ONTRUP, J. (2015):** Satellite-Based Derivation of High-Resolution Forest Information Layers for Operational Forest Management. *Forests*, 6 (6): 1982-2013.
- STOJANOVIC, D. B., KRZIC, A., MSTOVIC, B., ORLOVIC, S., DUPUTIE, A., DJURDJEVIC, V., GALIC, Z., STOJNIC, S. (2013):** Prediction of the European beech (*Fagus sylvatica* L.) xeric limit using a regional climate model: An example from southeast Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 176 (2013) 94-103, Elsevier B.V.
- STOVALL, A.E.L., SHUGART, H., YANG, X. (2019):** Tree Height Explains Mortality Risk during an Intense Drought. *Nat. Commun.* 2019, 10, 1–6.
- STRASBURGER, E., NOLL, F., SCHENK, H., SCHIMPER, A.F.W. (1967):** Lehrbuch der Botanik. 29. Auflage, überarbeitet von VON DENFFER et al., Gustav Fischer-Vlg., Stuttgart, S. 87–90, S. 217–218, 361 S.
- SUKACHEV, V. & DYLLIS, N. (1964):** Fundamentals of forest biogeocoenology. OLIVER & BOYD, Edinburgh, 55 S.
- TEEB - THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (2010):** Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. Earthscan, London and Washington.
- TERZAGHI, K. (1943):** Theoretical Soil Mechanics. John Wiley & Sons, Inc.
- TERZAGHI, K., RECK, R.B., MESRI, G. (1996):** Soil Mechanics in Engineering Practice. Veröffentlicht von Wiley-Interscience, 3. Auflage. John Wiley & Sons, INC.
- THOM, D., RAMMER, W., SEIDL, R. (2017):** Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Glob Chang Biol.* 23(1): S. 269-282.
- TIGABU, T., WAGNER, P., FOHRER, N. (2021):** Improvement of the plant growth model for forest and representation of skid trails in the hydrological model SWAT+. Projektbericht 1 (unveröfftl.). Abteilung für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Kiel.
- TODD, D.K. & MAYS, L.W. (2004):** Groundwater Hydrology. John Wiley & Sons, 3. Auflage. ISBN 978-0471452546.
- TOMASELLA, M., HÄBERLE, K.-H., NARDINI, A., HESSE, B., MACHLET, A., MATYSSEK, R. (2017):** Post-drought hydraulic recovery is accompanied by non-structural carbohydrate depletion in the stem wood of Norway spruce saplings. *Sci Rep* 7, 14308 (2017).
- TRENBERTH, K. (2005):** The Impact of Climate Change and Variability on Heavy Precipitation, Floods and Droughts. National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO, USA, John Wiley & Sons, Ltd.
- TÜXEN, R. (1986):** Unser Buchenwald im Jahresverlauf. Supplements to the publications for nature conservation and landscape conservation in Baden-Württemberg 47, S. 1-128.
- TYREE M.T. & SPERRY J.S. (1988):** Do woody plants operate near the point of catastrophic xylem dysfunction caused by dynamic water-stress – answers from a model. *Plant Physiology* 88, S. 574–580.

- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2004):** Daten aus dem Messnetz 2000 bis 2003. Umweltbundesamt, Fachbereich II 6.6, Langen.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2013):** Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Endbericht, Texte 38/2011.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2017A):** Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BfN) Nr. 3716 74 263 0 UBA-FB 002511. Texte 43/2017. **Autoren:** OELMANN, M., CZICHY, C., SCHEELE, U., ZAUN, S., DÖRDELMANN, O., HARMS, E., PENNING, M., KAUE, M., BERGMANN, A., STEENPASS, C.; ISSN 1862-4359.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2017B):** Wasserwirtschaft in Deutschland. Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2018A):** Critical Load Daten für die Berichterstattung 2015-2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltkonvention (CLRTAP). Texte 60/2018.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2018B):** PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. Texte 79/2018.
- ULRICH, B. (1983):** Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. REIDEL, DORDRECHT, SPRINGER: 127–146.
- UN – KONFERENZ DER VEREINTEN NATIONEN ÜBER UMWELT UND ENTWICKLUNG (1992):** Convention on Biological Diversity (CBD).
- UNESCO - UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (2015):** Water for a Sustainable World. The United Nations World Water Development Report 2015. Paris, UNESCO 2015.
- UNESCO – ORGANISATION DER VEREINTEN NATIONEN FÜR ERZIEHUNG, WISSENSCHAFT UND KULTUR (2019):** Leaving no one behind. The United Nations World Water Development Report 2019. UNESCO 2019. ISBN 978-92-3-100309-7.
- URBAN NILSSON, G.-Ö. & HÄLLGREN, J.-E. (1996):** Competition for water and nutrients between ground vegetation and planted picea abies. New Zealand Journal of Forestry Science 26(1/2): 99-117 (1996).
- VESTIN, P., MÖLDER, M., KLJUN, N., CAI, Z., HASAN, A., HOLST, J., KLEMEDTSSON, L., LINDROTH, A. (2020):** Impacts of Clear Cutting of a Boreal Forest on Carbon Dioxide, Methane and Nitrous Oxide Fluxes. Forests 2020, 11, 961.
- WAGENBRENNER, J. W., ROBICHAUD, P. R., ELLIOT, W. J. (2010):** Rill erosion in natural and disturbed forests: 2. Modeling Approaches. Water Resources Research Vol. 46, W10507.
- WAGENSCHHEIN, D. (2006):** Einfluss der Gewässermorphologie auf die Nährstoffretention - Modellstudie am Beispiel der mittleren Weißen Elster. Dissertation, Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität, 122 S.
- WATSON, B.M., COOPS, N., SELVALINGAM, S. & GHAFOURI, M. (2005):** Improved simulation of forest growth for the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). In Proceedings of the 3rd International SWAT Conference, 13–15 July 2005, Zurich, Switzerland. Editiert von by R. Srinivasan, J. Jacobs, D. Day and K. Abbaspour. S. 142–152.
- WATSON, B.M., MCKEOWN, R. A., PUTZ, G. & MACDONALD, J.D. (2008):** Modification of SWAT for modelling streamflow from forested watersheds on the Canadian Boreal Plain. J. Environ. Eng. Sci. 7: S145–S159 (2008). Published by NRC Research Press.

- WATTENBACH, M., HATTERMANN, F., WENG, R., WECHSUNG, F., KRYSANOVA, V., AND BADECK, F. (2005):** A simplified approach to implement forest eco-hydrological properties in regional hydrological modeling. *Ecol. Model.* 187: 40–59.
- WEBER, M. (1996):** Makrofauna - Waldkalkung. Dissertation Universität Mainz.
- WEIHE, J. (1968):** Niederschlagszurückhaltung durch Wald.- *Allgemeine Forstzeitschrift* 23, 522-524.
- WEISS, A. (1993):** Pflege- und Entwicklungsplan Naturpark Pfälzerwald. Verein Naturpark Pfälzerwald e.V. (Hrsg.), Bad Dürkheim, überarbeitete Fassung 2002.
- WILHELM, G.J. & RIEGER, H. (2013):** Naturnahe Waldwirtschaft - mit der QD-Strategie. Verlag Eugen Ulmer, ISBN 978-3800178582.
- WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A., SOKOLLEK, V. (1992):** Landschaftswasserhaushalt. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. ISBN 3-490-19116-1.
- YANG, Q. & ZHANG, X. (2016):** Improving SWAT for simulating water and carbon fluxes of forest ecosystems. *Sci Total Environ.*
- ZEMKE, J., ENDERLING, M., KLEIN, A., SKUBSKI, M. (2019):** The Influence of Soil Compaction on Runoff Formation. A Case Study Focusing on Skid Trails at Forested Andosol Sites. *Geoscience* 2019, 9, 204.
- ZENNER, E.K., FAUSKEE, J.T., BERGER, A.L., PUETT-MANN, K.J. (2007):** Impacts of Skidding Traffic Intensity on SoilDisturbance, Soil Recovery, and Aspen Regeneration in North Central Minnesota. *Society of American Foresters; NORTH. J. APPL. FOR.* 24(3) 2007
- ZHANG, L., DAWES, W.R., WALKER, G.R. (2001):** Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37: 701–708.

VI Anhang

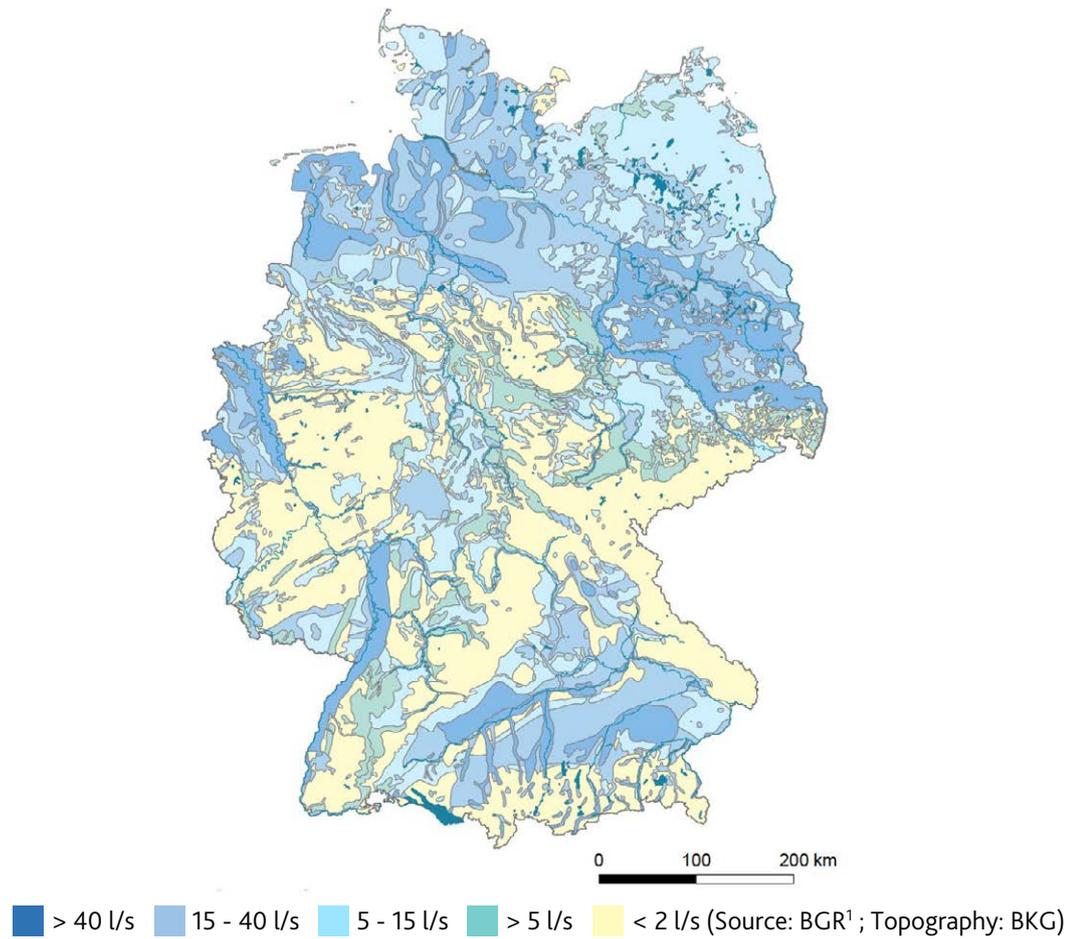


Abbildung 43: Grundwasserverteilung in Deutschland.

¹ https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Wasser/grundwasser_deutschland.html

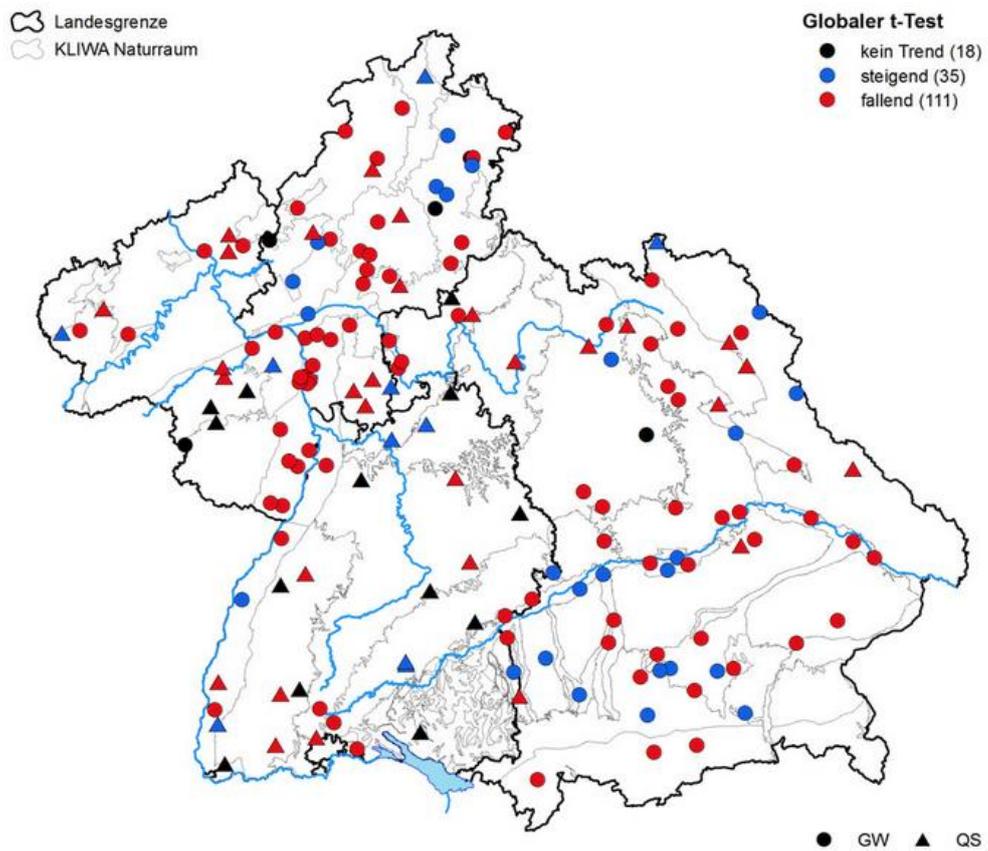
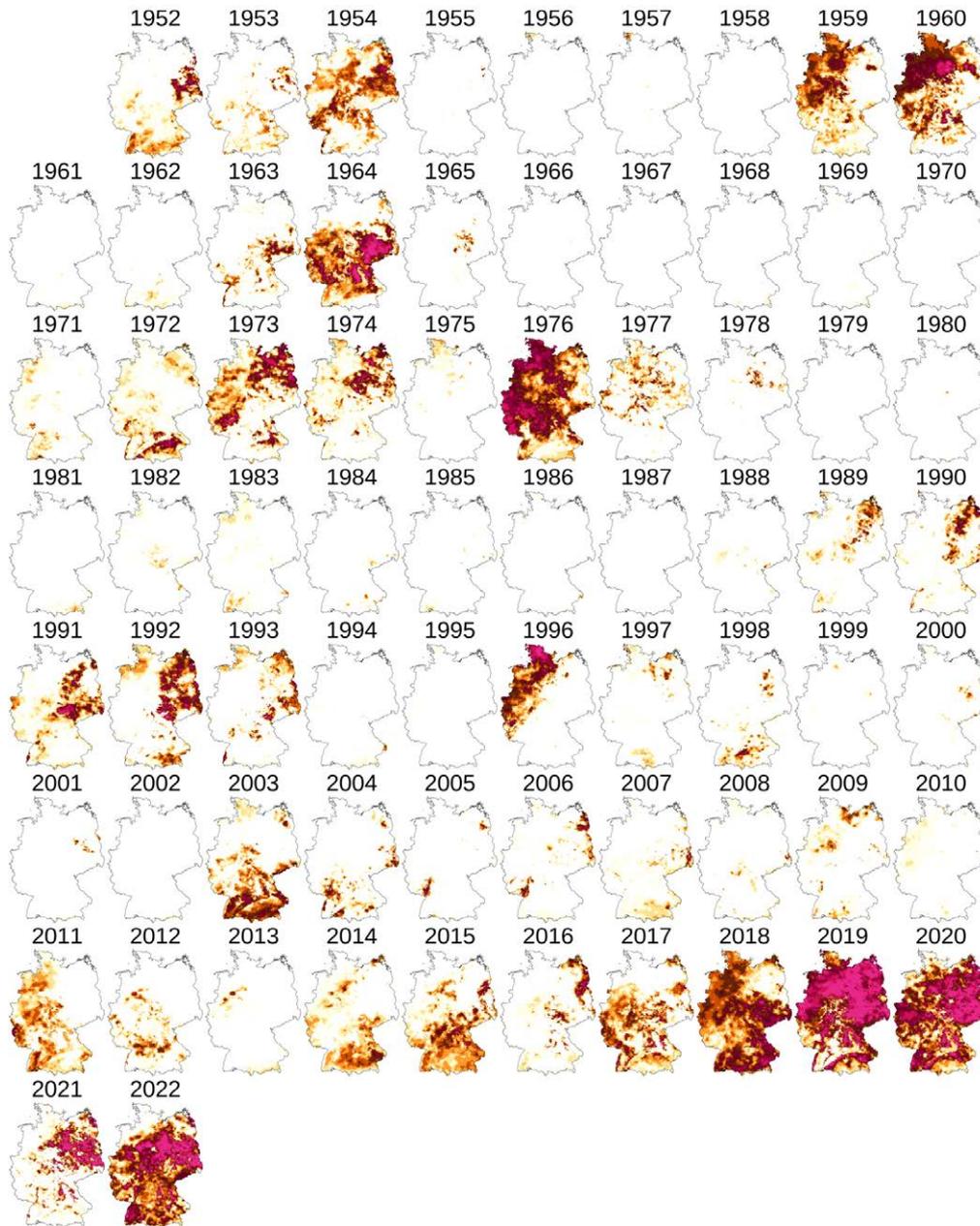


Abbildung 44: Langjährige Trends für den Rückgang der durchschnittlichen Grundwasserneubildung (GW) und Quellschüttung (QS) in der KLIWA Region: Rheinland-Pfalz, Hessen, Baden-Württemberg und Bayern (Quelle www.kliwa.de).



© UFZ-Dürremonitor/ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Friedrich Boeing

Abbildung 45: Entwicklung der Bodenfeuchte in Deutschland von 1952 bis 2020 gemäß des Dürremonitors des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung (Quelle: <https://www.ufz.de/index.php?de=37937>).

Tabelle 11:

Pflanzenparameter in SWAT+, die mit Wachstum und Transpiration verbunden sind, Standardeinstellungen (default) und modifizierte Werte, sowie die jeweilige Quellenangabe.

Parameter	Angepasste Werte							Quelle
	Default	Eiche	Buche	Fichte	Douglasie	Kiefer	Mischwald	
Radiation use efficiency [Kg biomass/ha/(MJ/m ²)]	15	18	18	18	18	18	18	GOWER et al. 1999; GARBULSKY et al. 2010; BARTELINK et al. 1997
Anteil entnommener Biomasse bei der Ernte [keine Einheit]	0.76	0.75	0.75	0.7	0.71	0.61	0.75	MATYSSEK et al. (2010:283)
Maximum LAI [m ² /m ²]	5	5.2	6.7	6	8	3.5	6.1	FAWF Monitoring Daten (2020)
Maximale Kronenhöhe [m]	6-10	34	38	40	44	32	37.6	DONG Yield charts
Maximale stomatäre Leitfähigkeit [m*s ⁻¹]	0.002	0.01	0.009	0.005	0.01	0.01	0.008	HAYES & BANGOR 2017, p.35, Transformatinsgleichung; MATYSSEK & HERRPICH 2019, p. 202 (9)
Wasserdampfdruckdefizit [kPa]	4	3.1	3.1	3	3	3	3	HAYES & BANGOR 2017: 35
Minimaler LAI [m ² /m ²]	0.75	0	0	5	7	2.5	2.9	FAWF Monitoring Daten (Dr. GREVE)
Anteil der Biomasse Totholz-verbleib [keine Einheit]	0.3	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	Schätzung von Dr. GREVE, FAWF Monitoring Daten (2020)
Maximale Biomasse des Bestands [t/ha]	10	185	289	215	215**	113	150	BARTSCH & RÖHRIG 2016, p. 264
Anfängliches Wurzel-Sproß-Verhältnis [Keine Einheit]	0-0.4	0.29	0.24	0.2	0.2	0.2	0.22	MOKANY et al. 2006, p. 91





Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
KLIMASCHUTZ, UMWELT,
ENERGIE UND MOBILITÄT

Ministerium für Klimaschutz,
Umwelt, Energie und Mobilität
Rheinland-Pfalz
Kaiser-Friedrich-Straße 1

55116 Mainz