

**Prozessorientierte Modellierung
dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen**

Von der
Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen
zur Erlangung der Würde eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.)
genehmigte Abhandlung.

Vorgelegt von
Dipl.-Ing. Wolfgang Rieger,
geboren am 27. März 1980
in Kaufbeuren.

Institut für Wasserwesen
Professur für Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz
Universität der Bundeswehr München

Vorwort

*„Die Natur ist unerbittlich und unveränderlich,
und es ist ihr gleichgültig, ob die verborgenen Gründe und Arten ihres Handelns
dem Menschen verständlich sind oder nicht.“*

„Das Buch der Natur ist mit mathematischen Symbolen geschrieben.“

GALILEO GALILEI bringt mit seinen beiden Zitaten zum Ausdruck, dass in Naturgefahren – die es immer gab und auch immer geben wird – eine Vielzahl an Prozessen verborgen sind, die auf den ersten Blick schwer nachvollziehbar oder gar unverständlich sind. Dennoch folgen sie gewissen Grundregeln und Gesetzmäßigkeiten, die es zu ergründen gilt.

Im Hinblick auf die Gefahr des Hochwassers bedeutet dies, dass erst wenn die maßgeblichen Prozesse der Hochwasserentstehung hinreichend erfasst und modelltechnisch nachgebildet werden, wirksame Maßnahmen entwickelt werden können, um diese Gefahr für den Menschen zu minimieren. Die vorliegende Arbeit „Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen“ soll hierzu einen kleinen Beitrag liefern.

An erster Stelle gilt mein Dank Herrn Prof. Dr.-Ing. Markus Disse für seine fachliche Betreuung und kontinuierliche Unterstützung bei der Entstehung dieser Arbeit sowie für die tolle Zusammenarbeit an seiner Professur in meiner Zeit als Student, als Hilfskraft und als wissenschaftlicher Mitarbeiter. Herrn Prof. Dr. Gerhard Gerold danke ich für die fachkundige Beratung, die Übernahme des Koreferats und die zügige Erstellung des Gutachtens.

Weiterhin gilt mein Dank dem Bayerischen Landesamt für Umwelt und dem Wasserwirtschaftsamt Weilheim für die fachliche Diskussion zur Thematik „dezentraler Hochwasserschutz“ und für die Bereitstellung der Daten für das Windachgebiet.

Besonders bedanken möchte ich mich bei allen Kollegen für die fachliche und persönliche Unterstützung. Hervorheben möchte ich dabei Alpaslan Yörük, Florian Winter, Martina Kalk, Patrick Keilholz, Sabine Pakosch und Timo Heinisch. Nicht vergessen möchte ich an dieser Stelle meine Diplom- und Bachelorstudenten Frank, Daniel, Thomas, Marian, Sören und Tom, die konstruktiv an der Entstehung dieser Arbeit mitgewirkt haben.

Ich danke weiterhin all meinen Freunden für ihr Verzeihen meiner Absagen von Treffen, Terminen und Feiern in den letzten vier Jahren.

Der größte Dank gebührt jedoch meinen Eltern Anna und Helmut Rieger, meiner Schwester Melanie und meinem Schwager Dirk Siepert und vor allem meiner lieben Freundin Sabine Baumann dafür, dass ihr mich immer wieder aufgerichtet habt und ständigen Rückhalt und permanente Unterstützung für das Gelingen dieser Arbeit gegeben habt. Danke!

München, im Januar 2012

Wolfgang Rieger

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der prozessorientierten Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen, die sich in Form von Landnutzungs- bzw. Bewirtschaftungsänderungen, als dezentrale Kleinrückhaltebecken oder renaturierte Gewässerverläufe darstellen, um ihre Wirksamkeit unter verschiedenen Randbedingungen zu quantifizieren. Der Anspruch der Prozessnähe bedeutet insofern eine große Herausforderung, da dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen auf sehr unterschiedliche Weise in den Niederschlag-Abfluss-Prozess eingreifen und Abflussbildung, Abflusskonzentration und Wellenablauf im Gerinne beeinflussen können. In vorliegender Arbeit wird ein kombinierter Modellansatz aus dem physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH 8.4.2 (SCHULLA 1997) und dem 2D-hydrodynamisch-numerischen Modell HYDRO_AS_2D (NUJC 1998) gewählt, welcher auch unter Nutzung von Feldmessungen parametrisiert wird.

Die Datenerhebungen im Felde dienen dabei zum einen dem Nachweis des Einflusses der unterschiedlichen Landnutzungsformen Grünland, Wald und Acker auf bodenhydraulische Eigenschaften als Grundlage für die landnutzungsabhängige Parametrisierung des Bodenmodells in WaSiM-ETH. Dabei weist die Bodenmatrix beim Grünlandstandort die günstigsten Infiltrations- und Speichereigenschaften auf. Zum anderen werden die Messergebnisse im Zusammenhang mit Laboruntersuchungen dafür verwendet, eine für das Untersuchungsgebiet geeignete Pedotransferfunktion zu identifizieren, da hieraus große Unsicherheiten bei der physikalisch basierten Modellierung resultieren.

Nach Modellerstellung, -parametrisierung und -kalibrierung erfolgt die offline-Kopplung beider Modelle durch eine quasi-diffuse Zugabe der WaSiM-ETH-Teilgebietsabflüsse als Randbedingungen in HYDRO_AS-2D. Die Kalibrier- und Simulationsergebnisse nach Kopplung werden als sehr gut bewertet und bestätigen die Anwendbarkeit des gewählten Modellansatzes für die weitere Untersuchung.

Unter Nutzung der Messdaten aus Feld und Labor, von Literaturwerten und historischen Moorkarten bzw. Dränplänen werden die im ländlich geprägten mesoskaligen Untersuchungsgebiet (nördliches Teileinzugsgebiet der Windach, $A_{EZG} = 65 \text{ km}^2$) umsetzbaren dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen im Modell parametrisiert und ihre Wirksamkeit für verschiedene Hochwasserereignisse quantifiziert. Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass je nach Maßnahme unterschiedliche Parameter wie der Verlauf der Abflussganglinie, die Abflussspitze oder das Abflussvolumen ihre Wirksamkeit beeinflussen. Dabei sind neben einem kombinierten Maßnahmenkonzept (Abminderung: 18 % bzw. 11 % bei advektivem HQ_{10} bzw. HQ_{100} und 19 % bzw. 26 % bei konvektivem HQ_{50} bzw. HQ_{60}) die dezentralen Kleinrückhaltebecken als wirksamste dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme anzusehen, da sie den Hochwasserscheitel auch bei einem advektiven HQ_{100} um ca. 10 % abmildern können. Grundsätzlich zeigt sich das größte Potential des dezentralen Hochwasserschutzes bei konvektiven Starkniederschlägen.

Abstract

This thesis deals with a process-based simulation of distributed flood control measures like land use changes or differing soil tillage practices, small retention ponds and restoration of rivers to quantify their flood reducing effects. In this context various challenges have to be met because these measures have different impacts on the total rainfall runoff process including runoff generation, runoff concentration and flood routing. For this a combined modeling approach is chosen, containing the physically based rainfall runoff model WaSiM-ETH (Version 8.4.2, SCHULLA 1997) and the 2D hydrodynamic numerical model HYDRO_AS-2D (NUJIC 1998). Inter alia the models are parameterized by the results of field studies.

These measurements are used to prove the influence of the different types of land use (grassland, forest, arable land) on soil hydraulic properties. Therefore they are necessary to get a land use depending parameterization of the soil model in WaSiM-ETH. The measurement results show that grassland soils have the best infiltration and water storage properties compared to the other types of land use. Furthermore, the collected data contribute to identify the best fitting pedotransfer function for the study area, which is important to minimize uncertainties regarding the use of different types of pedotransfer functions in a physically based rainfall runoff model.

After constructing, parameterizing and calibrating the models, they are coupled with an offline-connection by adding the runoff of each sub basin in WaSiM-ETH to HYDRO_AS-2D as boundary conditions. The calibration results with a high fitting quality demonstrate that the chosen coupled modeling approach can be applied for further research.

The distributed flood control measures are parameterized by the use of field and laboratory data, different literature sources and historical marshland and drainage maps. Subsequently their flood reducing effectiveness is quantified for different flood events and the rurally characterized mesoscaled study area of the Windach catchment ($A_{EZG} = 65 \text{ km}^2$). The simulation results show that this effectiveness is influenced by different parameters, e.g. the course of the hydrograph, the peak flow or the runoff volume, depending on the respective measure. The measures show the highest potential when realized in the form of an integrated concept including retention ponds, restoration of rivers and marshlands as well as afforestation. In this case the peak flow can be reduced by 11 % (HQ_{100} advective event) to 26 % (HQ_{60} convective event). The small retention ponds (max. 50000 m^3) have turned out to be the most effective individual distributed flood control measure, which all principally have the highest potential in the case of a convective event.

Inhaltsverzeichnis

1. Einführung.....	1
1.1. Problemstellung	1
1.2. Zielsetzung der Arbeit	3
1.3. Vorgehensweise	4
2. Dezentraler Hochwasserschutz – Grundlagen, Prozesse und Modellansätze	5
2.1. Grundlagen	5
2.1.1. Definitionen und Begriffe	6
2.1.2. Maßnahmenbeschreibung.....	7
2.1.2.1. Maßnahmen auf Ackerstandorten	8
2.1.2.2. Maßnahmen auf Grünland- und Moorstandorten	9
2.1.2.3. Maßnahmen auf Waldstandorten	10
2.1.2.4. Dezentrale Kleinrückhalte	10
2.1.2.5. Renaturierungsmaßnahmen	11
2.1.3. Synergieeffekte	12
2.2. Einfluss der Maßnahmen auf die Abflussprozesse	14
2.2.1. Abflussbildung.....	15
2.2.1.1. Verdunstung.....	15
2.2.1.2. Interzeption	16
2.2.1.3. Infiltration	17
2.2.2. Abflusskonzentration	28
2.2.2.1. Oberflächenrauheit.....	29
2.2.2.2. Lineare Fließwege.....	30
2.2.2.3. Speicher	33
2.2.3. Wellenablauf.....	37
2.2.3.1. Fließende Retention	37
2.2.3.2. Stehende Retention.....	40
2.3. Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Forschung..	41
2.3.1. Hydrologische Modelle	41
2.3.2. Hydrodynamisch-numerische Modelle	44
2.3.3. Überblick über bisherige Untersuchungen zum dezentralen Hochwasserschutz.....	46
2.3.3.1. Maßnahmen auf Ackerstandorten	46
2.3.3.2. Maßnahmen auf Waldstandorten	50
2.3.3.3. Dezentrale Kleinrückhalte	55
2.3.3.4. Renaturierungsmaßnahmen	59
3. Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen	65
3.1. Vorüberlegungen.....	65
3.1.1. Anforderungen an die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen	65
3.1.2. Unsicherheiten in der Modellierung des Bodenwasserhaushalts	69
3.1.2.1. Bodendaten	69
3.1.2.2. Pedotransferfunktionen	70
3.2. Untersuchungsgebiete	76
3.2.1. Modellierungsgebiet	76
3.2.1.1. Klima und Hydrologie.....	77

3.2.1.2. Geologie und Böden.....	78
3.2.1.3. Landnutzung	79
3.2.1.4. Eignung für die Aufgabenstellung	82
3.2.2. Intensiv-Messgebiet	82
3.2.2.1. Standortfindung.....	84
3.2.2.2. Messtechnik	92
3.2.2.3. Laboruntersuchungen.....	99
3.3. Verwendete Modelle	101
3.3.1. WaSiM-ETH.....	101
3.3.1.1. Modellkonzept	101
3.3.1.2. Teilmodelle	102
3.3.1.3. Eignung für die Aufgabenstellung	109
3.3.2. HYDRO_AS-2D.....	110
3.3.2.1. Modellkonzept	110
3.3.2.2. Eignung für die Aufgabenstellung	114
3.4. Aufbau der Modelle	116
3.4.1. WaSiM-ETH.....	116
3.4.1.1. Raumdaten	116
3.4.1.2. Zeitreihen.....	119
3.4.2. HYDRO_AS-2D.....	120
3.5. Modellparametrisierung und –kopplung	123
3.5.1. Datengrundlage aus experimenteller Arbeit.....	123
3.5.1.1. Labormessungen	123
3.5.1.2. Feldmessungen.....	127
3.5.2. Parametrisierung von WaSiM-ETH.....	132
3.5.2.1. Wahl der geeigneten Pedotransferfunktion	132
3.5.2.2. Landnutzungsabhängige bodenhydraulische Parameter	135
3.5.2.3. Parametrisierung der Vegetation.....	137
3.5.3. Kalibrierung von WaSiM-ETH	138
3.5.3.1. Gewählte Zeiträume	139
3.5.3.2. Parametersensitivitäten.....	139
3.5.3.3. Ergebnisse.....	142
3.5.4. Randbedingungen für HYDRO_AS-2D	147
3.5.4.1. Rauheiten	147
3.5.4.2. Offline-Kopplung mit WaSiM-ETH	148
4. Anwendung der Modelle	150
4.1. Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen	153
4.1.1. Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen	153
4.1.1.1. Maßnahmen im Ackerbau	153
4.1.1.2. Maßnahmen auf Grünlandstandorten.....	163
4.1.1.3. Maßnahmen in der Forstwirtschaft	169
4.1.2. Dezentrale Kleinrückhalte	174
4.1.2.1. Begünstigende Faktoren im Einzugsgebiet	174
4.1.2.2. Modellierungsstrategie	175
4.1.2.3. Simulationsergebnisse	183
4.1.3. Renaturierungsmaßnahmen.....	190
4.1.3.1. Begünstigende Faktoren im Einzugsgebiet	190
4.1.3.2. Modellierungsstrategie	191
4.1.3.3. Simulationsergebnisse	193

4.2. Maßnahmenkonzepte.....	198
4.2.1. Modellansatz für das Maßnahmenkonzept.....	199
4.2.2. Erstellung des Maßnahmenkonzepts.....	199
4.2.3. Simulationsergebnisse.....	202
5. Diskussion, Schlussfolgerungen und Ausblick	207
5.1. Bewertung der Messergebnisse.....	208
5.2. Bewertung des gewählten Modellansatzes	210
5.3. Möglichkeiten und Grenzen dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen	212
5.4. Ausblick.....	216
6. Literaturverzeichnis	218
7. Glossar	243
Anhang	248

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	Moderner Hochwasserschutz in Bayern mit seinen drei Handlungsfeldern (StMLU, 2002).....	5
Abbildung 2.2:	Synergieeffekte dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen.....	12
Abbildung 2.3:	Schematische Darstellung des Abflussprozesses (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996)	14
Abbildung 2.4:	Relation der jährlichen Verdunstung verschiedener Pflanzenbestände in Bezug zu den Werten von Grünland (100 %); gültig für untere deutsche Mittelgebirgslagen mit Jahresniederschlägen von 700 - 800 mm und einer nutzbaren Feldkapazität von 140-170 mm (ERNSTBERGER 1987, verändert)....	16
Abbildung 2.5:	Hydrologische Prozesse bei der Infiltration: 1) Niederschlag; 2) Oberflächenabfluss; 3) Sickerung in die Makroporen; 4) Sickerung in den Makroporen; 5) Sickerung in die Mikroporen durch die Bodenoberfläche; 6) Sickerung von den Makroporen in die Mikroporen; 7) Sickerung in den Mikroporen (BRONSTERT 1994).....	18
Abbildung 2.6:	Wasserinfiltration bei Regensimulation auf Ackerflächen (1,9 mm/min, Berechnungsdauer: 20 min), links: Sächsisches Lößhügelland, rechts: Erzgebirge (SCHMIDT et al. 2007, verändert).....	19
Abbildung 2.7:	Infiltrationsmuster der unterschiedlichen Landnutzungen nach Tracerexperiment; links: Acker, Mitte: Jungaufforstung, rechts: Altaufforstung, schwarz gestrichelt: Geländeoberkante, hell gestrichelt: Bereich Pflugsohle (ca. 25 cm tief), Raster: 20 x 20 cm (WAHREN et al. 2009, verändert).....	20
Abbildung 2.8:	Änderung der Porengrößenverteilung für Sand-, Schluff- und Tonböden im Erstverdichtungsbereich (DVWK, 1997).....	22
Abbildung 2.9:	Korrelation zwischen Makroporosität und gesättigter Leitfähigkeit; Labormessung anhand ungestörter Bodenproben, n = 24, primär SL(sandy loam)-Böden (GEBHARDT et al. 2006).....	23
Abbildung 2.10:	Trockenrohdichte nach drei Jahren differenzierter Bodenbelastung in 5 cm - 10 cm Tiefe (weiß) und 15 cm - 20 cm Tiefe (schwarz), Belastungsgrad mittel: 7 t - 10 t, stark: 12 t - 17 t (DIEPOLDER et al. 2005, verändert).....	23
Abbildung 2.11:	Empirische Tiefenfunktion des Filtrationskoeffizienten ($k_f = f(z)$) im Akrotelm verschiedener Moorökotope (1) Seggen-Braunmoos; (2) Reitgras-Birken; (3) Kiefern-Sphagnum-Zwergstrauch im erhöhten Mikroreliefelement; (4) - (6) Sphagnum-Zwergstrauch-Kiefernbulle (SUCCOW & JOOSTEN 2001).....	25
Abbildung 2.12:	Tiefenabhängige entwässerbare Porosität ξ für die verschiedenen Typen eutropher und oligotropher Moorökotope; (1) - (5) Seggen mit Braunmoos, Schilf oder Reitgras, (6) - (11) Kiefern Sphagnum mit Zwergstrauch oder Wollgras, (12) Sphagnum-Kiefern-Scheuchzeria und Sphagnum Scheuchzeria-Schlenken in Bult-Schlenken-Ökotope (SUCCOW & JOOSTEN 2001).....	25
Abbildung 2.13:	Bandbreite der Speicherwirkung verschiedener Böden in Abhängigkeit des Zustandes der vorliegenden Waldvegetation (Idealbestockung: gut; flächiger Windwurf: schlecht) bei Starkniederschlägen (LÜSCHER & ZÜRCHER 2003) ...	27

Abbildung 2.14:	Relative Wurzeldichten für Fichten- (spruce) und Buchenbestände (beech) auf zwei Untersuchungsstandorten; links: Rotherdbach, rechts: Schluchsee (ARMBRUSTER et al. 2004).....	28
Abbildung 2.15:	Simulation der Auswirkungen verschiedener räumlicher Verteilungen von Siedlungsflächen bei einem konvektiven Ereignis (NIEHOFF 2001)	29
Abbildung 2.16:	Bestimmungsschlüssel zur Herleitung der Abflussprozesse für Waldwege; HOF1: rascher HORTONScher Oberflächenabfluss, HOF2: leicht verzögerter HORTONScher Oberflächenabfluss, SOF2: leicht verzögerter Sättigungsflächenabfluss, SOF3: stark verzögerter Sättigungsflächenabfluss (BACKES et al. 2007).....	31
Abbildung 2.17:	Einfluss verschiedener Bodentexturen in Verbindung mit künstlicher Drainage auf den Abfluss: (+) Zunahme oder (-) Abnahme; ermittelt anhand von Feldstudien in Nordeuropa (ROBINSON & RYCROFT, 1999)	33
Abbildung 2.18:	Zu- und Auslauf eines Feldabflussspeichers nach einem Gewitterregen (FIENER & AUERSWALD 2007).....	34
Abbildung 2.19:	Einfluss einer Seeretention: Abminderung der Hochwasserspitze um ΔQ und Verzögerung derselben um Δt ; durchgezogene Linie: Zufluss-Hydrogramm, gestrichelte Linie: Abfluss-Hydrogramm, schraffierte Fläche: Retentionsvolumen R (VISCHER & HAGER 1992).....	35
Abbildung 2.20:	Prinzip der fließenden Retention entlang eines Gewässerabschnittes; Δt_S : Scheitelversatz infolge Translation, ΔQ_S : Scheitelabminderung infolge Retention, V_{Ret} : Retentionsvolumen, $Q_z(t)$: Zuflussganglinie am oberen Ende des Gewässerabschnittes, $Q_a(t)$: Abflussganglinie am unteren Ende des Gewässerabschnittes (eigene Darstellung).....	38
Abbildung 2.21:	Möglichkeiten der Laufverlängerung um den Faktor 1,6 (links) und 3,6 (rechts) durch Mäanderstruktur (SCHWALLER & TÖLLE 2005, verändert).....	39
Abbildung 2.22:	Simulation zweier etwa 3-jährlicher Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Lein für den Ist-Zustand und ein Mulchsaatszenario für die 23 % der Einzugsgebietsfläche (LFU 2002)	48
Abbildung 2.23:	Simulation eines extremen Hochwasserereignisses im Einzugsgebiet der Pließnitz für den Ist-Zustand und 2 Szenarien mit konservierender Bodenbearbeitung auf 50 % und 100 % der Ackerfläche (WILCKE 2002)	49
Abbildung 2.24:	Gegenüberstellung der simulierten Abflüsse am Gebietsauslass unter Szenarienbedingungen und Referenzzustand: 23,3 % Nadel (N), 4,9 % Mischw. (M), 0,2 % Laubw. (L), S1A: 23,3 % N, 5,6 % M, 2,9 % L, S4: 0 % N, 35,9 % M, 5,9 % L, ES1: 0 % N, 80,6 % M, 18,1 % L (KLÖCKING 2006).....	53
Abbildung 2.25:	Ist-Zustand und Prognosezustand mit dezentralen Kleinrückhalten im Einzugsgebiet der Oberen Blies (KREITER 2007).....	58
Abbildung 2.26:	Einfluss des Sohlgefälles und der Einzugsgebietsgröße auf die Scheitelabminderung beim HQ_{100} (MARENBACH 2002, verändert)	61
Abbildung 2.27:	Zuwachs der Speicherkonstanten durch Renaturierungsmaßnahmen für verschiedene Wiederkehrintervalle (BAUER 2004)	62
Abbildung 3.1:	Untersuchungsgebiet Scheyern, u.a. zur Beurteilung von Bodenkarten (RIEGER et al. 2010).....	69

Abbildung 3.2:	Mit Hilfe von Pedotransferfunktionen generierte pF-Kurven für Beispielböden; links: Lt2 (30 % Ton, 40 % Schluff, 30 % Sand, 4 % org. Ant., Dichte 1,4 g/cm ³), rechts: Su2 (2% Ton, 18 % Schluff, 80 % Sand, 2% org. Ant., Dichte 1,3 g/cm ³)	74
Abbildung 3.3:	Simulationsergebnisse für ein zehnjährliches Hochwasserereignis (nördl. Teileinzugsgebiet der Windach, Pegel Greifenberg, 65 km ²) unter Verwendung verschiedener Pedotransferfunktionen (RIEGER et al. 2010, verändert)	75
Abbildung 3.4:	Nördliches Teileinzugsgebiet der Windach, Luftbild mit Gewässerstruktur, Windachspeicher und Pegel Greifenberg (www.weltkarte.com/europa/deutschlandkarte.htm, Zugriff 06/2010).....	76
Abbildung 3.5:	Verteilung der Bodentypen im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach gemäß Standortkundlicher Bodenkartierung; links: prozentuale Verteilung, rechts: Verteilung der Bodentypen auf die Hauptlandnutzungsformen Grünland, Acker und Wald	79
Abbildung 3.6:	Verteilung der Landnutzung im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach gemäß ATKIS-Datensatz; links: prozentuale Verteilung, rechts: regionale Verteilung	80
Abbildung 3.7:	konventionell bewirtschaftete Ackerfläche zum Maisanbau im nördlichen Einzugsgebiet der Windach.....	81
Abbildung 3.8:	Dränageplan für das Gebiet östlich des Windachspeichers (Wasserwirtschaftsamt Weilheim).....	81
Abbildung 3.9:	Typische pF-Kurven ausgewählter Bodenarten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2006).....	83
Abbildung 3.10:	Standort des Messgebiets (gestrichelter Kreis) auf Grundlage der Konzeptbodenkarte für Bayern (KBK, Stand 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt); grau eingefärbt: Standorte, an denen laut KBK der Bodentyp Parabraunerde vorliegt.....	85
Abbildung 3.11:	Messgebiet Saubach: Grünland (im Vordergrund), Acker (rechts im Bild) und Wald (im Hintergrund).....	86
Abbildung 3.12:	Untersuchungsraster für die Entnahme der Bohrstock-Proben; gestrichelte Ellipsen: nach den Bodenanalysen ausgewählte Standorte für die Installation der Messtechnik im Boden.....	87
Abbildung 3.13:	Bodenartendiagramm (BFG 2005)	88
Abbildung 3.14:	Vergleich der räumlichen Verteilung der Bodenarten in den einzelnen Bodenhorizonten (oben: A-Horizont, Mitte: B-Horizont, unten: C-Horizont) gemäß Felduntersuchung (links) und KBK bzw. Standortkundlicher Bodenkarte (rechts).....	90
Abbildung 3.15:	Räumliche Verteilung der Messtechnik auf den drei Landnutzungsformen im Saubachgebiet.....	93
Abbildung 3.16:	Handelsübliche TDR-Sonde (Firma UGT)	93
Abbildung 3.17:	Handelsübliches Tensiometer (Firma UGT)	94
Abbildung 3.18:	Räumliche Verteilung der Messtechnik auf den drei Landnutzungsformen im Saubachgebiet (Firma UGT 2009).....	95
Abbildung 3.19:	Messanordnung im Wald (andere Landnutzungen vergleichbar).....	95
Abbildung 3.20:	Kompaktwetterstation i-Metos (Firma Pessel).....	96

Abbildung 3.21:	Anordnung der Totalisatoren in der Waldfläche des Messgebiets; links: dichter Fichtenbestand, Mitte: Buchenbestand, rechts: lockerer Fichtenbestand.....	96
Abbildung 3.22:	Standorte der Messtechnik und dazugehöriges Teileinzugsgebiet ($A_{EZG} = 1,53 \text{ km}^2$) im Saubachgebiet.....	97
Abbildung 3.23:	Aufbauskizze des H-Flumes (UGT, 2009).....	97
Abbildung 3.24:	H-Flume im Untersuchungsgebiet Saubach.....	99
Abbildung 3.25:	Versuchsaufbau zur Ermittlung der pF-Kurve im Labor; links: Druckbehälter mit den enthaltenen Bodenproben, rechts: Messuhr mit Druckanschluss.....	100
Abbildung 3.26:	Modellstruktur von WaSiM-ETH 8.4.2 (SCHULLA & JASPER, 1998, verändert)	102
Abbildung 3.27:	Finite-Volumen-Methode: Kontrollvolumen und Numerischer Fluss für den Knoten ij (FISCHER 2008)	111
Abbildung 3.28:	Mit TANALYS abgeleitete Teileinzugsgebietsstruktur für das nördliche Einzugsgebiet der Windach.....	117
Abbildung 3.29:	Beschreibung des Bodentyps Parabraunerde (Isar-Loisach- und Lechgletscher) für die Landnutzungsform Grünland (BGL, 1986).....	118
Abbildung 3.30:	Meteorologische Messstationen in der Region des Einzugsgebiets der Windach; Kreis: agrarmeteorologische Messstationen, Dreieck: Messstationen des DWD (Messnetz 2000)	120
Abbildung 3.31:	Vermessung der Windachzuflüsse mittels DGPS.....	121
Abbildung 3.32:	Berechnungsnetz (Höhenmodell) des nördlichen Einzugsgebiets der Windach für HYDRO_AS-2D	122
Abbildung 3.33:	Trockenrohddichte der Bodenproben in Abhängigkeit des organischen Anteils (Korrelation $r = -0,79$) mit Regressionskurve (exponentiell: $R^2 = 0,67$).....	125
Abbildung 3.34:	Im Labor ermittelte pF-Kurven für Wiese, Wald und Acker in 10 cm und 30 cm Tiefe	126
Abbildung 3.35:	Verlauf der Tensiometer-Ganglinien in Abhängigkeit der Landnutzung und Bodentiefe für den Zeitraum vom 12.12.2009 - 01.02.2010; oben: Wald, Mitte: Grünland, unten: Acker	128
Abbildung 3.36:	Verlauf der Tensiometer-Ganglinien in Abhängigkeit der Landnutzung und Bodentiefe für den Zeitraum vom 14.03.2010 - 14.04.2010; oben: Wald, Mitte: Grünland, unten: Acker	129
Abbildung 3.37:	An die Messwerte im Feld angepasste pF-Kurven (Kriterium RMSE) für Wiese, Wald und Acker in 30 cm (links) und 60 cm (rechts) Tiefe	131
Abbildung 3.38:	Im Labor ermittelte pF-Kurven im Vergleich mit den mittels PTF generierten, beispielhaft für die Standorte Acker_1 (in 10 cm Tiefe) und Wiese_1 (in 30 cm Tiefe).....	133
Abbildung 3.39:	Im Feld gemessene pF-Werte im Vergleich mit den mittels PTF generierten pF-Kurven, beispielhaft für die Standorte Acker_2 und Wald_2 in 30 cm Tiefe.....	134
Abbildung 3.40:	Mittlere Literaturwerte ausgewählter Vegetationsparameter für Nadelwald, Grünland und Mais; oben links: effektive Rauheitslänge, oben rechts: Blattflächenindex, unten links: Bestandswiderstand, unten rechts: Wurzeltiefe.....	138

Abbildung 3.41:	Parametersensitivitäten am Beispiel des Augusthochwassers 2002 für Gesamt- und Zwischenabfluss; oben links: d_r [-], oben rechts: k_d [1/s], unten links: Leitfähigkeit der Kolmationsschicht [m/s], unten rechts: Leitfähigkeit des Aquifers [m/s]	142
Abbildung 3.42:	Kalibrierung von WaSiM-ETH am Pegel Greifenberg ($A_{EZG} = 124,12 \text{ km}^2$); Zoomfenster: ausgewählte Abflussspitzen.....	144
Abbildung 3.43:	Validierung von WaSiM-ETH am Pegel Greifenberg ($A_{EZG} = 124,12 \text{ km}^2$); Zoomfenster: ausgewählte Abflussspitzen.....	144
Abbildung 3.44:	Vergleich von simuliertem Grundwasserstand und tatsächlichem an der Grundwassermessstelle Eching	145
Abbildung 3.45:	Vergleich der simulierten Bodenfeuchte mit der realen im Messgebiet Saubach in 30 cm Tiefe.....	146
Abbildung 3.46:	Vergleich des gemessenen und simulierten Abflusses am Pegel Saubach (Teileinzugsgebiet im Windachgebiet, $A_{EZG} = 1,53 \text{ km}^2$).....	146
Abbildung 3.47:	Verteilung der Rauheiten im Einzugsgebiet der Windach für HYDRO_AS-2D am Beispiel Saubach	147
Abbildung 3.48:	Prinzip der offline-Kopplung von WaSiM-ETH und HYDRO_AS-2D am Beispiel des Windachzuflusses Saubach; großes Fenster: Teilgebietsstruktur in WaSiM-ETH mit Pegelstellen, kleines Fenster: Berechnungsnetz von HYDRO_AS-2D, weiße Pfeile: Zuflussrandbedingungen der Teilgebietsabflüsse	148
Abbildung 3.49:	Zehnjährlicher Hochwasserabfluss im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach (Pegel Greifenberg), simuliert mit HYDRO_AS-2D und WaSiM-ETH	149
Abbildung 4.1:	Ereignisse zur Simulation dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen (verwendet wurden die Ereignisse „ohne Speicher“), Pegel Greifenberg; oben links: Augusthochwasser 2002 (HQ_{10}), oben rechts: Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100}), unten links: Szenario 1 (HQ_{50}), unten rechts: Szenario 2 (HQ_{60})	151
Abbildung 4.2:	HQ_{100} -Werte an Bayerischen Pegeln (Hydrologische Planungsgrundlagen, www.lfu.bayern.de , Zugriff 04/2011) inkl. Abfluss des Pfingsthochwassers 1999 im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach ($A_{EZG} = 65 \text{ km}^2$ am Pegel Greifenberg).....	152
Abbildung 4.3:	Gesamtabfluss, Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss für das Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) bei konventioneller und bei konservierender Bodenbearbeitung; links: Ist-Zustand der Landnutzung (17 % Ackerfläche), rechts: 100 % Ackerfläche im Einzugsgebiet.....	155
Abbildung 4.4:	Gesamtabfluss, Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss für das Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) bei konventioneller und bei konservierender Bodenbearbeitung; links: 100 % Sandboden und Ackerfläche im Einzugsgebiet, rechts: 100 % Tonboden und Ackerfläche im Einzugsgebiet	159
Abbildung 4.5:	Schematische Darstellung des Dränmoduls im geschichteten Bodenmodell von WaSiM-ETH; z_d = Dräntiefe [m], d_h = Dränabstand [m].....	160

Abbildung 4.6:	Abfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ _{10_a}) für den Ist-Zustand der Dränmaßnahmen (Dränabstand 10,0 m, Dräntiefe 0,8 m), ohne Dränmaßnahmen und mit halbiertem Dränabstand und halbiertem Dräntiefe; links: Dränvarianten für den Ist-Zustand der Bodenverteilung, rechts: Dränvarianten bei 100 % Tonböden und bei 100 % Sandböden im Einzugsgebiet	162
Abbildung 4.7:	Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ _{10_a}) für den Ist-Zustand und erhöhte maschinelle Belastung auf Grünlandstandorten	164
Abbildung 4.8:	In WaSiM-ETH implementierte Moorflächen (links) im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach gemäß der Moorkarte aus Bayern aus dem Jahre 1913 (rechts, Quelle: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft)	165
Abbildung 4.9:	pF-Kurven der simulierten Moorstandorte in Abhängigkeit der Tiefe; die entwässerbare Porosität (pF < 1,8) liegt für die einzelnen Bodenschichten bei 0,7, 0,4, 0,25, 0,2, 0,15 (links: Seggen-Ökotope) und 0,7, 0,4, 0,2 (rechts: Sphagnum-Ökotope)	167
Abbildung 4.10:	Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ _{10_a}) für den Ist-Zustand und für die Renaturierung historischer Moorflächen als Seggen- und als Sphagnum-Ökotope	168
Abbildung 4.11:	Gesamtabfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ _{10_a}) für den Ist-Zustand und für alle Waldflächen, naturnah umgestaltet	170
Abbildung 4.12:	Gesamtabfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ _{10_a}) für den Ist-Zustand und für verschiedene Aufforstungsszenarien; rechts: inklusive ökologischer Waldumbaumaßnahmen	172
Abbildung 4.13:	Prozentuale Scheitelabminderung durch Aufforstung (vorwiegend Fichten-Monokulturen) im Einzugsgebiet (Ist-Zustand: 25 % Waldfläche) in Abhängigkeit der aufgeforsteten Landnutzungsform und des Hochwasserereignisses	173
Abbildung 4.14:	Prozentuale Scheitelabminderung durch Aufforstung (naturnaher Mischwald mit dichtem Unterholz) im Einzugsgebiet (Ist-Zustand: 25 % Waldfläche) in Abhängigkeit der aufgeforsteten Landnutzungsform und des Hochwasserereignisses	173
Abbildung 4.15:	Begünstigende Geländeform zur Ausbildung dezentraler Rückhaltebecken im Untersuchungsgebiet	175
Abbildung 4.16:	Vorgehensweise bei der Klassifizierung von potentiellen Standorten dezentraler Kleinrückhalte (KONJEVIC 2008)	176
Abbildung 4.17:	Ermittelte 19 mögliche Standorte für dezentrale Rückhaltebecken an den einzelnen Windachzuflüssen (Umrandung)	178
Abbildung 4.18:	Volumen und Ausdehnung des dezentralen Kleinrückhalts in ArcGIS 9.2 zur Oberflächen- und Volumenbestimmung (Beispiel Standort 14)	179
Abbildung 4.19:	Drosseloptimierung der dezentralen Rückhaltebecken in WaSiM-ETH für das Pfingsthochwasser 1999 am Beispiel Becken-Nr. 10 (V = 17700 m ³)	181
Abbildung 4.20:	Drosselweiten der 19 Becken im Vergleich, optimiert für die einzelnen Hochwasserereignisse	183
Abbildung 4.21:	Niederschlagssummen der Hochwasserereignisse in den einzelnen Teileinzugsgebieten des nördlichen Windachgebiets	183

Abbildung 4.22:	Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken an den Hauptzuflüssen zur Windach beim HQ _{10_a} (oben links), HQ _{100_a} (oben rechts), HQ _{50_k} (unten links) und HQ _{60_k} (unten rechts).....	185
Abbildung 4.23:	Scheitelabminderung (in %) in Abhängigkeit des spezifischen Volumens (in mm) für zwei advektive (a bzw. ●) und zwei konvektive (k bzw. ▲) Hochwasserereignisse.....	187
Abbildung 4.24:	Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken am Pegel Greifenberg beim HQ _{100_a} (links) und HQ _{60_k} (rechts) – gleiche Skalierung.....	188
Abbildung 4.25:	Kanalisierte Verlauf des Fischbachs im Einzugsgebiet der Windach	191
Abbildung 4.26:	Begradigter (gestrichelt) und ursprünglicher Verlauf (durchgezogen, mäandrierend) der Windachzuflüsse auf Grundlage historischer Karten am Beispiel des Harresbachs	191
Abbildung 4.27:	Berechnungsnetze in HYDRO_AS-2D am Beispiel des Kehrgrabens (als Höhenmodell); links: Ist-Zustand, rechts: renaturierter Verlauf, schwarze Linie: Bachlauf.....	192
Abbildung 4.28:	Laufverlängerung um 32,2 % durch Gewässerrenaturierung am Beispiel des Saubachs	192
Abbildung 4.29:	Berechnung von Renaturierungsszenarien am Windachzufluss Fischbach beim HQ _{10_a} (links) und HQ _{50_k} (rechts).....	195
Abbildung 4.30:	Berechnung von Renaturierungsszenarien am Pegel Greifenberg beim HQ _{10_a} (oben links), HQ _{100_a} (oben rechts), HQ _{50_k} (unten links) und HQ _{60_k} (unten rechts).....	196
Abbildung 4.31:	Schema der räumlichen Anordnung der Konzeptbausteine einer dezentralen, integrierten Hochwasserschutzplanung (ASSMANN, 1999).....	198
Abbildung 4.32:	Maßnahmenkonzept für das nördliche Teileinzugsgebiet der Windach, B = Becken.....	202
Abbildung 4.33:	Wirksamkeit einzelner Teile des Maßnahmenkonzepts und des gesamten Maßnahmenkonzepts beim HQ _{10_a} (oben links), HQ _{100_a} (oben rechts), HQ _{50_k} (unten links) und HQ _{60_k} (unten rechts)	205

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Einteilung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen (WEGNER 1992, verändert)	6
Tabelle 2.2:	In dieser Arbeit betrachtete dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen	7
Tabelle 2.3:	Übersicht über dezentrale Maßnahmen auf Ackerstandorten mit Entscheidungskriterien zum effektiven Einsatz (nach SIEKER 2007, verändert)	8
Tabelle 2.4:	Unterteilung dezentraler Kleinrückhalte.....	11
Tabelle 2.5:	Maßnahmen des dezentralen integrierten Hochwasserschutzes und die damit verbundenen Auswirkungen im Sinne der EU-WRRL (RÖTTCHER & TÖNSMANN 2004, verändert)	13
Tabelle 2.6:	Durch dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen primär (dunkel) und sekundär (hell) beeinflusste Abflussprozesse.....	15
Tabelle 2.7:	Jährliche Interzeptionsleistung für verschiedene Baumgattungen in % der Jahresniederschlagssumme; n ist die Anzahl der Messungen (nach PECK & MAYER 1996, verändert).....	17
Tabelle 2.8:	Anzahl an Regenwurmgingen pro m ² in einem gepflügten und in einem seit vier Jahren ungepflügten Acker in verschiedenen Tiefen (EHLERS, 1975).....	19
Tabelle 2.9:	Mögliche Verteilung der Bodendichten in einem konventionell (konv. Bearb.) und einem konservierend (kons. Bearb.) bearbeiteten Boden (auf Grundlage o.a. Quellen).....	21
Tabelle 2.10:	Anhaltswerte nach STRICKLER k_{St} , Zusammenstellung nach GERLINGER (1997), SCHNEIDER (2002) und AKKERMANN (2004), verändert.....	30
Tabelle 2.11:	STRICKLER-Beiwerte für verschiedene Oberflächenbeschaffenheiten bei naturnah gestalteten Flüssen (SCHRÖDER 1990, verändert)	39
Tabelle 2.12:	Hydrologische Modelle zur Simulation von Landnutzungsänderungen, Bewirtschaftungsmaßnahmen und dezentralen Rückhaltebecken mit den Berechnungsmethoden zu den relevanten Prozessen; Abkürzungen: k = konzeptionell, p = physikalisch basiert, LAI: Blattflächenindex, ETP: Verdunstung	43
Tabelle 2.13:	Literaturauswertung zur Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Ackerstandorten.....	47
Tabelle 2.14:	Literaturauswertung zur Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Waldstandorten.....	51
Tabelle 2.15:	Einfluss unterschiedlicher Modellparametrisierungen auf die Scheitelabminderung durch altaufgeforstete Flächen gegenüber Ackerstandorten (WAHREN et al. 2009).....	54
Tabelle 2.16:	Literaturauswertung zur Wirksamkeit dezentraler Kleinrückhalte.....	56
Tabelle 2.17:	Literaturauswertung zur Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen.....	60
Tabelle 2.18:	Hauptaussagen der Untersuchungen von SCHWALLER & TÖLLE (2005) am synthetischen Gerinne und am Realsystem (Glonn-EZG)	63
Tabelle 2.19:	Abnahme der Spitzenabflüsse der auslaufenden Wellen aus den Untersuchungsabschnitten (HELLBERG 2006, verändert) in %	64
Tabelle 3.1:	Abgrenzung der Eignung 1-, 2- und 3-dimensionaler Strömungsmodelle bzw. physikalischer Modelle (BWK 2000, verändert)	67

Tabelle 3.2:	Anforderung an die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen.....	68
Tabelle 3.3:	Messpunkte im Untersuchungsgebiet Scheyern, Bestimmung der Bodenarten und der gesättigten Leitfähigkeit mittels Hood-Infiltrometer (RIEGER et al. 2010, verändert)	70
Tabelle 3.4:	Unterschiedliche Pedotransferfunktionen zur Bestimmung der VAN-GENUCHTEN-Parameter mit den dazugehörigen Gleichungen; clay: Tonanteil [%], silt: Schluffanteil [%], sand: Sandanteil [%], BD: Bodendichte [g/cm ³], OC: organischer Anteil [%], OB: Oberbodenfaktor (1 oder 0).....	72
Tabelle 3.5:	Tabellenwerte unterschiedlicher Pedotransferfunktionen zur Bestimmung der VAN-GENUCHTEN-Parameter, C&P: CARSEL & PARRISH (1988), S&L: SCHAAP & LEIJ (1998), W _{ö(o,u)} : WÖSTEN et al. (1999, Oberboden bzw. Unterboden), Te: TEEPE et al. (2003, für mittlere Bodendichte – TDR3: 1,25 – 1,45 g/cm ³)	73
Tabelle 3.6:	Jährlichkeiten der Höchstabflüsse am Pegel Greifenberg (124,12 km ²) und Werksabfluss Windachspeicher (60,32 km ²) (www.hnd.bayern.de, Zugriff 12/2010).....	77
Tabelle 3.7:	Hochwasserscheitel der Windachzuflüsse für Hochwasserabflüsse verschiedener Jährlichkeiten am Pegel Greifenberg (BLASY & ØVERLAND 2004, verändert).....	78
Tabelle 3.8:	Vergleich der Probenanalyse mit den Werten der Standortkundlichen Bodenkarte für Bayern (BGL 1986) für den Bodentyp Parabraunerde; im Untersuchungsgebiet wurden Ah- und Al-Horizont zusammengefasst; n steht für die Anzahl der Proben je Landnutzung; Standortbezeichnung gem. Abb. 3.12.....	89
Tabelle 3.9:	Ergebnisse der Voruntersuchungen hinsichtlich des Bodenaufbaus an den Messplots im Messgebiet Saubach	91
Tabelle 3.10:	Korngrößenverteilung der im Labor untersuchten Bodenproben	123
Tabelle 3.11:	Im Labor bestimmte Kennwerte der Bodenproben im Saubachgebiet für die Standorte Grünland, Wald und Acker in 10 cm und 30 cm Tiefe mit Einstufung des Humusgehalts gemäß KA05 (BfGR 2005)	124
Tabelle 3.12:	Entwässerbare Porosität (pF < 1,8) und nutzbare Feldkapazität (1,8 < pF < 4,2) in Vol.-% auf Grundlage der im Labor ermittelten pF-Kurven.....	126
Tabelle 3.13:	Mittlere Abweichung in % der mittels PTF generierten pF-Kurven von den im Labor bestimmten	133
Tabelle 3.14:	Mittlere Abweichung in % der mittels PTF generierten pF-Kurven von den im Feld gemessenen.....	135
Tabelle 3.15:	mittlere Humusanteile gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung KA05 (BfGR 2005, verändert)	136
Tabelle 3.16:	Parametrisierung von organischem Anteil und Trockenrohddichte in Abhängigkeit der Landnutzung, beispielhaft für Parabraunerde.....	136
Tabelle 3.17:	Parametrisierung der Makroporen in Abhängigkeit der Landnutzung; konv.: konventionelle Bewirtschaftung.....	137
Tabelle 3.18:	Parametersensitivitäten der wichtigsten Kalibrierungsparameter in WaSiM-ETH; %-Angaben beziehen sich auf die Veränderung der Gesamtabflussspitze durch Variation der Kalibrierungsparameter innerhalb des Wertebereichs beim maßgeblichen Kalibrierungsereignis (August 2002). 140	

Tabelle 3.19:	Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung von WaSiM-ETH.....	143
Tabelle 3.20:	Verwendete Rauheiten für die Modellierung der Windach und ihrer Zuflüsse mit HYDRO_AS-2D	147
Tabelle 4.1:	Ereignisse zur Simulation dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen (a = advektiv, k = konvektiv, N = Niederschlag)	152
Tabelle 4.2:	Mögliche Verteilung der Bodendichten in einem konventionell (konv. Bearb.) und einem konservierend (kons. Bearb.) bearbeiteten Boden auf Grundlage der KA05 (BFGR 2005); Dichtestufen: 1 sehr gering - 4 hoch, Humusgehalt: h1 sehr schwach humos - h5 sehr stark humos	154
Tabelle 4.3:	Gesamtabfluss [m^3/s] und Zwischen- bzw. Oberflächenabfluss (in % bezogen auf den Gesamtabfluss) in Abhängigkeit der Bodenbearbeitungsform (konv. = konventionell, kons. = konservierend) und des Ackerflächenanteils im Einzugsgebiet; SÄ = Scheiteländerung	157
Tabelle 4.4:	Gesamtabfluss [m^3/s] und Zwischen- bzw. Oberflächenabfluss (in % bezogen auf den Gesamtabfluss) in Abhängigkeit der Bodenbearbeitungsform (konv. = konventionell, kons. = konservierend) und der vorliegenden Bodenart im Einzugsgebiet (Annahme: 100 % Ackerflächenanteil im Einzugsgebiet); SÄ = Scheiteländerung	159
Tabelle 4.5:	Scheitelabminderung (-) und Scheitelerhöhung (+), bezogen auf den Ist- Zustand (Dränabstand 10,0 m, Dräntiefe 0,8 m) für die Varianten „ohne Dränmaßnahmen“ und „Dränabstand und -tiefe halbiert“ und bezogen auf unterschiedliche Bodenverhältnissen im Einzugsgebiet	162
Tabelle 4.6:	Änderung der Abflussspitze (HQ_{\max}) und des Oberflächenabflussvolumens (V_{sur}) durch erhöhte maschinelle Belastung auf Grünlandstandorten.....	164
Tabelle 4.7:	Änderung der Abflussspitze (HQ_{\max}) und des Oberflächenabflussvolumens (V_{sur}) durch die Renaturierung historischer Moorflächen für unterschiedliche Moorökotope	168
Tabelle 4.8:	Änderung der Abflussspitze (HQ_{\max}) durch den ökologischen Waldumbau....	170
Tabelle 4.9:	Randbedingungen für die Untersuchung der Wirksamkeit dezentraler Kleinrückhalte	175
Tabelle 4.10:	Klassifizierung der möglichen Standorte für dezentrale Kleinrückhalte im Untersuchungsgebiet nach Feldbegehung.....	177
Tabelle 4.11:	Retentions- und Aufschüttungsvolumen der ermittelten Rückhaltebecken	179
Tabelle 4.12:	Ermittelte Drosselweiten für die einzelnen Hochwasserereignisse	182
Tabelle 4.13:	Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken an den einzelnen Windachzuflüssen; A_{EZG} = Einzugsgebietsgröße, sV = spezifisches Volumen.....	186
Tabelle 4.14:	Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken an den einzelnen Windachzuflüssen; A_{EZG} = Einzugsgebietsgröße, sV = spezifisches Volumen.....	186
Tabelle 4.15:	Scheitelabminderung am Pegel Greifenberg (65 km^2) durch die Maßnahme „dezentraler Kleinrückhalt“ (17 Becken, Gesamtvolumen 235430 m^3) mit Variation der Beckenoptimierung für die vier Hochwasserereignisse.....	189
Tabelle 4.16:	Windachzuflüsse im derzeitigen und im renaturierten Zustand	193
Tabelle 4.17:	Scheitelabminderungen (in %) durch Renaturierungsmaßnahmen an den einzelnen Windachzuflüssen; Ren.: Rückführung in ursprünglichen Gewässerverlauf, Ren.+A.: Rückführung in ursprünglichen Gewässerverlauf inkl. Auwaldaufforstung in den Überflutungsflächen des HQ_{10}	194

Tabelle 4.18:	Wirksamkeit der Renaturierungsszenarien am Pegel Greifenberg; Renaturierung I: Laufverlängerung, Sohlanhebung, Uferaufweitung; Renaturierung II: Renaturierung I + Auwaldaufforstung; SA: Scheitelabminderung in %, VZ: Scheitelverzögerung in h	197
Tabelle 4.19:	Potentielle dezentrale Rückhaltebecken im Einzugsgebiet der Windach und ihre Wirksamkeit zur Scheitelabminderung bezogen auf den mittleren Zufluss der vier betrachteten Ereignisse; grau: nicht im Basiskonzept berücksichtigte Becken	200
Tabelle 4.20:	Wirksamkeit des Maßnahmenkonzepts sowie von Teilen des Maßnahmenkonzepts an den Windachzuflüssen	204
Tabelle 4.21:	Wirksamkeit des Maßnahmenkonzepts sowie von Teilen des Maßnahmenkonzepts im Gesamtgebiet	206
Tabelle 5.1:	Scheiteländerung in % der in dieser Untersuchung behandelten Maßnahmen im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach (Pegel Greifenberg, $A_{EZG} =$ 65 km^2); Q_{\max} = Abflussspitze, Vol_Q = Abflussvolumen	213

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

<i>a</i>	Jahr, Jahre (lat.: annus, anni)
A_E, A_{EZG}	Einzugsgebietsfläche eines Gewässers [km ² , ha, m ² , ...]
A_{KV}	Fläche des Kontrollvolumens [m ²]
<i>ATKIS</i>	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
<i>Abb.</i>	Abbildung
<i>BD</i>	Bodendichte [g/cm ³]
<i>BÜK</i>	Bodenübersichtskarte
b_w	Breite des Überfalls [m]
c_0	Lichtgeschwindigkeit im Vakuum [m/s]
C_{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff [%]
cs	Rasterweite der Gridzellen [m]
<i>d</i>	Tag (engl.: day)
d_h	horizontaler Abstand der Dränrohre [m]
d_m	Schichtdicke der gedränten Bodenschicht [m]
d_r	Parameter zur Skalierung des Interflows in WaSiM-ETH [-]
<i>DEZ</i>	Dielektrizitätszahl [-]
<i>DGM</i>	Digitales Geländemodell
<i>DGPS</i>	Differential Global Positioning System
<i>DLM</i>	Digitales Landschaftsmodell
<i>DN</i>	Durchmesser-Nennweite [mm]
<i>DWD</i>	Deutscher Wetterdienst
<i>et al.</i>	und andere (lat.: et alii, et aliae, et alia)
<i>ELS</i>	Einzellinearspeicher
<i>ETA</i>	reale Verdunstung [mm]
<i>ETH</i>	Eidgenössische Technische Hochschule (Zürich)
<i>FDM</i>	Finite-Differenzen-Methode
<i>FEM</i>	Finite-Elemente-Methode
<i>FK</i>	Feldkapazität [Vol.-%]
<i>FVM</i>	Finite-Volumen-Methode
<i>g</i>	Erdanziehung [m/s ²]
<i>GIS</i>	Geoinformationssystem
<i>GOK</i>	Geländeoberkante
<i>h</i>	Stauhöhe [m]
<i>H</i>	potentielles Energieniveau, aus Wasserspiegel <i>h</i> und Bezugsniveau <i>z</i> [m]
$h_0 - h_5$	Kurzzeichen für die Bezeichnung des Humusanteils
<i>ha</i>	Hektar
h_N	Niederschlagshöhe [mm]

h_{St}	maximale Schichtdicke des Wassers auf der benetzten Oberfläche des Interzeptionsspeichers [mm]
$h_{\ddot{U}}$	Überfallhöhe [m]
HQ_{max}	Abflussspitze [m^3/s]
HQ_T	Hochwasserabfluss mit der Jährlichkeit T [m^3/s]
HQ_{T-a}	advektiver Hochwasserabfluss mit der Jährlichkeit T [m^3/s]
HQ_{T-k}	konvektiver Hochwasserabfluss mit der Jährlichkeit T [m^3/s]
HRB	Hochwasserrückhaltebecken
$Hrsg.$	Herausgeber
HRU	Hydrotop (engl.: hydrological response units)
<i>inkl.</i>	inklusive
IDW	Rasterpunktverfahren (engl.: Inverse Distance Weighting)
I_s	Sohlgefälle [-]
I_E	Energieliniengefälle [-]
k	Speicherkonstante des Einzellinearspeichers [h]
$k(\theta)$	hydr. Leitfähigkeit in Abhängigkeit des Bodenwassergehalts [m/s]
KA	Kartieranleitung
$Kap.$	Kapitel
KBK	Konzeptbodenkarte
k_d	Retentionskonstante für den Oberflächenabfluss in WaSiM-ETH [h]
k_i	Retentionskonstante für den Zwischenabfluss in WaSiM-ETH [h]
k_s	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m/s]
km	Kilometer
km^2	Quadratkilometer
k_{rec}	Abnahme von k_s mit der Tiefe
KRH	Kleinrückhalt, Kleinrückhalte
k_{St}	Rauheitsbeiwert nach Strickler [$m^{1/3}/s$]
l	Länge des Leiters = Sondenlänge (TDR-Sonde) [m]
L	Länge [cm, m, km]
l/s	Liter pro Sekunde
LAI	Blattflächenindex [m^2/m^2]
m	Meter
m	empirischer Parameter nach VAN GENUCHTEN [-]
m^2	Quadratmeter
m^3	Kubikmeter
m^3/s	Kubikmeter pro Sekunde
MQ	mittlerer Abfluss [m^3/s]
n	empirischer Parameter nach VAN GENUCHTEN [-]
nFK	nutzbare Feldkapazität [Vol.-%]
$N-A-$	Niederschlag-Abfluss-
<i>o.a.</i>	oben angeführt
OB	Oberbodenfaktor

<i>OC</i>	organischer Anteil [%]
<i>pnv</i>	potentiell natürliche Vegetation
<i>PTF</i>	Pedotransferfunktion
<i>PWP</i>	Permanenter Welkepunkt
<i>Q</i>	Abfluss [m ³ /s]
<i>Q_{ab}</i>	Speicherabfluss, zeitabhängig [m ³ /s]
<i>Q_{D,i}</i>	Direktabfluss im Intervall <i>i</i> [mm]
<i>Q_{zu}</i>	Speicherzufluss, zeitabhängig [m ³ /s]
<i>q</i>	Fluss zwischen zwei Diskretisierungsschichten [m/s]
<i>q_{drain}</i>	Zwischenabfluss der durch Dränung entwässerten Schicht <i>m</i> [m/s]
<i>q_{in}</i>	Zuflüsse in die betrachtete Bodenschicht [m/s]
<i>q_{out}</i>	Abflüsse aus der Bodenschicht (einschl. Interflow, Dränung) [m/s]
<i>R</i>	Residuum
<i>R²</i>	Bestimmtheitsmaß [-]
<i>r_c</i>	Stomatawiderstand [s/m]
<i>R_{hy}</i>	hydraulischer Radius [m]
<i>RMSE</i>	mittlerer quadratischer Fehler (engl.: Root Mean Square Error)
<i>s</i>	Sekunde
<i>S(t)</i>	Speichervolumen in Abhängigkeit der Zeit [m ³]
<i>SA</i>	Scheitelabminderung [%]
<i>SCS</i>	U.S. Soil Conservation Service
<i>SI_{max}</i>	maximale Interzeptionsspeicherkapazität [mm]
<i>SMS</i>	Surface Water Modelling System
<i>s.o.</i>	siehe oben
<i>sV</i>	spezifisches Volumen [mm]
<i>t</i>	Zeit (engl.: time) [h, min, s, d]
<i>T</i>	statistisches Wiederkehrintervall, Wiederholungszeitspanne [a]
<i>TDR</i>	Time Domain Reflectometry
<i>TGF</i>	Tag-Grad-Faktor [mm/(°C·d)]
<i>TK</i>	Topographische Karte
<i>TRD</i>	Trockenrohdichte [g/cm ³]
<i>u</i>	Geschwindigkeitskomponente in x-Richtung (Flachwassergleichung)
<i>v</i>	Geschwindigkeitskomponente in y-Richtung (Flachwassergleichung)
<i>v</i>	Fließgeschwindigkeit [m/s]
<i>V</i>	Volumen [l, m ³]
<i>VCF</i>	Vegetationsbedeckungsgrad [-]
<i>V_{KRH}</i>	Gesamtvolumen aller Kleinrückhalte (KRH) im Einzugsgebiet [m ³]
<i>V_{sur}</i>	Oberflächenabflussvolumen [m ³]
<i>vgl.</i>	vergleiche
<i>VZ</i>	Scheitelverzögerung [h]

w_{ij}	Lösung der Flachwassergleichung am Knoten ij
<i>WaSiM</i>	Wasserhaushalts-Simulationsmodell
<i>WSP</i>	Wasserspiegel
z	Wurzeltiefe [m]
z_0	aerodynamische Rauheitslänge [m]
z_d	Dräntiefe [m]
<i>z.B.</i>	zum Beispiel
α	empirischer Parameter nach VAN GENUCHTEN [m^{-1}]
α	Albedo (Anteil der kurzwelligen Strahlung, der reflektiert wird) [-]
β	Gefällewinkel der betrachteten Ebene [$^\circ$]
ε_r	relative Dielektrizitätszahl des Materials (TDR-Sonde) [-]
Θ	aktueller Wassergehalt [-]
Θ_r	residualer Wassergehalt [-]
Θ_s	Sättigungswassergehalt [-]
λ	Widerstandsbeiwert (Kehrwert des STRICKLER-Beiwertes k_{St})
μ	Überfallbeiwert [-]
μ_r	relative magnetische Permeabilität [-]
ν	Viskositätsansatz, welcher aus einem konstanten Anteil und einem empirischen Anteil in Abhängigkeit der Schubspannungsgeschwindigkeit ermittelt wird
ψ	Saugspannung [m]

1. Einführung

1.1. Problemstellung

Über 50 % aller Hochwasserschäden sind lokaler Art, dezentral im Einzugsgebiet verteilt und lassen sich auf kleinere und häufiger wiederkehrende Hochwasserereignisse zurückführen (KRON 2001, ASSMANN 1999, LAWA 1995). Als Problemlösung werden in der hydrologischen Wissenschaft die sogenannten dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen vielfach untersucht und diskutiert.

In ländlich geprägten Einzugsgebieten können dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen vor allem Änderungen der Landnutzungs- und Bewirtschaftungsform, kleinere ungesteuerte Retentionsbecken oder Gewässerrenaturierungen an Haupt- und Nebengewässern sein. In ihrer Vielfalt bewirken sie sowohl in Form von punktuellen und linienförmigen Maßnahmen an Gewässerläufen als auch durch flächige Veränderungen im Einzugsgebiet eine Retention. Damit greifen sie auf unterschiedliche Weise in den hydrologischen Kreislauf ein und beeinflussen so Abflussbildung, Abflusskonzentration und Wellenablauf im Gerinne.

In zahlreichen Untersuchungen wurden bereits qualitative und quantitative Aussagen zur Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen formuliert (z.B. WEGNER 1992, NIEHOFF 2001, BÁRDOSSY et al. 2002, MARENBACH 2002, BAUER 2004, WILCKE et al. 2002, FIENER & AUERSWALD 2003, HEGG 2006, BÖLSCHER & SCHULTE 2007, KREITER 2007, MÜLLER & SAUER 2007, SCHÜLER 2007, WAHREN et al. 2007, BRONSTERT et al. 2008, REINHARDT 2010). Betrachtet wurden dabei in der Regel Einzelmaßnahmen oder eine Auswahl der im Einzugsgebiet realisierbaren Maßnahmen. Hinsichtlich der errechneten Wirksamkeit des dezentralen Hochwasserschutzes zur Hochwasserminderung weichen die Untersuchungsergebnisse zum Teil deutlich voneinander ab. Begründet liegt dies beispielsweise in den gewählten Modellansätzen, welche von physikalisch basierten bis hin zu rein konzeptionellen Ansätzen reichen.

Zum Zwecke des Hochwasserschutzes allein finden die dezentralen Maßnahmen in der Praxis kaum Anwendung. Dies liegt unter anderem daran, dass Jahrzehnte vergehen können, bis sie ihre vollständige Hochwasserschutzwirkung erreicht haben. Weiterhin – so geht es aus den Untersuchungen hervor – herrscht in der Öffentlichkeit ein sehr widersprüchliches Meinungsbild hinsichtlich dieser Maßnahmen, da es an „Transparenz bezüglich ihrer Wirksamkeit“ mangelt (GRAMBOW, in DISSE et al. 2008).

Das Ziel, durch Modellierung das Potential der unterschiedlichen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen zu vergleichen oder effektive Maßnahmenkombinationen zu entwickeln, wird auf Grund ihrer Vielfalt und der sehr unterschiedlichen Beeinflussung der Abflussprozesse vor eine große Herausforderung gestellt. Um zusätzlich eine hohe Transparenz in der Parametrisierung der einzelnen Maßnahmen zu gewährleisten, sollten in der

Modellierung primär physikalisch basierte Ansätze verwendet werden.

Hydrologische Modelle, die in der Lage sind, die Abflussbildung mittels solch physikalisch basierter Ansätze gut abzubilden, zeigen häufig Defizite bei der Simulation des Wellenablaufs. Dieser wird gemäß dem Stand der Forschung am besten durch zwei- oder dreidimensionale hydrodynamisch-numerische Modelle simuliert, welche in der Regel auf Grund der Rechenzeiten ausschließlich für Flussschlauch und Vorländer generiert werden und damit die Abflusskomponenten im Einzugsgebiet nicht berücksichtigen.

Letztendlich hängt jeder gewählte Modellansatz in seiner Vorhersagegüte von den zu Grunde liegenden Ausgangsdaten ab. Fortschritte in der Fernerkundung (z.B. LANDSAT) sowie die jährlichen Datenerhebungen der Verwaltungsbehörden zu den vorliegenden Flächennutzungen und angebauten Kulturen in der Landwirtschaft führen zu hoher Transparenz bezüglich der regionalen Verteilung der Landnutzung. Mit deutlichen Defiziten sind jedoch meist die Bodeninformationen behaftet, da den Modellrechnungen häufig Bodenkarten zu Grunde gelegt werden, deren Maßstab in der Regel 1:50000 nicht unterschreitet (z.B. die Konzeptbodenkarte für Bayern KBK oder die Bodenübersichtskarte BÜK). Auf Grund der starken räumlichen Heterogenität von Böden können vor allem in Einzugsgebieten der unteren Mesoskala falsche Annahmen zur Bodenverteilung die Simulationsergebnisse beeinflussen.

Die Bodenparametrisierung selbst stellt eine zusätzliche Unsicherheitskomponente dar, da die bodenhydraulischen Eigenschaften des gleichen Bodentyps bei unterschiedlicher Landnutzung deutlich variieren können (WAHREN et al. 2009). Demnach sind bei einer Veränderung der Landnutzung im Rahmen einer dezentralen Hochwasserschutzmaßnahme im Modell stets die dadurch veränderten Bodeneigenschaften mit zu berücksichtigen.

Außerdem enthalten die physikalisch basierten Ansätze zur Beschreibung bodenhydraulischer Eigenschaften (z.B. VAN GENUCHTEN-Modell 1980) Parameter, die mit Hilfe von sogenannten Pedotransferfunktionen (PTF, z.B. nach WÖSTEN et al. 1999, ZACHARIAS & WESSOLEK 2007, WEYNANTS et al. 2009) ermittelt werden können. Da eine Vielzahl solcher PTF's vorliegt und diese einen erheblichen Einfluss auf Modellierungsergebnisse haben (RIEGER et al. 2010), spielt die Wahl der geeigneten PTF für das jeweilige Einzugsgebiet bei der physikalisch basierten Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen eine besondere Rolle.

1.2. Zielsetzung der Arbeit

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, mittels eines weitgehend physikalisch basierten Ansatzes die Wirksamkeit des dezentralen Hochwasserschutzes am Beispiel eines ländlich geprägten Einzugsgebietes zu quantifizieren. Dabei werden Maßnahmen in Land- und Forstwirtschaft, dezentrale Kleinrückhalte und Renaturierungsmaßnahmen betrachtet.

Durch eine Literaturlauswertung werden die Eingriffe der unterschiedlichen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen in die Abflussprozesse Abflussbildung, Abflusskonzentration und Wellenablauf im Gerinne analysiert und Folgerungen für die prozessorientierte Modellierung abgeleitet.

Mittels einer ausgewählten Modellierungsstrategie wird der Eingriff der Maßnahmen in die Abflussprozesse transparent und unter Verwendung verschiedener Randbedingungen simuliert. Damit können Sensitivitäten, Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes sowie sinnvolle Kombinationsmöglichkeiten der Maßnahmen nachvollziehbar aufgezeigt werden. Durch verschiedene Variantenrechnungen werden Aussagen zur Wirksamkeit der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen auch für andere, vor allem dem Untersuchungsgebiet ähnliche Einzugsgebiete abgeleitet.

Die der prozessorientierten Modellierung zu Grunde liegenden Annahmen zur Parametrisierung des Bodenmodells sollen durch Messungen verifiziert werden, wobei Unsicherheiten in der Parametrisierung physikalisch basierter Modelle dargelegt werden.

1.3. Vorgehensweise

Die Vorgehensweise entspricht im Wesentlichen dem Aufbau der Arbeit, welcher im Folgenden zusammenfassend erläutert wird.

Kapitel 2: Basierend auf einer Literaturlauswertung wird der dezentrale Hochwasserschutz definiert, vom zentralen Hochwasserschutz abgegrenzt und seine Möglichkeiten und Grenzen anhand des Stands der Forschung aufgezeigt. Weiterhin wird der Einfluss der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen auf die unterschiedlichen Abflussprozesse erläutert und Folgerungen für die eigene Untersuchung abgeleitet. In diese Überlegungen fließt die Betrachtung bisheriger Modellansätze zum dezentralen Hochwasserschutz mit ein.

Kapitel 3: Der gewählte Ansatz zur prozessorientierten Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen wird vorgestellt. Dies umfasst im ersten Schritt das Untersuchungsgebiet, das in Modellierungs- und Messgebiet unterschieden wird. Anschließend werden die dem Modellierungsansatz zu Grunde liegenden Modelle WaSiM-ETH 8.4.2 und HYDRO_AS-2D beschrieben und die Modellerstellung für das Untersuchungsgebiet erläutert. Die im Messgebiet und im Labor gewonnenen bodenhydraulischen Kennwerte bilden die Grundlage für die Parametrisierung des weitgehend physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH 8.4.2. Dieses liefert anschließend durch eine offline-Kopplung den Modellinput für das zweidimensionale hydrodynamisch-numerische Modell HYDRO_AS-2D. Das Kapitel schließt mit der Kalibrierung und Validierung beider Modelle ab.

Kapitel 4: Dieses Kapitel behandelt die Anwendung der parametrisierten und validierten Modelle. Auf Grundlage der Messdaten und Literaturlauswertung erfolgen die prozessorientierte Modellierung der unterschiedlichen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen und die Quantifizierung ihrer Wirksamkeit für ausgewählte Hochwasserereignisse. Dadurch werden Möglichkeiten und Grenzen dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen aufgezeigt, was als Grundlage für die Entwicklung sinnvoller Maßnahmenkonzepte dient.

Kapitel 5: In der Zusammenfassung wird sowohl die Bedeutung der Feldmessung zur Modellparametrisierung als auch die Wahl des geeigneten Modellansatzes zur Simulation dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen erläutert. Weiterhin werden die Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes zusammengefasst und Empfehlungen für die Umsetzung dieser Maßnahmen gegeben.

2. Dezentraler Hochwasserschutz – Grundlagen, Prozesse und Modellansätze

2.1. Grundlagen

Ein wesentliches Element der in den „Kreislauf des Hochwasserrisikomanagements“ eingeordneten „Vorsorge vor Hochwasser“ ist die Erhöhung und Wiederherstellung des natürlichen Wasserrückhalts (GRÜNEWALD 2008). Daher ist in modernen Hochwasserschutzstrategien (z.B. Aktionsprogramm 2020 in Bayern, *Abbildung 2.1*) neben den technischen Maßnahmen und einer weitergehenden Hochwasservorsorge der natürliche Rückhalt als dritte Säule für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz fest verankert. Der natürliche Rückhalt oder „Dezentrale Hochwasserschutz“ beinhaltet die Wiederherstellung der natürlichen Retentionsfunktion des Fließgewässers und die Steigerung des Wasserrückhaltepotentials in der gesamten Einzugsgebietsfläche.

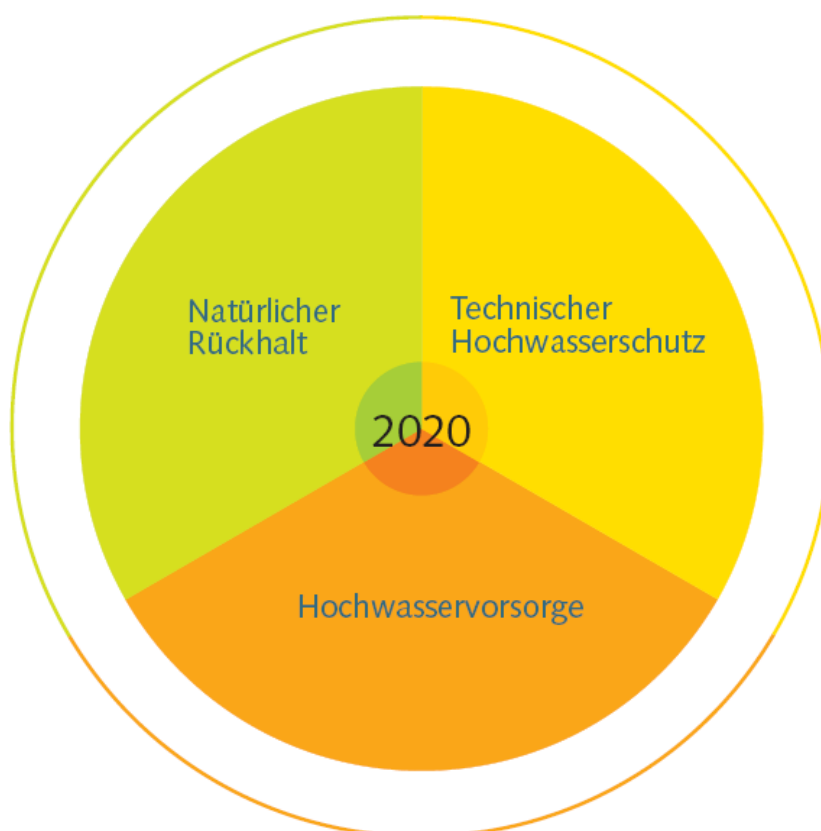


Abbildung 2.1: Moderner Hochwasserschutz in Bayern mit seinen drei Handlungsfeldern (StMLU, 2002)

2.1.1. Definitionen und Begriffe

Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung sind eine größere Zahl kleiner, gleichartiger im Gebiet verteilter Maßnahmen (KOEHLER 2007). Dazu zählen vor allem

- die Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten,
- die Förderung der Versickerung auf landwirtschaftlichen Flächen,
- der Rückhalt des Abflusses in kleinen Speicherräumen,
- die Wiederherstellung bzw. Förderung der natürlichen Retention in den Talauen und
- der Rückbau oder die Umgestaltung von Deichen.

Bereits 1992 entwickelte WEGNER eine Einteilung für dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen (Tabelle 2.1) und erkannte, dass damit eine Scheitelabminderung von ca. 25 % auch für seltene Hochwasserereignisse bewirkt werden kann.

Tabelle 2.1: Einteilung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen (WEGNER 1992, verändert)

	Charakteristik des Einzugsgebiets	
	urban	natürlich
Fläche	- Regenwassernutzung - Privater Regenrückhalt - Entsiegelung - Versickerung (Schacht, Rohr, Rigolen) - Dachbegrünung (Volumenreduktion)	- Nutzungsänderung - Muldenrückhalt - Wegeföhrung/Hecken/Raine (Volumenreduktion)
Fließstrecken	In Kanalstrecken ist praktisch keine hochwasserwirksame Maßnahme denkbar.	- Polder in der Aue - Ausuferungen, Gewässerrückbau (Wellenverformung)
Punktuelle Maßnahmen	Regenwasserbehandlungsanlagen (meist für zu geringe Ereignisse dimensioniert)	- Zentrale Rückhaltung - Rückhalt an Wededämmen mit geringer Abgabe (Wellenverformung)

Dezentrale Maßnahmen finden damit nicht nur am Fließgewässer selbst, sondern im gesamten Einzugsgebiet Anwendung und können nahezu innerhalb jeder Landnutzungsform umgesetzt werden. Häufig resultiert ihre Umsetzung alternativen Beweggründen, so dass der Hochwasserschutz dann ein positiver Nebeneffekt ist. Dies wird im Kapitel „Synergieeffekte“ (2.1.3) näher betrachtet. Wirkung und Kosten der Einzelmaßnahme sind häufig klein, steigen aber bei flächenhafter Umsetzung und mit wachsender Anzahl der Maßnahmen an (DWA 2006). Durch den dezentralen Hochwasserschutz ist der Eingriff in den Naturhaushalt und das Abflussregime sehr gering. Die natürlichen Verhältnisse werden teilweise sogar wiederhergestellt, wodurch einige der Maßnahmen auch unter den Begriff der

„No-Regret“-Maßnahmen fallen, da sie bei Umsetzung keinesfalls Nachteile mit sich bringen. Die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) fasst dies in ihren „Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz“ zusammen: „Wasser zurückhalten – jeder Kubikmeter Wasser, der durch die Wiedergewinnung von Überschwemmungsgebieten, durch Gewässerrenaturierung, Entsiegelung, Versickerung und durch standortgerechte Land- und Forstbewirtschaftung, sowie durch Erhalt und Förderung von Kleinstrukturen zur Wasserrückhaltung in der Landschaft zurückgehalten wird, ist ein Gewinn für den Naturhaushalt und entlastet uns beim Hochwasser.“ (LAWA 1995). Dieser Grundsatz wird in Österreich auch als „passiver Hochwasserschutz“ definiert: Einerseits versteht man darunter die Vermeidung aller Handlungen, die den Hochwasserabfluss intensivieren; andererseits fallen unter diesen Begriff auch Retentionsmaßnahmen in der Einzugsgebietsfläche wie Mikroponds und Landnutzungsänderungen oder Retentionsmaßnahmen am Fließgewässer (KOMMA & BLÖSCHL 2010).

In vorliegender Arbeit werden ausschließlich Maßnahmen in ländlich geprägten Einzugsgebieten betrachtet (*Tabelle 2.2*), weshalb in den weiteren Ausführungen vom dezentralen Hochwasserschutz in Siedlungsgebieten abgesehen wird.

Tabelle 2.2: In dieser Arbeit betrachtete dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen

Maßnahmen in der Landwirtschaft	Einfluss der erhöhten maschinellen Belastung Konservierende Bodenbearbeitung Extensivierung der Landwirtschaft Rückbau von Dränmaßnahmen
Maßnahmen in der Forstwirtschaft	Aufforstung Ökologischer Waldumbau
Renaturierung von Mooren	
Dezentrale Kleinrückhalte	
Renaturierung von Fließgewässern inkl. Auwaldaufforstung	

2.1.2. Maßnahmenbeschreibung

Im Folgenden werden in Abhängigkeit der Landnutzung umsetzbare dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen beschrieben. Dies stellt einen Überblick dar, wobei nicht alle der genannten Maßnahmen in der weiteren Untersuchung behandelt werden. Die Umsetzung von Kleinrückhalten und Renaturierungsmaßnahmen ist vor allem bei der Nutzungsform Grünland oder Wald empfehlenswert, da hierbei eine temporäre Überflutung der Nutzflächen in Kauf genommen werden kann.

2.1.2.1. Maßnahmen auf Ackerstandorten

Bei der Umsetzung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Ackerflächen stehen vor allem die erosions- und stoffaustragsmindernden Effekte im Vordergrund, die durch eine ständige Bodenbedeckung bewirkt werden. Einige der Maßnahmen bringen auch eine verbesserte Bodenstruktur mit sich, was zu einer Bereitstellung größerer Wassermengen für die angebauten Kulturen führt (vgl. Kap. 2.1.3). Die *Tabelle 2.3* wurde im Rahmen des HONAMU-Projektes (SIEKER 2007) entwickelt und gibt eine Übersicht über mögliche Maßnahmen auf Ackerstandorten.

Tabelle 2.3: Übersicht über dezentrale Maßnahmen auf Ackerstandorten mit Entscheidungskriterien zum effektiven Einsatz (nach SIEKER 2007, verändert)

Maßnahme	Hangneigung	Flurabstand	Gewässernähe	Größe der Ackerschläge
konservierende Bodenbearbeitung	kein Einfluss	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant
Direktsaat	kein Einfluss	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant
Konturnutzung (höhenlinienparallel)	> 3°	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant
Umwandlung von Acker in Grünland	kein Einfluss	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant
Schlagverkleinerung	> 3°	nicht relevant	nicht relevant	> 20 ha
Schlaguntergliederung durch Grünstreifen	> 7°	nicht relevant	nicht relevant	> 20 ha
Schlaguntergliederung durch Krautstreifen	> 7°	nicht relevant	nicht relevant	> 20 ha
Anlage von Gewässerrandstreifen	> 3°	nicht relevant	gewässernah	> 20 ha
Begrünung von Abflussbahnen	> 3°	groß	nicht relevant	nicht relevant

Bei der konservierenden Bodenbearbeitung wird auf den Pflugeinsatz zum Wenden der oberen 20 cm - 30 cm des Bodens vollständig verzichtet. Durch die oberflächliche Bearbeitung (z.B. Grubbertechnik) wird der Boden weitgehend in seinem Aufbau belassen, wobei Ernterückstände an der Bodenoberfläche verbleiben können (SCHMIDT 2001). Bei der Direktsaat werden spezielle Direktsämaschinen eingesetzt, mit denen man das Feld bestellt, ohne dass es seit der vergangenen Ernte bearbeitet worden ist (KTBL 1998). Begrünte Abflussbahnen – sogenannte Grassed Waterways – wurden in Nordamerika zu erosionsmindernden Zwecken entwickelt (CHOW et al. 1999). Sie können in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße eine Länge von mehreren hundert Metern und eine Breite von über 50 m annehmen und sind muldenförmig gestaltet. Ackerrandstreifen oder auch Grünstreifen unterscheiden sich von den Grassed Waterways, da sie in der Regel quer zum Gefälle ange-

legt werden und eine Breite von nur wenigen Metern besitzen (BILLEN & AURBACHER 2007). Sie dienen ebenfalls der Erosionsminderung und dem Wasserrückhalt. Weiterhin können auch Tieflockerungsmaßnahmen, Zwischenfruchtanbau und der Rückbau von Dränmaßnahmen das Hochwassergeschehen beeinflussen. Letzterer spielt in vielen Regionen Deutschlands eine besondere Rolle, da angenommen wird, dass deutschlandweit über 20 % der landwirtschaftlichen Flächen durch Rohrdränung künstlich entwässert werden, wobei der Anteil regional deutlich höher liegen kann (VAN DER PLOEG & SIEKER 2000). Bei Böden von mittleren Durchlässigkeiten werden die Dränrohre in einer Tiefe von ca. 1,0 m - 1,2 m verlegt und sind in der Regel für eine Lebensdauer von ca. 30 Jahren konzipiert (EGGELSMANN 1973). Untersuchungsergebnisse zeigen aber, dass Rohrdränungen auch nach über 50 Jahren voll funktionsfähig sein können (KÜHNEL 1969). Ihr Einfluss auf Hochwasserabflüsse wird in der Wissenschaft kontrovers diskutiert und in Kapitel 2.2.2.2 näher betrachtet.

2.1.2.2. Maßnahmen auf Grünland- und Moorstandorten

In Bayern bestehen ca. 16 % aller Flächen aus Dauergrünland (StMLF 2003), deutlich höher ist dieser Anteil in Alpennähe. Gemäß den in der Hydrologie anerkannten Verfahren der Abflussbildungsberechnung wie das SCS- (1964) oder das LUTZ-Verfahren (1984) sind die Grünlandstandorte im Vergleich zu Landnutzungen wie Acker- oder Siedlungsflächen grundsätzlich als eher Hochwasser mindernd einzustufen. Jedoch führen der Einsatz größerer und leistungsstärkerer Maschinen mit hohen Schnittfrequenzen von vier- bis fünfmal pro Jahr zu einer ansteigenden Bodenbelastung und -verdichtung mit erhöhter Abflussbildung als Folge. Untersuchungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft ergaben, dass bei einer Heuernte mehrmals Drücke von ca. 400 kPa durch Ballenpressen, Beladen und Abtransportieren der Ballen entstehen können (LfULG 2009). Ein reduzierter Maschineneinsatz oder eine verringerte Schnittfrequenz kann somit zu erhöhtem Rückhalt auf Grünlandstandorten führen.

Bereits um 1900 wurden in Deutschland viele Moorflächen entwässert und in die landwirtschaftliche Nutzung genommen, woraus sich durch Torfschwund Moorsackungen um bis zu zwei Meter ergaben (JORDAN 1999). Moore sind gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BfGR 2005) als Böden aus Torfen mit einem organischen Anteil von über 30 % zu verstehen. Wird ein solches entwässert, nimmt seine hydraulische Leitfähigkeit um ein bis zwei Zehnerpotenzen ab (EDOM & WENDEL 1998). Zusätzlich führt die geringere Infiltrationskapazität entwässerter Moore zu früheren und höheren Abflussspitzen (WAGNER 2005). Damit kann von einer Scheitel abmindernden Wirkung durch eine Revitalisierung entwässerter Moorflächen ausgegangen werden.

2.1.2.3. Maßnahmen auf Waldstandorten

Verglichen mit Grünlandstandorten bieten Waldflächen einen noch größeren Gebietsrückhalt und bilden damit die geringste Menge an abflusswirksamem Niederschlag (vgl. SCS- und LUTZ-Verfahren). Grundsätzlich ist dies auf die größere Verdunstungsfähigkeit von Wäldern, deren Interzeptionskapazität und die Erschließung des Bodenspeichers durch ein vermehrtes und tieferes Wurzelauftreten mit erhöhter biologischer Aktivität zurückzuführen. Die damit an sich hochwasserschützende Wirkung von Wäldern kann durch eine veränderte forstliche Bewirtschaftung und den Einsatz Abfluss reduzierender Maßnahmen weiter erhöht werden (MÖSSMER 2003).

Durch die Erschließung und Bewirtschaftung der Wälder ist ein vermehrtes Verkehrsaufkommen feststellbar, das sich in der Dichte des Wegenetzes niederschlägt. Dies kann zu einer Beschleunigung der oberirdischen Abflüsse verbunden mit steileren Anstiegen der Hochwasserganglinie und erhöhten Abflussspitzen führen (CARLUER & DE MARSILY 2004, FOHRER ET AL. 2005). Diese Effekte werden durch die Vermeidung linearer Fließwege oder durch eine Unterbrechung derselben in Form von Querrinnen mit anschließenden Versickerungs- oder Verdunstungsflächen vermindert (KREITER 2007). Neben dem Rückbau dieser Wegestrukturen bestehen weitere Handlungsmöglichkeiten in alternativen Walderschließungs- und Bewirtschaftungsmethoden wie beispielsweise dem Einsatz von Seilkränen (MÖSSMER 2003). Zusätzlich kann bei entsiegelten und begrüntem Wegen durch verbesserte Infiltrations- und Transpirationseigenschaften eine Abflussreduzierung erzielt werden (SCHÜLER 2007a).

Die Hochwasserschutzwirkung von Wäldern kann weiterhin durch eine Lockerung verdichteter Unterböden und durch die Schaffung stabilerer Waldmischbestände verbessert werden (SCHNEIDER et al. 1997). Gerade kleinräumige vertikale und zeitlich horizontale Strukturen mit einem hohen Anteil an nachwachsenden Bäumen in der Unter- und Mittelschicht, wie sie bei einer naturnahen Waldbewirtschaftung entstehen, fördern die hydroökologische Wirksamkeit von Wäldern (MÜLLER 1996). Die Kultur- und Jungwuchspflege im naturnahen Waldbau begünstigt die Artenvielfalt der begleitenden Kraut- und Straucharten, so dass auch Weichholz-Laubbaumarten mit leicht zersetzlicher Streu auftreten (LEDER 1996). Die hieraus resultierende erhöhte biologische Aktivität am und im Boden fördert die Makro- und Grobporenbildung und damit die verbesserte Infiltrations- und Wasserspeicherungskapazität des Bodens.

2.1.2.4. Dezentrale Kleinrückhalte

Dezentrale Kleinrückhalte sind in der Regel ungesteuerte Becken von geringer bis mittlerer Größe und häufig an den Gewässerzuflüssen angeordnet. Sie dienen dem Rückhalt in der Fläche und sind im Gegensatz zu konventionellen Rückhaltebecken nicht spezifisch auf den Schutz einer bestimmten Ortschaft ausgerichtet (BLASY & ØVERLAND 2003). Ihre

Dämme können künstlich angelegt sein oder durch vorhandene Strukturen wie Straßen- oder Eisenbahndämme gebildet werden und variieren in der Literatur in ihrer Höhe von unter 2,0 m bis zu 5,0 m (TÖNSMANN 1995). Nach DWA (2006) werden die dezentralen Kleinrückhaltebecken in Muldenspeicher, Feldabflussspeicher und kleine Speicher an Gewässern unterschieden.

Erstere entstehen durch das natürliche Relief der Landschaft, füllen sich durch Niederschlag und werden durch Versickerung und Verdunstung entleert. Ihr Maximalvolumen beträgt wenige hundert Kubikmeter, weshalb sie häufig auch als sogenannte „Mikroponds“ bezeichnet werden (z.B. BRONSTERT et al. 2008, KOMMA & BLÖSCHL 2010). Die etwas größeren Feldabflussspeicher haben ein Rückhaltevolumen von wenigen tausend Kubikmetern und werden durch maximal ein Meter hohe überströmbare Verwallungen gebildet (DWA 2006). Sie können kaskadenförmig angeordnet sein und geben das zurückgehaltene Wasservolumen, abhängig vom Auslassdurchmesser, verzögert an den angeschlossenen Vorfluter ab. Die kleinen Speicher an Gewässern – auch dezentrale Rückhaltebecken genannt – können ein Volumen von mehreren zehntausend Kubikmetern annehmen, wobei die DIN 19700 (2004) eine Obergrenze von 50000 m³ vorgibt, damit sie noch als kleine Hochwasserrückhaltebecken definiert werden können. Sie sind in der Regel ungesteuert und ihre Wirksamkeit wird durch das Rückhaltevolumen und die Dimensionierung des Auslassbauwerkes bestimmt. Für die Standortwahl eignen sich vorhandene, den Einstau begünstigende Querstrukturen sowie die Reaktivierung von Altarmen oder Anschlüsse von Teichen. Die *Tabelle 2.4* zeigt eine mögliche Unterteilung der Kleinrückhalte hinsichtlich Volumen, Füllung und Entleerung.

Tabelle 2.4: Unterteilung dezentraler Kleinrückhalte

Bezeichnung	Volumen (Richtgröße)	Füllung	Entleerung
Geländemulden	< 500 m ³	Oberflächenabfluss aus abflusswirksamen Flächen	Verdunstung und Versickerung
Feldabflussspeicher	500 m ³ - 5000 m ³	Oberflächenabfluss aus abflusswirksamen Flächen	in angeschlossenen Vorfluter
Dezentrale Rückhaltebecken	5000 m ³ - 50000 m ³	primär an Zu- und Nebenflüssen angeordnet	mit ungesteuerter Entleerung

2.1.2.5. Renaturierungsmaßnahmen

Unter Renaturierung versteht man die weitgehende Wiederherstellung eines Gewässers mit seinen Randbedingungen entsprechend seinem natürlichen Charakter (PATT et al. 1998). Im Vordergrund stehen dabei folgende Planziele:

- Verbesserung der Wasserqualität
- Steigerung der Fließdynamik
- Schaffung von Lebensräumen für Flora und Fauna
- Biotopvernetzung
- Extensivierung angrenzender Nutzungen
- Verringerung der Nährstoffeinträge
- Schaffung von Durchgängigkeiten
- Entwicklung und Erhaltung von Retentionsräumen

Der Hochwasserschutz ist somit nur ein Teilziel der Gewässerrenaturierung. Renaturierungsmaßnahmen können Eingriffe in die Laufentwicklung, in Längs- und Querprofile, in die Sohlen- und Uferstruktur sowie in das gesamte Gewässerumfeld wie Vorländer und Auenbereich enthalten (OTTO 1996). Mögliche Renaturierungsmaßnahmen sind beispielsweise in GEBLER (2005) oder ZEH (2004) beschrieben und erstrecken sich von lokalen Maßnahmen wie Bepflanzungen, Einbringen von Totholz, Schwellen und Rampen bis hin zur Veränderung ganzer Flussabschnitte durch Sohlanhebung, Uferaufweitung, Deichrückverlegung und Auwaldaufforstung.

2.1.3. Synergieeffekte

Die Umsetzung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen wird häufig nicht allein auf Grund der hochwasserreduzierenden Wirkung, sondern vielmehr wegen ihrer Synergieeffekte unterstützt (Abbildung 2.2).

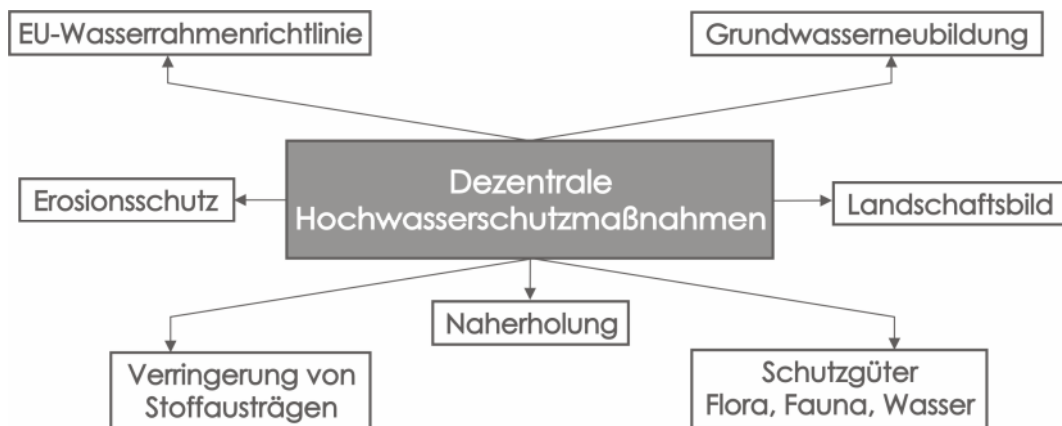


Abbildung 2.2: Synergieeffekte dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen

Maßnahmen zur Förderung der Infiltration wie die konservierende Bodenbearbeitung tragen beispielsweise zur Grundwasserneubildung bei oder verbessern das Kleinklima (RÖTTCHER 2007). Gleichzeitig wird durch die ständige Bodenbedeckung der Erosions-

schutz erhöht und Stoffausträge werden vermindert (DWA 2006). Ein Beispiel hierfür sind begrünte Abflussmulden (Grassed Waterways), welche eine Abminderung der Erosion und der Stickstoffkonzentration von über 80 % bewirken können (FIENER & AUERSWALD 2003).

Der verbesserte Erosionsschutz wird auch im Zusammenhang mit Aufforstungsmaßnahmen vielfach betont (z.B. WEINMEISTER 2003, MARKART et al. 2006, GALLUS et al. 2007). Zusätzlich beinhalten Wälder eine Biotopfunktion, sind zu Naherholungszwecken beliebt und tragen zur Luftreinigung bzw. Sauerstoffproduktion bei (RIEGER & DISSE 2008). Zu nennen sind außerdem die Rohstoffproduktion, der Sedimentfang und die Pufferung von Nähr- und Schadstoffeinträgen durch Waldstandorte. Darüber hinaus haben sie eine Ausgleichsfunktion durch Verminderung von Temperaturextrema und die Wirkung als Windschutz, Immissionssenke und Lärmschutz (SCHMIDT et al. 2008).

Der naturnahe Mischwald bietet gegenüber Reinbeständen weitere Vorteile durch verbesserte Bodenfunktionen und -eigenschaften, seine erhöhte bioklimatische und lufthygienische Ausgleichsfunktion und die höheren Erträge durch ein vielfältigeres und hochwertigeres Holzangebot (SCHMIDT et al. 2008).

Dezentrale Kleinrückhalte beeinträchtigen das Landschaftsbild weniger als zentrale Maßnahmen und können als Feuchtgebiete neuen Lebensraum für verschiedene Tier- und Pflanzenarten bieten.

Renaturierungsmaßnahmen wirken sich positiv auf die definierten Schutzgüter Flora und Fauna, Wasser und biologische Vielfalt aus. Dies steht auch im Einklang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL), die den guten ökologischen Zustand der oberirdischen Gewässer zum Ziel hat (RÖTTCHER & TÖNSMANN 2004, *Tabelle 2.5*).

Tabelle 2.5: Maßnahmen des dezentralen integrierten Hochwasserschutzes und die damit verbundenen Auswirkungen im Sinne der EU-WRRL (RÖTTCHER & TÖNSMANN 2004, verändert)

Dezentraler integrierter Hochwasserschutz	Auswirkung im Sinne der EU-WRRL
Wasserrückhalt in der Fläche	Stärkung der Grundwasserneubildung
Wasserrückhalt in Gewässer und Aue	Erreichung eines guten ökologischen Zustandes
Dezentrale Rückhalte	Annäherung der hydraulischen Belastung an einen potentiell naturnahen Zustand

2.2. Einfluss der Maßnahmen auf die Abflussprozesse

Der natürliche Abflussprozess setzt sich aus Abflussbildung, Abflusskonzentration und Wellenablauf im Gerinne zusammen (Abbildung 2.3).

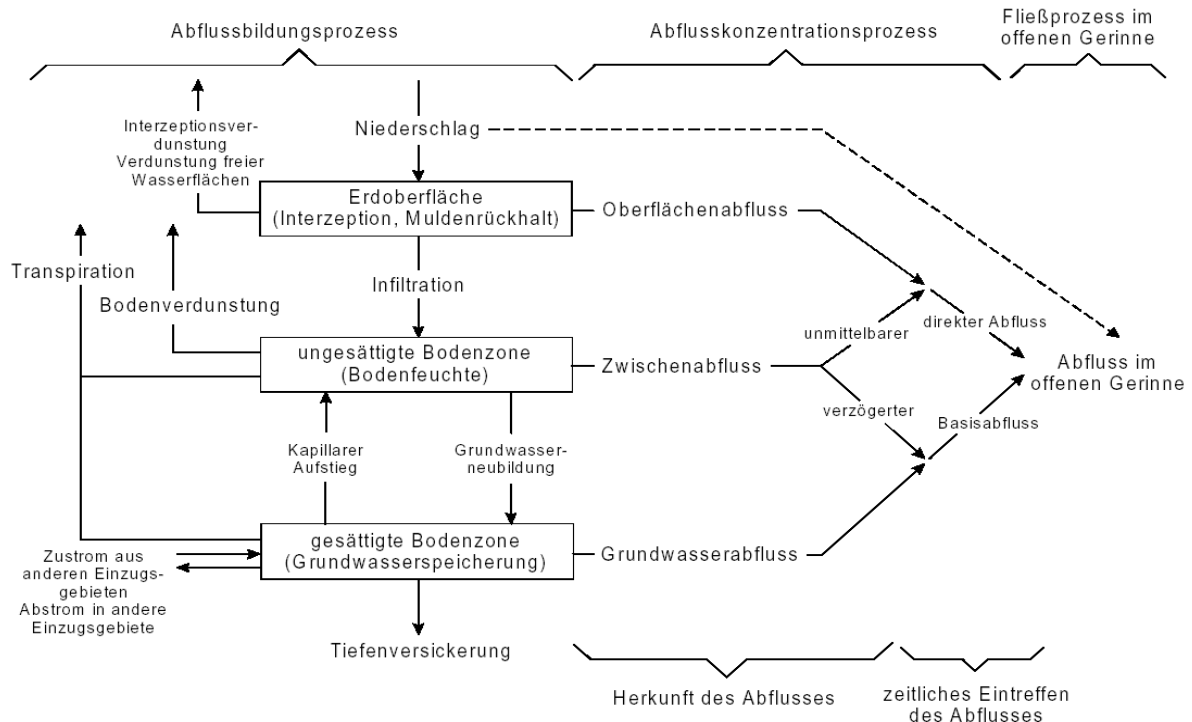


Abbildung 2.3: Schematische Darstellung des Abflussprozesses (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996)

Die Abflussbildung ist der Vorgang der Abtrennung des abflusswirksamen Niederschlags vom Gesamtniederschlag, während der restliche Niederschlag primär in Folge von Infiltration und Interzeption als Gebietsrückhalt im Einzugsgebiet verbleibt, anschließend verdunstet oder als Basisabfluss dem Gewässer stark verzögert zufließt.

Die Abflusskonzentration beschreibt den zeitlichen Verlauf des oberflächlich und oberflächennah abfließenden Effektivniederschlags bis zum Gebietsauslass. Sie wird vorwiegend durch die Gewässerstruktur, die Oberflächenrauheit im Einzugsgebiet und durch Speicherräume, die den Abfluss verzögert zum Gebietsauslass abgeben, beeinflusst.

Der Wellenablauf steht für die Translation und Retention der Abflusswelle im Fließgerinne und in den Vorländern. Dabei ist zwischen fließender und stehender Retention zu unterscheiden. Erstere wird maßgeblich durch Längsgefälle, Gewässerstruktur sowie Gewässer- und Vorlandrauheit beeinflusst, letztere durch Retentionsräume, die eine Wellenverformung durch verzögerte Abgabe des abfließenden Wassers an die Unterlieger herbeiführen. Dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen reduzieren die Abflussbildung, wenn sie in Form von Änderungen der Landnutzung oder Bewirtschaftungsform auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen umgesetzt werden. Ein Rückbau linienhafter Strukturen, wie We-

ge oder Dränmaßnahmen, sowie das Anlegen kleiner Retentionsbecken an den Zuflüssen im Einzugsgebiet kann zu einer verzögerten Abflusskonzentration führen. Renaturierungsmaßnahmen verändern vor allem den Wellenablauf durch Verringerung des Fließgefälles und Erhöhung der Rauheit im Gewässer und auf den Vorländern. Damit beeinflussen die unterschiedlichen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen alle Phasen des Abflussprozesses (Tabelle 2.6).

Tabelle 2.6: Durch dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen primär (dunkel) und sekundär (hell) beeinflusste Abflussprozesse

Maßnahme	Abflussbildung	Abflusskonzentration	Wellenablauf
Maßnahmen auf Ackerstandorten			
Maßnahmen auf Grünland und Moorstandorten			
Maßnahmen auf Waldstandorten			
Dezentrale Kleinrückhalte			
Renaturierungsmaßnahmen			

2.2.1. Abflussbildung

Nach MENDEL (2000) ist die Abflussbildung die Gesamtheit der Einzelprozesse, nach denen sich das Niederschlagswasser nach Auftreffen auf der Land- oder Wasseroberfläche in die Atmosphäre, über und in den Boden sowie im Untergrund bewegt. Im Wesentlichen wird unter diesem Begriff die Abtrennung des Gebietsrückhalts – Verdunstungsanteile und verzögerter Basisabfluss – vom abflusswirksamen Niederschlag, der sich als Direktabfluss aus oberflächennahem Zwischenabfluss und Oberflächenabfluss zusammensetzt, verstanden. Der Oberflächenabfluss kann dabei zum einen bei Überschreitung der Infiltrationskapazität durch die Niederschlagsintensität (HORTON 1933), zum anderen auf wassergesättigten Flächen (DUNNE 1978) entstehen.

Auf Grund ihrer Komplexität werden die Teilprozesse der Abflussbildung und das Einwirken der verschiedenen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen nachfolgend im Einzelnen betrachtet.

2.2.1.1. Verdunstung

Für Interzeption und Infiltration ist die Verdunstung Voraussetzung, da durch sie Interzep-

tions- und Bodenspeicher geleert werden. Sie setzt sich aus der Evaporation, der freien Verdunstung von Oberflächenwasser bzw. der Entleerung des Interzeptionsspeichers, und der Transpiration, der Verdunstung im Rahmen biologischer Prozesse, zusammen.

Die Evapotranspiration hängt folglich von der jeweiligen Landnutzungs- und Vegetationsform ab (Abbildung 2.4). Wälder und damit Aufforstungsmaßnahmen bieten im Sinne des dezentralen Hochwasserschutzes Vorteile gegenüber anderen Landnutzungsformen, da Bäume, vor allem Nadelhölzer, insgesamt die größte Verdunstungsleistung aufweisen (PECK & MAYER, 1996). Dies führt zu einer raschen Wiederherstellung des vorhandenen Bodenspeichers, was gerade bei kurzen Starkniederschlägen von Bedeutung ist (FEGER 2002, MARKART et al. 2006, ZIMMERMANN 2007).

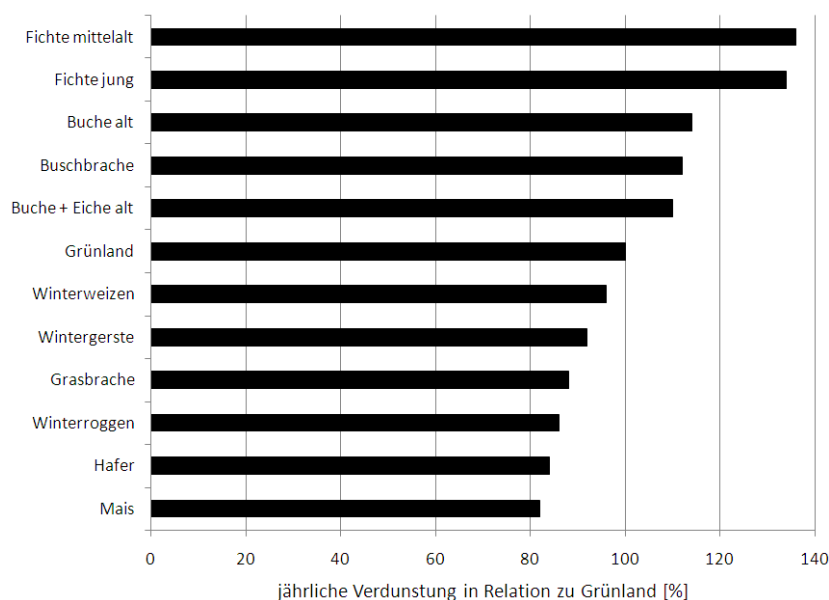


Abbildung 2.4: Relation der jährlichen Verdunstung verschiedener Pflanzenbestände in Bezug zu den Werten von Grünland (100 %); gültig für untere deutsche Mittelgebirgslagen mit Jahresniederschlägen von 700 - 800 mm und einer nutzbaren Feldkapazität von 140-170 mm (ERNSTBERGER 1987, verändert)

2.2.1.2. Interzeption

Das Interzeptionspotential einer Landnutzungsform wird durch Pflanzenart, Pflanzenalter, Bestandsdichte, Bestandsstruktur, Wuchsform und Oberflächenbeschaffenheit von Blättern und Geäst beeinflusst (HELLIE 2004). Nach MANIAK (1997) kann unter Annahme eines definierten Baumbestands eine Abhängigkeit zwischen Interzeptionsspeicher und Baumart bzw. –alter hergestellt werden. Demzufolge bieten 90 Jahre alte Fichtenbestände mit knapp fünf Millimetern den größten und damit um 40 % höheren Interzeptionsspeicher als Buchenbestände. Dies wird durch zahlreiche Untersuchungen, z.B. nach OVERTON, 1954, DELFS et al. 1958, LEYTON et al. 1967, MITSCHERLICH & MOLL 1970, BULTOT et al. 1972 oder PECK & MAYER 1996 (Tabelle 2.7) belegt.

Tabelle 2.7: Jährliche Interzeptionsleistung für verschiedene Baumgattungen in % der Jahresniederschlagssumme; n ist die Anzahl der Messungen (nach PECK & MAYER 1996, verändert)

Baumart	n	Mittel	Spannweite
Fichte	31	32	35
Kiefer	26	28	23
Douglasie	2	42	24
Lärche	3	32	10
Buche	19	20	43
Eiche	13	21	24
Birke	2	21	2

Vor allem der Blattflächenindex (LAI) beeinflusst die Interzeptionskapazität von Pflanzen maßgeblich. Für landwirtschaftliche Flächen kann die maximale Interzeptionskapazität Int_{max} (in mm) in Abhängigkeit von LAI (zum Zeitpunkt t , in m^2/m^2) über folgende Formel abgeschätzt werden (HOYNINGEN-HUENE 1983):

$$Int_{max} = 0,935 + 0,498 \cdot LAI(t) - 0,00575 \cdot LAI(t)^2 \quad \text{Formel 2-1}$$

Mit wachsender Niederschlagsmenge nimmt die relative Interzeptionsmenge ab (MANIAK 1997). Je nach Vegetation können jedoch sehr kleine Ereignisse nahezu vollständig vom Interzeptionsspeicher aufgenommen werden. Berücksichtigt man die Abhängigkeit zwischen LAI und Int_{max} , so ergibt sich aus den mittleren LAI-Werten für Fichten (9,1; BREUER et al. 2003) und Grünland (3,6), dass die Interzeptionskapazität von Nadelwäldern in etwa doppelt so hoch ist wie die von Grünlandstandorten. Bei Ackerflächen hängt LAI stark von der Vegetationsperiode ab.

Auch wenn Nadelhölzer grundsätzlich einen größeren Interzeptionsspeicher aufweisen als Laubbäume, so zeigen Untersuchungen, dass ein durchforsteter Mischwaldbestand mit ausgeprägtem Unterwuchs ebenso viel Niederschlag speichern kann wie ein dichter Bestand mit hohem Bestockungsgrad (MENDEL 2000). Die Interzeption spielt für den dezentralen Hochwasserschutz vor allem im Zusammenhang mit Aufforstungs- und Waldumbaumaßnahmen eine Rolle.

2.2.1.3. Infiltration

Die Infiltration ist Haupteinflussfaktor auf die Abflussbildung. Sie beschreibt das Eindringen von Wasser in die Bodenoberfläche nach Niederschlägen, Beregnung oder Überstauung (BRONSTERT 1994). Es werden zwei Arten von Faktoren unterschieden, die die Infiltration beeinflussen (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996): Zu den ereignisunabhängigen zählen Faktoren wie Bodentextur, Bodenstruktur, Porengrößenverteilung, Gesamtporenvo-

lumen, pF-Kurve, hydraulische Leitfähigkeit und Hangneigung. Zu den ereignisabhängigen gehören Faktoren wie Anfangswassergehalt und –spannung, Niederschlagsintensität, zeitliche Abfolge der Niederschläge und Hystereseeffekt. Die *Abbildung 2.5* zeigt schematisch die hydrologischen Prozesse, die sich während des Infiltrationsvorgangs abspielen.

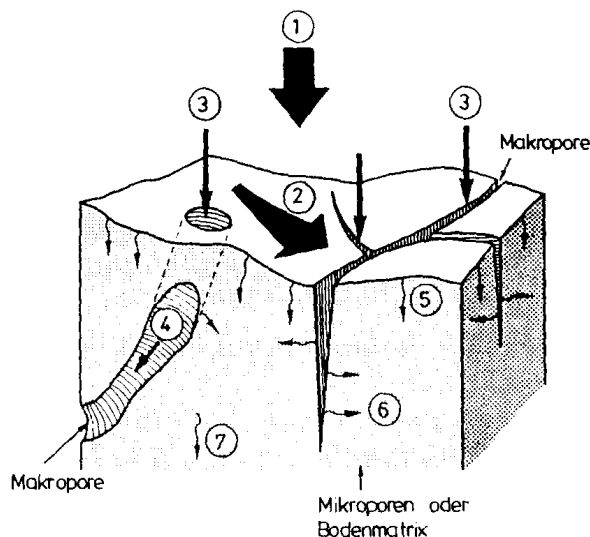


Abbildung 2.5: Hydrologische Prozesse bei der Infiltration: 1) Niederschlag; 2) Oberflächenabfluss; 3) Sickerung in die Makroporen; 4) Sickerung in den Makroporen; 5) Sickerung in die Mikroporen durch die Bodenoberfläche; 6) Sickerung von den Makroporen in die Mikroporen; 7) Sickerung in den Mikroporen (BRONSTERT 1994)

Vor allem die dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen in Land- und Forstwirtschaft zielen darauf ab, das Infiltrationspotential der vorliegenden Böden auf unterschiedliche Weise zu erhöhen. Dies wird im Folgenden näher erläutert:

Konservierende Bodenbearbeitung

Die konservierende Bodenbearbeitung dient dazu, eine ständige Bodenbedeckung aufrecht zu erhalten, die Aggregatstabilität der Böden zu erhöhen, das Vorkommen an Makroporen zu fördern und insgesamt ein günstiges Bodengefüge herzustellen. Das dadurch veränderte Infiltrationsverhalten konnte nach SCHMIDT et al. (2007) durch Beregnungsversuche nachgewiesen werden (*Abbildung 2.6*).

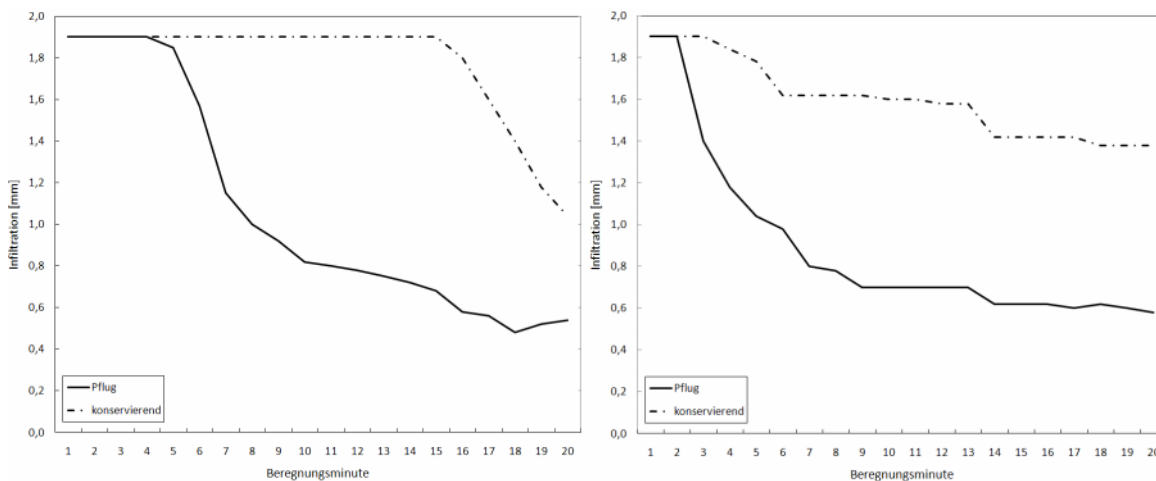


Abbildung 2.6: Wasserinfiltration bei Regensimulation auf Ackerflächen (1,9 mm/min, Beregnungsdauer: 20 min), links: Sächsisches Lößhügelland, rechts: Erzgebirge (SCHMIDT et al. 2007, verändert)

Das verbesserte Infiltrationsverhalten liegt vor allem in dem erhöhten Makroporenvorkommen begründet, dessen Entstehung auf eine größere Regenwurmdichte zurückzuführen ist. Die durch die Bildung der vertikal verlaufenden Strukturen verbesserte Infiltrationsleistung konservierend bearbeiteter Böden wird in der Literatur vielfach bestätigt (z.B. EHLERS 1975 - *Tabelle 2.8*, DEXTER 1987, GRAFF & MAKESCHIN 1979, EDWARDS 1980, HENKE 1990, BEYER et al. 1992, FRIEBE 1994, KLAGHOFER 1995, EHRMANN 1996).

Tabelle 2.8: Anzahl an Regenwurmgängen pro m² in einem gepflügten und in einem seit vier Jahren ungepflügten Acker in verschiedenen Tiefen (EHLERS, 1975)

Bodentiefe [cm]	Gepflügt				Ungepflügt			
	Durchmesser [mm]				Durchmesser [mm]			
	2-5	5-8	8-11	gesamt	2-5	5-8	8-11	Gesamt
2	21	5	1	27	75	40	2	117
20	60	18	1	79	99	41	1	141
30	124	58	5	187	209	91	5	305
60	174	165	9	348	183	172	8	363

Untersuchungen von ZEHE & SCHMALAND (2008) im Weiherbachgebiet zeigen, dass eine Makropore mit einem Radius von 4,5 mm annähernd die gleiche Wassermenge transportieren kann wie die gesättigte Bodenmatrix in 1 m² Querschnittsfläche. Diese Makroporen werden in der Regel durch den Pflugeinsatz unterbrochen, was zu einer geringeren Wasseraufnahmekapazität dieser Böden führt (z.B. BEISECKER 1994, SEMMEL & HORN 1995, WAHL et al. 2004, WAHREN et al. 2009). Die *Abbildung 2.7* verdeutlicht, dass bei konventionell bearbeiteten Ackerstandorten bis zum Bereich der Pflugsohle der Matrixfluss dominiert und im Gegensatz zu Waldstandorten keine Infiltration in tiefere Schichten über präferenzielle Fließwege stattfindet.

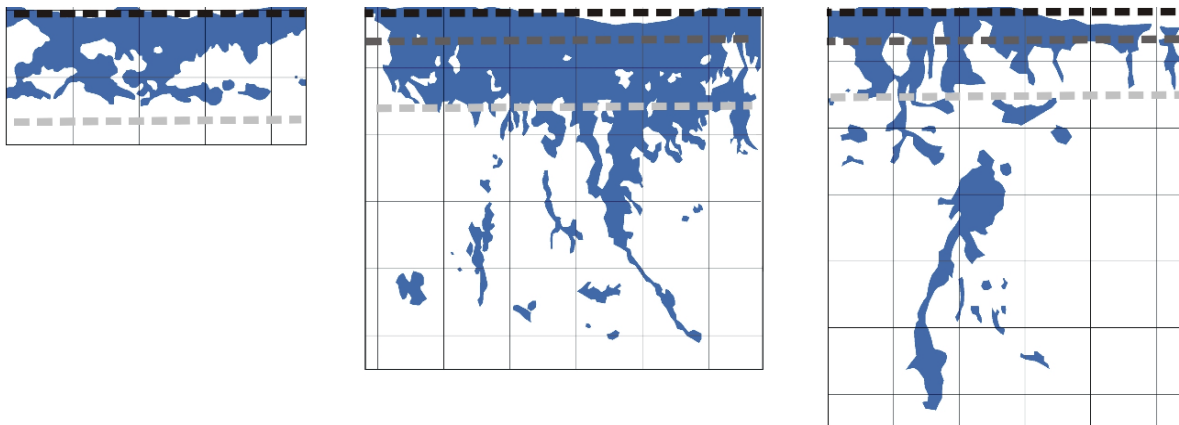


Abbildung 2.7: Infiltrationsmuster der unterschiedlichen Landnutzungen nach Tracerexperiment; links: Acker, Mitte: Jungaufforstung, rechts: Altaufforstung, schwarz gestrichelt: Geländeoberkante, hell gestrichelt: Bereich Pflugsohle (ca. 25 cm tief), Raster: 20 x 20 cm (WAHREN et al. 2009, verändert)

Weiterhin führt der Pflugeinsatz zu einem Verdichtungshorizont in 25 cm - 30 cm Tiefe, der je nach Bodenart eine Dichte von ca. $1,6 \text{ g/cm}^3$ - $1,7 \text{ g/cm}^3$ annehmen kann, wobei die darüber liegende Bodenschicht bei konventioneller Bodenbearbeitung in der Regel auf Grund der Bodenwendung grundsätzlich etwas lockerer ist als bei der konservierenden Bodenbearbeitung (SLfL 2005). Bei letzterer nimmt auf Grund höherer organischer Anteile dagegen die Bodendichte im Oberboden deutlich ab (KLAGHOFER 1995, ULRICH et al. 2006).

Bei konventioneller Bearbeitung ist der Boden nach dem Pflügen in der Regel unbedeckt. In diesem vegetationsfreien Zeitraum ist der Boden besonders anfällig für Erosion und Verschlämmung. Letztere führt bei Niederschlagsereignissen in der obersten Bodenschicht durch plastische Verformung oder durch Einlagerung feiner Bodenpartikel zu einer deutlichen Abnahme des Volumens der Hohlräume. Die Verschlammungsschicht weist dadurch eine höhere Lagerungsdichte, feinere Poren und eine niedrigere gesättigte Leitfähigkeit auf (HILLEL 1982, AHUJA & SCHWARTZENDRUBER 1992). Untersuchungen nach TACKETT & PEARSON (1965), EIGEL & MOORE (1983), FOHRER (1995) und ROTH (1997) bestätigen eine Erhöhung der Lagerungsdichte in der Verschlammungsschicht um ungefähr $0,4 \text{ g/cm}^3$. Die Schichtdicke liegt dabei zwischen 0,5 und 2,5 cm.

Die geringere Verschlammungsanfälligkeit und die deutlich höhere Makroporosität führen damit bei konservierender Bodenbearbeitung in Abhängigkeit von Niederschlagsereignis und vorliegenden Bodenverhältnissen zu einer geringeren Abflussbildung gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung und damit zu einem größeren dezentralen Hochwasserschutz. Folgende Tabelle fasst beispielhaft die genannten Angaben zu den unterschiedlichen Bodendichten in Abhängigkeit der Tiefe für konservierende und konventionelle Bodenbearbeitung zusammen:

Tabelle 2.9: Mögliche Verteilung der Bodendichten in einem konventionell (konv. Bearb.) und einem konservierend (kons. Bearb.) bearbeiteten Boden (auf Grundlage o.a. Quellen)

Bodenschicht Bezeichnung	Dicke [cm]	Lagerungsdichte [g/cm³]	
		Konv. Bearb.	Kons. Bearb.
Verschlämmung bei konv. Bearb.	2	1,8	-
erhöhter org. Anteil bei kons. Bearb.	10	1,35	1,20
durch Pflug gelockert bei konv. Bearb.	15	1,35	1,50
Pflugsohle bei konv. Bearb.	5	1,65	1,55

Verminderung von Bodenverdichtungen

Auf Ackerstandorten sind die Auswirkungen von Bodenverdichtungen bis in eine Tiefe von 40 cm nachweisbar, wobei der Haupteinfluss in den oberen 25 cm erkennbar ist (CHAMEN 2006). Diese Veränderung des Hohlraumsystems betrifft vor allem die luftgefüllten Grobporen (EGLI & PETER 1997) und schlägt sich in der Volumenreduktion des Porenraums und in der Unterbrechung der Grobporenkontinuität nieder (BLUME 1990). Gemäß DVWK (1997) hängt die Abnahme des Porenvolumens von Böden durch Auflasten von der jeweiligen Bodenart ab (*Abbildung 2.8*). Durch landwirtschaftliche Maßnahmen werden in der Regel Kontaktflächendrücke von knapp 100 kPa pro Achse bei Traktoren und 200 - 250 kPa bei größeren Maschinen wie Mähdreschern oder Rübenrodern aufgebracht. Daraus ergibt sich im Erstverdichtungsbereich für Sandböden eine Abnahme der Porengrößenverteilung um 5 % - 11 %, bei Schluffböden um 11 % - 16 % und bei Tonböden um 10 % - 17 %.

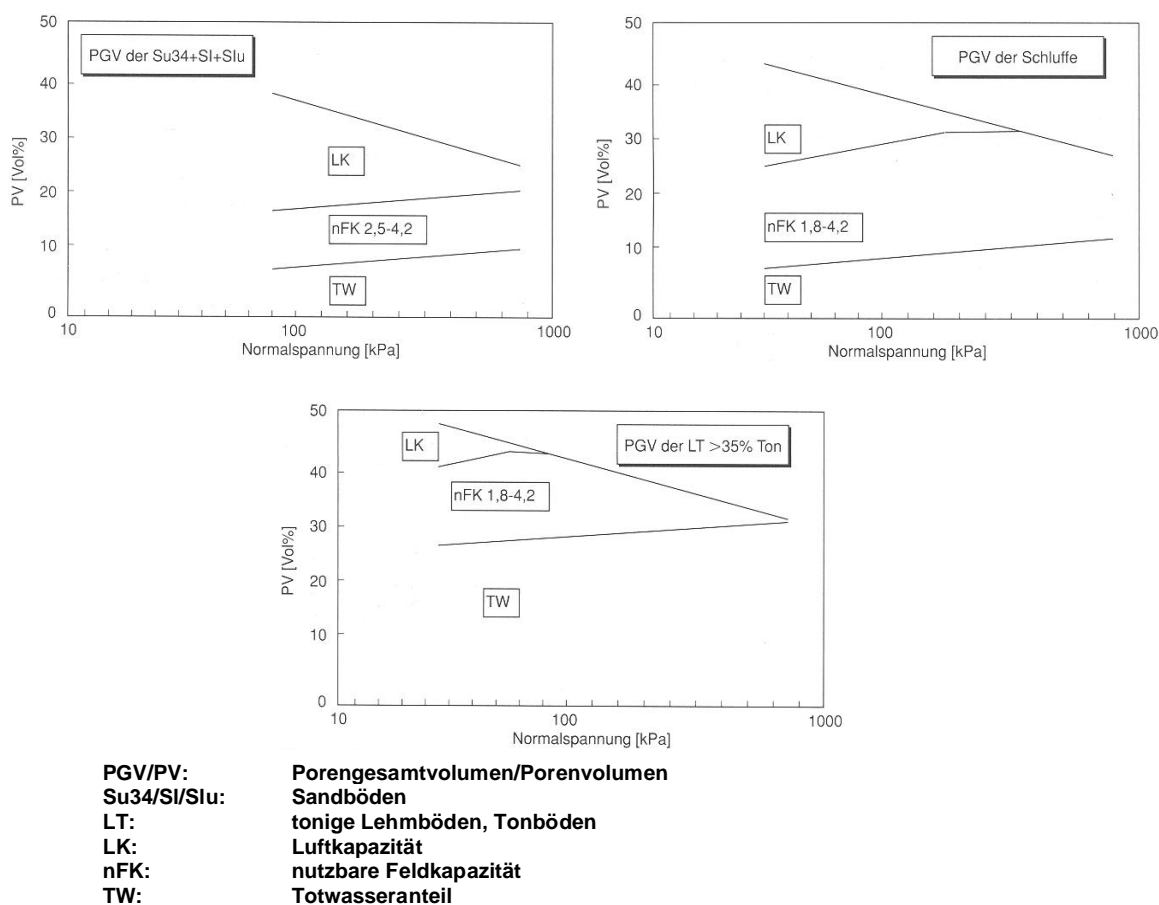


Abbildung 2.8: Änderung der Porengrößenverteilung für Sand-, Schluff- und Tonböden im Erstverdichtungsbereich (DVWK, 1997)

Befahrungsversuche auf einer Testfläche in der Schweiz (SCHÄFFER et al. 2006) mit einer 10 t schweren Erntemaschine ergaben nach zehn Befahrungen eine Abnahme der Makroporosität um 75 % im Oberboden (12 cm - 22 cm) und 50 % in der darunter liegenden Schicht (27 cm - 37 cm). Vor allem bei lehmigen Böden führt dieser Rückgang der Makroporosität zu einer Abnahme der gesättigten Leitfähigkeit auf Grund der hohen Korrelation dieser beiden Größen (GEBHARDT et al. 2006, *Abbildung 2.9*)

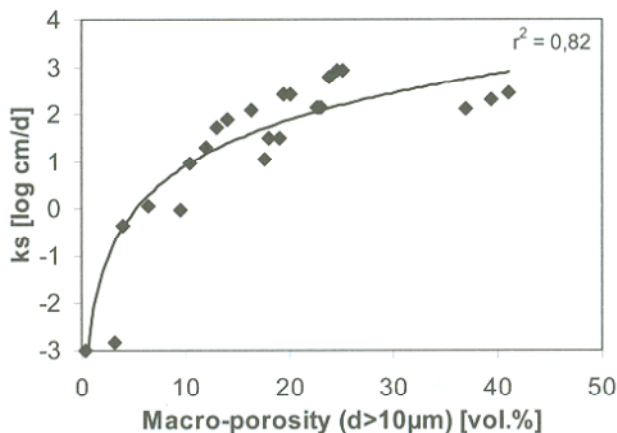


Abbildung 2.9: Korrelation zwischen Makroporosität und gesättigter Leitfähigkeit; Labormessung anhand ungestörter Bodenproben, n = 24, primär SL(sandy loam)-Böden (GEBHARDT et al. 2006)

Durch verminderten Maschineneinsatz oder Verwendung bodenschonender Technik kann somit die Infiltrationsfähigkeit von Ackerstandorten erhalten und die Abflussbildung reduziert werden.

Gegenüber Ackerstandorten sind Grünlandstandorte in deutlich geringerem Umfang von Bodenverdichtungen betroffen. Untersuchungen in Sachsen (LfULG 2009) belegen aber, dass bei einer Heuernte mehrmals Drücke von ca. 400 kPa durch Ballenpressen, Beladen und Abtransportieren der Ballen entstehen können. Speziell im Oberboden ergibt sich hieraus eine um 3 % - 5 % erhöhte Lagerungsdichte und eine verringerte Luftkapazität (Abbildung 2.10). Die Makroporen und die gesättigte Leitfähigkeit werden durch Bodenverdichtung im Gegensatz zu Ackerstandorten auf Grünflächen kaum beeinflusst (DIEPOLDER et al. 2005, LfULG 2009).

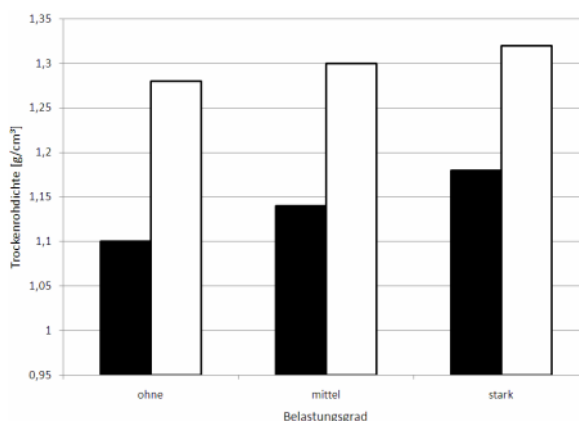


Abbildung 2.10: Trockenrohdichte nach drei Jahren differenzierter Bodenbelastung in 5 cm - 10 cm Tiefe (schwarz) und 15 cm - 20 cm Tiefe (weiß), Belastungsgrad mittel: 7 t - 10 t, stark: 12 t - 17 t (DIEPOLDER et al. 2005, verändert)

Die durch Verdichtung verursachte geringere Speicherfähigkeit der oberen Bodenschicht führt zu einer größeren Menge an abflusswirksamem Niederschlag. Gerade in Einzugsgebieten mit einem hohen Wiesenanteil können Hochwasserabflüsse demnach durch eine Extensivierung der Bewirtschaftung vor allem bei konvektiven Ereignissen und ungesättigten Bodenverhältnissen reduziert werden.

Renaturierung von Mooren

Moore lassen sich in die beiden Schichten Akrotelm und Katotelm unterteilen. Dabei ist das obere Akrotelm die maßgebliche Schicht für schnelle hydrometeorologische Prozesse, in der vor allem Wasserbewegung und Energieaustausch stattfinden (WAGNER 2005). In der Regel fungiert sie auch als hydrodynamischer Speicher (SCHÖBER 2009). Das Katotelm beschreibt die darunter liegende anaerobe Schicht mit sehr langsamer Wasserabgabe an den anliegenden mineralischen Untergrund. Die entwässerbare Porosität und die gesättigte Leitfähigkeit im Akrotelm nehmen bei Niedermooren in den oberen 10 cm um mehrere Zehnerpotenzen ab (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Danach vergleichmäßig sich der Verlauf mit zunehmender Tiefe (*Abbildung 2.11* und *Abbildung 2.12*). Im Katotelm sind die Leitfähigkeiten so gering, dass moorbeeinflusste Einzugsgebiete kaum oder gar keinen Basisabfluss liefern (BURKE 1975, BURT et al. 1990). Die oberen Grenzwerte für die gesättigte Leitfähigkeit sind in *Abbildung 2.11* sehr hoch angesetzt, da sich gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung (BFG 2005) für schwach zersetzte Torfe eine gesättigte Leitfähigkeit von 8 - 12 cm/h ergeben, gemäß GÖTTLICH (1990) von 10 - 25 cm/h für einen geringen Zersetzungsgrad und gemäß BARTELS & KUNTZE (1973) von 2 - 3 cm/h für schwach zersetzte Niedermoortorfe (Seggentorf). Die prozentuale Abnahme des Filtrationskoeffizienten mit der Tiefe ist aber unter Berücksichtigung der *Abbildung 2.12* als realistisch anzusehen.

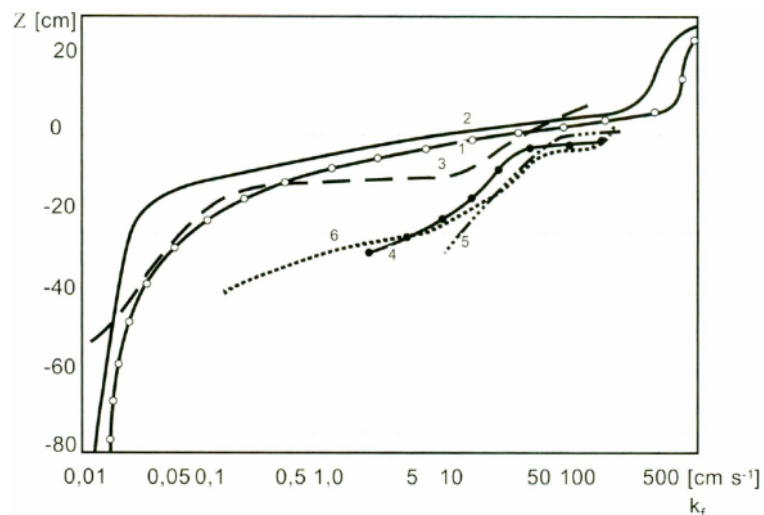


Abbildung 2.11: Empirische Tiefenfunktion des Filtrationskoeffizienten ($k_f = f(z)$) im Akrotelm verschiedener Moorökotope (1) Seggen-Braunmoos; (2) Reitgras-Birken; (3) Kiefern-Sphagnum-Zwergstrauch im erhöhten Mikroreliefelement; (4) - (6) Sphagnum-Zwergstrauch-Kiefernbulle (SUCCOW & JOOSTEN 2001)

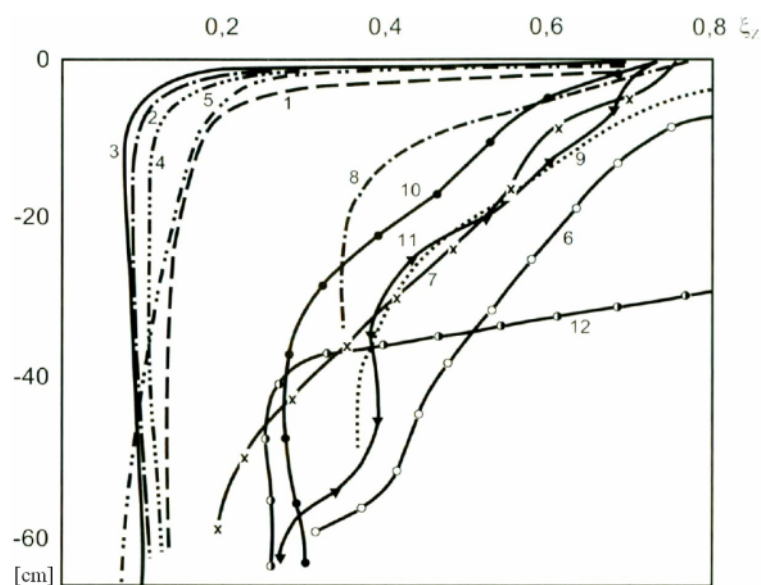


Abbildung 2.12: Tiefenabhängige entwässerbare Porosität ξ für die verschiedenen Typen eutropher und oligotropher Moorökotope; (1) - (5) Seggen mit Braunmoos, Schilf oder Reitgras, (6) - (11) Kiefern Sphagnum mit Zwergstrauch oder Wollgras, (12) Sphagnum-Kiefern-Scheuchzeria und Sphagnum Scheuchzeria-Schlenken in Bult-Schlenken-Ökotypen (SUCCOW & JOOSTEN 2001)

Die bodenkundliche Kartieranleitung (BfGR 2005) führt für die obersten Schichten von Mooren sehr hohe gesättigte Wasserleitfähigkeiten (200 cm/d - 300 cm/d) an, welche mit der Tiefe um das zehnfache bis fünfzigfache abnehmen (5 cm/d - 25 cm/d). Eine Moorentwässerung kann dabei zu einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit um ein bis zwei Zehnerpotenzen in der oberen Schicht führen (EDOM & WENDEL 1998). Gemäß bodenkundlicher Kartieranleitung haben Torfe einen Gesamtporenvolumenanteil von 80 % - 95 % und je nach Dichte eine Feldkapazität zwischen 59 % - 85 % (BfGR 2005). Diese Zahlen beziehen sich auf den Moorkörper und damit auf den statischen Wasserspeichervorrat von Mooren (GÖTTLICH 1990). Der dynamische Speicher enthält neben dem pflanzenphysiologischen Speicher Porenwasserspeicher, Wasserkissenspeicher, Muldenspeicher und Überflutungsspeicher (SCHOBER 2009). Er kann je nach Moortyp unterschiedlich ausgeprägt sein (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Dabei können in niederschlagsfreien Zeiten die obersten 30 cm eines Hochmoores zu etwa zwei Dritteln austrocknen (RINGLER 1987) und einen großen Speicherraum für Niederschläge zur Verfügung stellen. Insgesamt wird die Wasserspeicherfähigkeit von Mooren kontrovers diskutiert, da sie auf der einen Seite auf Grund hoher Sättigung nur wenig zusätzliches Wasser aufnehmen können und überschüssiges Wasser schnell abgeben (SCHOBER 2009). Dem könnte durch Entwässerung des Moores entgegengewirkt werden, da hierdurch Raum für zusätzliche Wasserspeicherung geschaffen würde (UHDEN 1966, EGGELSMANN 1971). Auf der anderen Seite steht die These, dass natürliche Moore wichtige Wasserspeicher in der Landschaft sind und ausgleichend auf den Wasserhaushalt wirken (JOOSTEN 1993, PFADENHAUER 1994, SCHOPP-GUTH & GUTH 2003, SUCCOW 2003).

Aufforstung

Die abflusshemmende Wirkung von Waldstandorten ist vor allem in einem sehr wirksamen Makroporensystem und der damit verbundenen hohen Infiltrationsfähigkeit begründet (LANGE et al. 2006). Sie ist weiterhin von dem Deckungsgrad der Kraut- und Moosschicht und der Humusform mit der darin stattfindenden biologischen Aktivität abhängig (FEGER 2005). Dabei ist die Schutzwirkung von Wäldern differenziert zu betrachten, da sie sehr von den Bodenverhältnissen und dem Niederschlagsereignis bestimmt wird. Feld- und Modellversuche im Sperbelgraben belegen dies (HEGG et al. 2004), wonach gerade bei gleyigen Böden trotz Bewaldung eine rasche Sättigung mit auftretenden Oberflächenabflüssen als Folge eintritt. Dies wird damit begründet, dass bei einer geringen Speicherkapazität des Bodens im Gegensatz zu einer großen deutlich weniger Niederschlag benötigt wird, damit eine „allfällige Waldwirkung“ nicht mehr feststellbar ist. So sind Braunerden in Kombination mit Buchenwäldern und Heidelbeer-Fichten-Tannenwäldern durch großes Infiltrationsvermögen gekennzeichnet. Nach LÜSCHER & ZÜRCHER (2003) ergibt sich ein deutliches Potential zur Hochwasserminderung durch Aufforstung vor allem bei gehemmt

durchlässigen und mittel- bis tiefgründigen Böden (Abbildung 2.13).

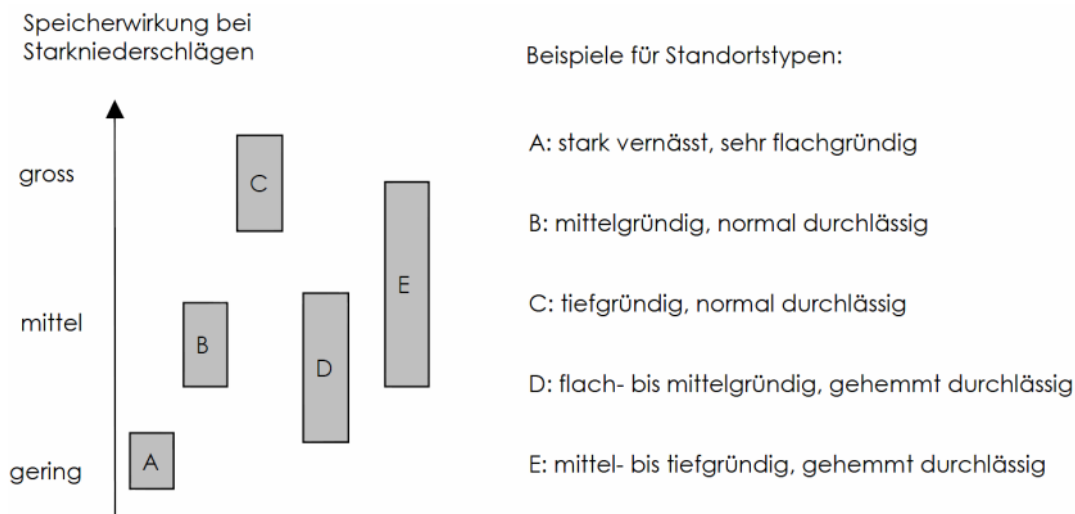


Abbildung 2.13: Bandbreite der Speicherwirkung verschiedener Böden in Abhängigkeit des Zustandes der vorliegenden Waldvegetation (Idealbestockung: gut; flächiger Windwurf: schlecht) bei Starkniederschlägen (LÜSCHER & ZÜRCHER 2003)

Gemäß der standortkundlichen Bodenkarte von Bayern (BGL 1986) sind Waldböden durch eine Moderauflage mit bodentypabhängiger Mächtigkeit geprägt, die gegenüber anderen Landnutzungsformen zu höheren organischen Anteilen im Oberboden von Wäldern führt. Daher ist auf Waldstandorten in den oberen Bodenhorizonten die geringste Lagerungsdichte zu erwarten, da dort die im Vergleich niedrigste Nutzungsintensität und die größte biologische Aktivität vorliegen (SEIDEL 2008). Auf Grund des dadurch erhöhten Porenvolumens ist an Waldstandorten gegenüber anderen Landnutzungsformen bei ähnlichen Bodenbedingungen eine sehr große Speicherwirkung im Oberboden zu erwarten. Dies konnte durch Felduntersuchungen im Muldeeingzugsgebiet bestätigt werden, da die nutzbare Feldkapazität von Böden altaufgeforsteter Standorte ungefähr doppelt so groß war wie die von Ackerböden (WAHREN et al. 2009).

Waldumbau

Die angepasste Waldwirtschaft bzw. ein ökologischer Waldumbau dient in erster Linie dem Erhalt der grundsätzlichen Hochwasserschutzwirkung von Wäldern. Hierdurch werden Kahllagen durch Schädlingsbefall und Windwurf verhindert, welche insbesondere an Standorten mit stauendem Untergrund den oberflächennahen Abfluss deutlich erhöhen (BOTT 2002, SCHMIDT et al. 2008). Die Bodenstruktur von Mischwäldern gegenüber Monokulturen ist im Sinne der Abflussbildung günstiger, da bei Fichtenbeständen ein sogenanntes „Wurzelstampfen“, also ein Heben und Senken der Wurzeln im Boden durch Windbelastung, auftreten kann. Dies zerstört das Makroporengefüge von Böden, setzt die

Speicherfähigkeit herab und führt oberhalb der Verdichtungshorizonte zu einer schneller abfließenden Zwischenabflusskomponente (SCHÜLER 2008). Im Gegensatz dazu wird bei strukturreichen Mischbeständen die Wasserspeicherfähigkeit der Böden durch eine erhöhte Makrofauna verbessert, welche sich durch die leicht zersetzliche Streu aus Kraut, Sträuchern und Weichholz mit resultierender Humusanhäufung gut entwickeln kann (LEDER 1996, SCHMIDT et al. 2008). Zusätzlich entstehen durch die variierenden Wurzelgeometrien der unterschiedlichen Bestände wirksamere Makroporensysteme, da Böden vor allem bei Buchen- aber auch bei Tannenbeständen auf Grund größerer Wurzelichten in tieferen Bodenschichten bessere Speichereigenschaften aufweisen als bei Fichtenreinbeständen (ARMBRUSTER et al. 2004 - *Abbildung 2.14*, LANGE et al. 2006).

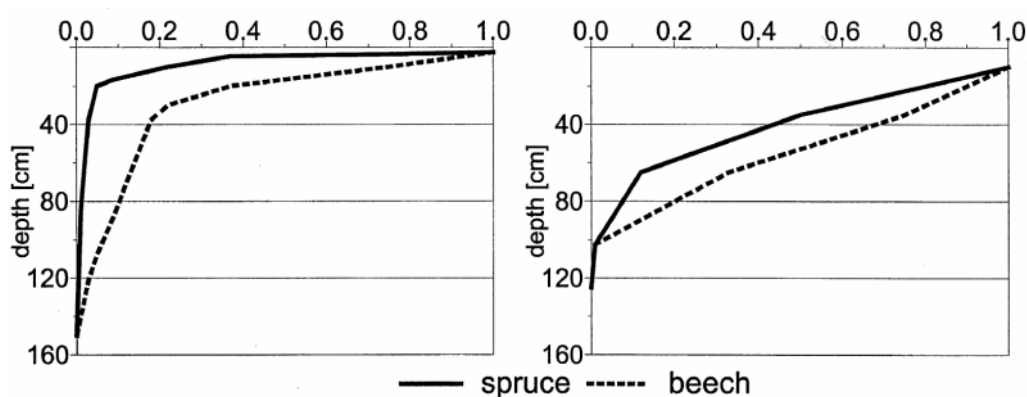


Abbildung 2.14: Relative Wurzelichten für Fichten- (spruce) und Buchenbestände (beech) auf zwei Untersuchungsstandorten; links: Rotherdbach, rechts: Schluchsee (ARMBRUSTER et al. 2004)

Berechnungsversuche zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Baumarten auf den Abflussbildungsprozess im Frankenwald lassen ebenfalls einen baumartenabhängigen Trend im Wasserrückhalt zugunsten der Laubhölzer erkennen (NORDMANN et al. 2009). Bei geringen Niederschlägen unter trockenen Vorbedingungen lag hierbei der Abflussbeiwert des Buchen-Fichten-Mischbestandes bei 3,5 % und des Fichtenreinbestandes bei 9 %. Dieser Unterschied relativierte sich mit zunehmender Niederschlagsdauer bzw. Bodenfeuchte (13 % zu 17,5 %).

2.2.2. Abflusskonzentration

Die Abflusskonzentration ist die Sammlung des Effektivniederschlags in kleinen temporären Rinnsalen (Rinnen, Furchen, Gräben), bodeninneren Fließbahnen und danach in einem perennierenden Gerinne (Bach, Fluss, Strom), das typischerweise mit der ungesättigten und gesättigten Bodenzone verbunden ist (MENDEL 2000).

Dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen können die Abflusskonzentration durch eine

veränderte Oberflächenrauheit, die Unterbrechung linearer, schneller Fließwege sowie durch die Zwischenspeicherung der auftretenden Direktabflüsse in der Fläche oder an den Gewässerzuflüssen beeinflussen. Dabei ist die Lage der jeweiligen Maßnahme im Einzugsgebiet entscheidend, da diese sich unterschiedlich auf die Abflussganglinie auswirken kann, wie *Abbildung 2.15* am Beispiel von Siedlungsflächen zeigt.

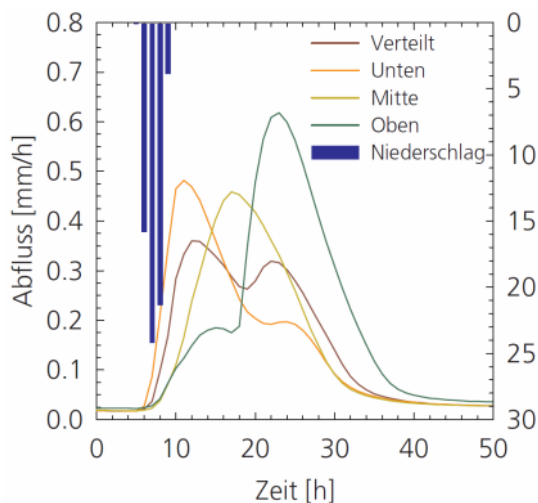


Abbildung 2.15: Simulation der Auswirkungen verschiedener räumlicher Verteilungen von Siedlungsflächen bei einem konvektiven Ereignis (NIEHOFF 2001)

2.2.2.1. Oberflächenrauheit

Die Abflusskonzentration auftretender Oberflächenabflüsse hin zum Vorfluter hängt neben dem Gefälle maßgeblich von der Rauheit der vorliegenden Bedeckung und Vegetation ab. Vereinfacht kann die Fließgeschwindigkeit über die STRICKLER-Formel abgeschätzt werden:

$$v = k_{St} \cdot r_{hy}^{2/3} \cdot I_E^{1/2} \quad \text{Formel 2-2}$$

mit:

v	=	Fließgeschwindigkeit [m/s]
k_{St}	=	STRICKLER-Beiwert [$m^{1/3}/s$]
r_{hy}	=	hydraulischer Radius [m]
		Quotient aus Fließquerschnitt und benetztem Umfang
I_E	=	Energieliniengefälle [-]

Unter Berücksichtigung der in *Tabelle 2.10* aufgeführten Rauheitsbeiwerte wird deutlich, dass unbedeckte Böden gegenüber jeglicher Art von Bewuchs zur raschesten Konzentration auftretender Oberflächenabflüsse führen. Vor allem Grasstreifen oder dicht angeordnete Pflanzenrückstände, wie sie im Rahmen des dezentralen Hochwasserschutzes auf Acker-

standorten umgesetzt werden, verlangsamen den Abfluss maßgeblich.

Tabelle 2.10: Anhaltswerte nach STRICKLER k_{St} , Zusammenstellung nach GERLINGER (1997), SCHNEIDER (2002) und AKKERMANN (2004), verändert

Landnutzung oder Bedeckung		STRICKLER-Beiwert k_{St}
Beton oder Asphalt		100 – 77
Kiesoberfläche		83 – 33
unbedeckter Boden	Rauheitshöhe 25 - 50 mm	71 – 30
	Rauheitshöhe 50 - 100 mm	43 – 26
	Gepflügt	50 – 10
	bearbeitet mit Kultivator	20 – 8
Gräser/Weiden	natürliche Bergweide	10 – 3
	gemähte Bergweide	50 – 4
	dichte Gräser	3 – 2
Weizenstrohmulch	2,5 t/ha	20 – 17
	5,0 t/ha	13 – 7
	10,0 t/ha	8 – 4
gehäckseltes Maisstroh	5,0 t/ha	50 – 13
tiefgegrubberter Boden mit Pflanzenrückständen	< 0,6 t/ha	17 – 6
	0,6 – 2,5 t/ha	14 – 3
mit Scheibenegge bearbeiteter Boden mit Pflanzenrückständen	< 0,6 t/ha	13 – 2
Direktsaat mit Pflanzenrückständen	0,6 – 2,5 t/ha	10 – 4
Direktsaat mit Pflanzenrückständen	< 0,6 t/ha	33 – 14
Direktsaat mit Pflanzenrückständen	0,6 – 2,5 t/ha	10 – 8

Auch Maßnahmen wie Konturnutzung, Querbewirtschaftung, Schlagverkleinerung, Schlaguntergliederung oder Ackerrandstreifen dienen durch die Erhöhung der Oberflächenrauheit und die Verkürzung der abflusswirksamen Hanglänge der Reduktion der Oberflächenabflussgeschwindigkeit. Die Wirksamkeit dieser Maßnahmen hängt dabei stark vom vorliegenden Gefälle ab und ist ab einer Hangneigung von ca. 7° kaum vorhanden (BILLEN & AURBACHER 2007, SIEKER 2007).

2.2.2.2. Lineare Fließwege

Ähnlich wie das natürliche Gewässernetz im Einzugsgebiet beeinflussen auch künstlich angelegte lineare Fließwege je nach Anordnung und Dichte maßgeblich die Abflusskonzentration. In ländlich geprägten Einzugsgebieten sollte dabei in oberirdische Fließwege wie Straßen, Wege oder Rückegassen und in unterirdisch verlaufende Dränmaßnahmen unterschieden werden. Diese Abflussbahnen führen auf Grund ihres Gefälles und sehr geringer Rauheiten zu schnellen Direktabflüssen.

Wege, Fahrspuren und befestigte Flächen

Auch wenn der Flächenanteil von Straßen, Wegen und Gehöften bezogen auf ein Einzugsgebiet häufig vergleichsweise gering ist, gelangt der Abfluss von diesen befestigten Flächen sehr schnell in einen Vorfluter, da sie aus verkehrstechnischen Gründen häufig in

unmittelbarer Nähe des Entwässerungsnetzes eines Gebietes liegen (ZEHE et al. 2008). Gerade auf Waldstandorten wirken linienhafte Strukturen der in Kapitel 2.2.1 beschriebenen Hochwasserschutzwirkung von Wäldern entgegen, da sie zu einer Beschleunigung der Abflusskonzentration führen und damit steilere Anstiege der Hochwasserganglinien sowie erhöhte Spitzenabflüsse mit sich bringen (CARLUER & DE MARSILY 2004, FOHRER et al. 2005). Bei unbefestigten Wegen ohne Wasserableitung in die Fläche kann je nach Vegetationsbedeckung und Überschirmung durch Bäume davon ausgegangen werden, dass schon ab einem geringen Längsgefälle rascher Oberflächenabfluss entsteht (BACKES et al. 2007, *Abbildung 2.16*).

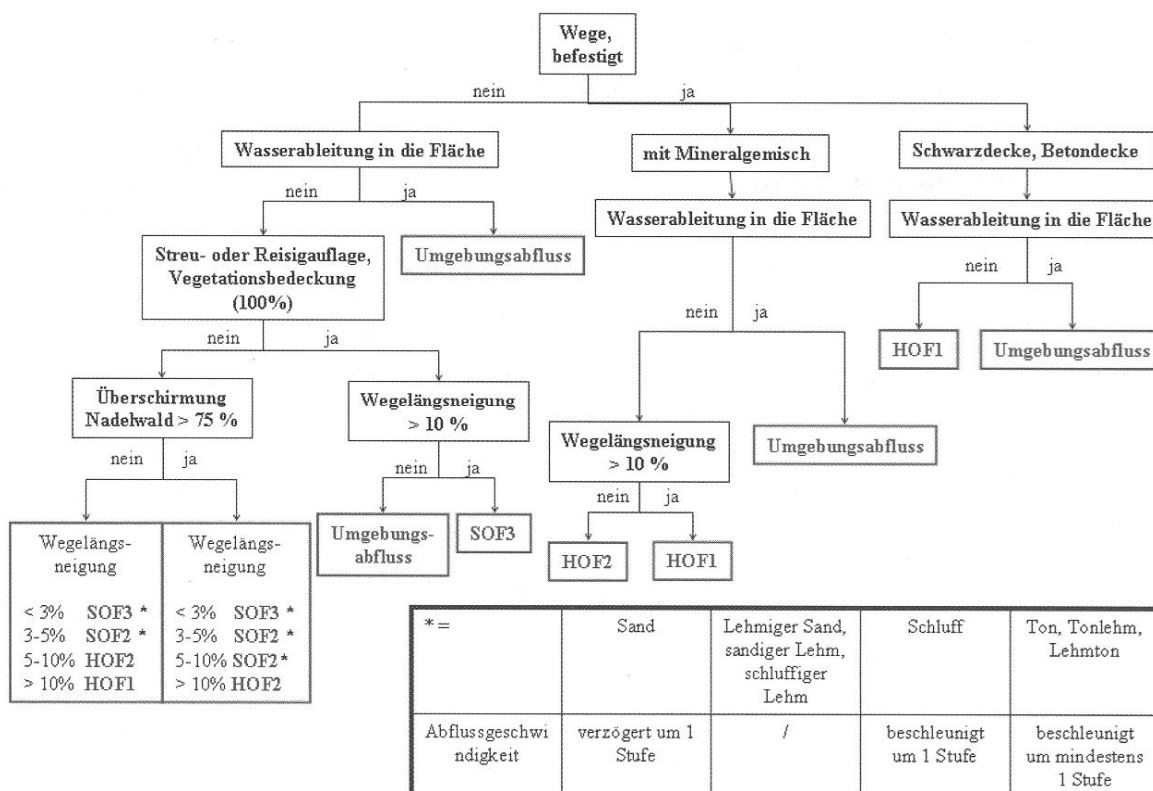


Abbildung 2.16: Bestimmungsschlüssel zur Herleitung der Abflussprozesse für Waldwege; HOF1: rascher HORTONScher Oberflächenabfluss, HOF2: leicht verzögerter HORTONScher Oberflächenabfluss, SOF2: leicht verzögerter Sättigungsflächenabfluss, SOF3: stark verzögerter Sättigungsflächenabfluss (BACKES et al. 2007)

Häufige Unterbrechungen dieser Fließwege mit Abschlägen in Richtung der Talseite und anschließender Versickerung können diesen Effekten im Sinne des dezentralen Hochwasserschutzes entgegenwirken (AG WALD UND HOCHWASSER 2007, SCHÜLER 2008). Weiterhin zeigten Studien nach GRUNERT & KÖNIG, dass der Oberflächenabfluss von einem befestigten, aber bereits wieder begrünten Weg durch Verdunstung und Wasserverbrauch des Pflanzenbewuchses halbiert werden kann (in SCHÜLER 2007b).

Untersuchungen im Pfälzer Wald ergaben, dass Rückegassen bis in eine Tiefe von 20 cm signifikant höhere Lagerungsdichten aufweisen, wodurch sich die Infiltrationsrate der betroffenen Böden halbieren kann. Die Wasserdurchlässigkeit kann dabei ebenfalls um bis zu 62 % abnehmen, was die Menge des auftretenden Oberflächenabflusses erhöht (SCHRÖDER & SCHNEIDER 2002). Dieser fließt bei entsprechendem Gefälle über die Rückegasse, welche als linearer Fließweg fungiert, zügig ab und führt damit zu einer beschleunigten Abflusskonzentration.

Dränmaßnahmen

Rohrdränungen wirken grundsätzlich als beschleunigte Zwischenabflusskomponente und haben damit Einfluss auf die Abflusskonzentration. Darüber hinaus können sie auch die Abflussbildung verändern, da sie die Wasserstände im Boden senken und die Aufnahmekapazität dieser Böden erhöhen, wodurch eine geringere Menge an Effektivniederschlag generiert wird (z.B. SEUNA & KAUPPI 1981, MCLEAN & SCHWAB 1982, ROBINSON & BEVEN 1983, ARROWSMITH 1983, HARRIS et al. 1984, ARMSTRONG & GARWOOD 1991). Dies gilt vor allem für schwer durchlässige Böden, welche zu schneller Sättigung und rascher Oberflächenabflussbildung neigen und deren Speichereigenschaften durch Dränmaßnahmen deutlich verbessert werden. Im Gegensatz dazu führen Böden mit hohen hydraulischen Leitfähigkeiten, wie Sandböden oder Böden mit einer hohen Makroporendichte, den Dränrohren sehr zügig infiltrierende Wassermengen zu. Ohne Dränung würden diese oberflächennah eine schnelle, in größeren Tiefen aber eine langsame Zwischenabflusskomponente darstellen oder im Grundwasser den stark verzögerten Basisabfluss. In gedränten Böden fließen auch in tieferen Schichten größere Wassermengen als schnelle Zwischenabflusskomponente ab, was zu einer beschleunigten Abflusskonzentration und zu insgesamt höheren Abflüssen durch Dränmaßnahmen führen kann (z.B. ROBINSON & BEVEN 1983, TRAFFORD 1973, WEYMAN 1975, NICHOLSON et al. 1989, VAN DER PLOEG & SIEKER 2000). Dies bestätigen weiterhin experimentelle Untersuchungen von ROBINSON et al. (1987), welche eine saisonale Abhängigkeit der Auswirkungen von Dränmaßnahmen bei Tonböden ermittelten. Demnach kehrt sich die grundsätzlich abflussmindernde Wirkung von Dränmaßnahmen bei Tonböden in den Sommermonaten auf Grund von Riss- und damit Makroporenbildung um. Felduntersuchungen nach ROBINSON & RYCROFT (1999) zeigten ebenfalls die besondere Bedeutung der Bodentextur für die Auswirkungen von Dränmaßnahmen auf das Abflussverhalten. Durch Dränung sind an durchlässigeren Standorten mit geringen Tonanteilen – dabei können die restlichen Korngrößenanteile sowohl sandig als auch schluffig sein – größere Abflüsse und bei Gebieten mit eher tonigen Böden geringere Abflüsse zu erwarten (*Abbildung 2.17*).

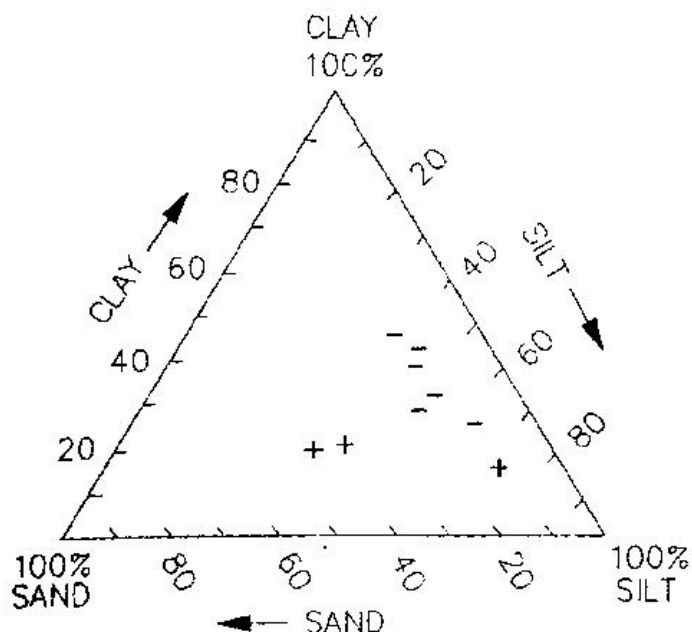


Abbildung 2.17: Einfluss verschiedener Bodentexturen in Verbindung mit künstlicher Dränage auf den Abfluss: (+) Zunahme oder (-) Abnahme; ermittelt anhand von Feldstudien in Nordeuropa (ROBINSON & RYCROFT, 1999)

Der Rückbau von Dränmaßnahmen kann demzufolge gerade bei den durchlässigeren Böden als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme dienen.

2.2.2.3. Speicher

Speicher dienen in Form von Geländemulden, Feldabflussspeichern sowie kleinen Rückhaltebecken dem dezentralen Hochwasserschutz. Sie können neben ihrem Volumen hinsichtlich ihrer Befüllung und Entleerung unterschieden werden (vgl. Kap. 2.1.2.4).

Geländemulden und Feldabflussspeicher

Je unruhiger das Relief ist, desto größer ist die Anzahl der Vertiefungen, die als Mulden-speicher zur Verfügung stehen und sich durch den gebildeten Oberflächenabfluss füllen. Ihre Entleerung erfolgt in der Regel durch Verdunstung und durch Infiltration. Die Rückhaltewirkung resultiert aus der Volumenreduktion durch Versickerung, der geänderten Fließzeit durch Speicherwirkung sowie der lokalen Reduzierung des Fließgefälles. Sie hängt vom Muldenvolumen und der in der Mulde vorliegenden Infiltrationsrate ab (WEIß 2009). Letztere ist zeitlich veränderlich, da durch das Einschwemmen von Feinmaterial eine Abdichtung erfolgen kann und dadurch ausschließlich das Muldenvolumen von nur wenigen Kubikmetern zur Verfügung steht (DWA 2006).

Ähnlich wie die Geländemulden füllen sich Feldabflussspeicher durch die angeschlossenen abflusswirksamen Flächen, wobei ihre Wirksamkeit durch das Verhältnis von Retentions-

volumen und gebildetem Oberflächenabflussvolumen definiert wird. Weiterhin spielt der Drosselabfluss zum angeschlossenen Vorfluter eine Rolle. Durch ihn wird der Feldabflussspeicher in gleicher Weise entleert wie die im Folgenden betrachteten dezentralen Rückhaltebecken und es stellt sich dann ein ähnlicher Verlauf der Abflussganglinie aus dem Speicher ein (vgl. *Abbildung 2.19*). In einem Feldversuch wurde die Wirksamkeit solcher Feldabflussspeicher ($220 \text{ m}^3 - 490 \text{ m}^3$) durch FIENER et al. (2005) vor allem für sommerliche Gewitterniederschläge nachgewiesen (*Abbildung 2.18*).

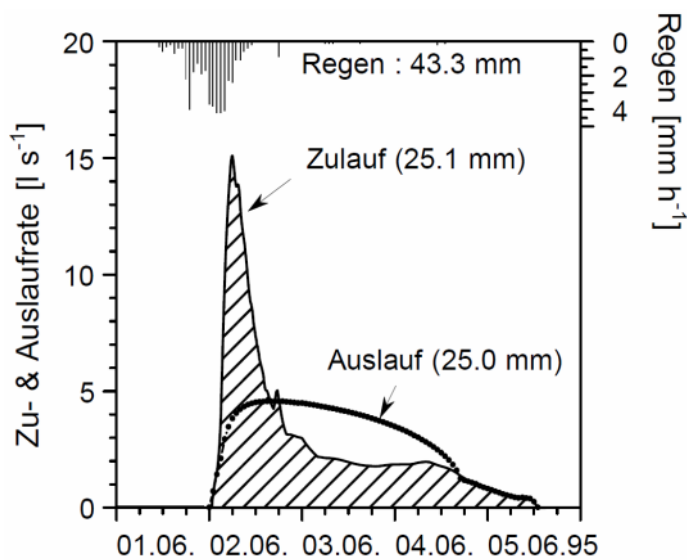


Abbildung 2.18: Zu- und Auslauf eines Feldabflussspeichers nach einem Gewitterregen (FIENER & AUERSWALD 2007)

Dezentrale Rückhaltebecken

Ungesteuerte dezentrale Kleinrückhaltebecken an Gewässerzuflüssen beeinflussen die Abflusskonzentration, da sie eine Verlangsamung und eine Verformung der Abflussganglinien herbeiführen. Da dezentrale Kleinrückhalte in einem Einzugsgebiet gewöhnlich in einer Anzahl von 10 - 100 Stück vorgesehen werden (z.B. ASSMANN et al. 1998, BLASY & MADER 1999, RÖTTCHER 2005, KREITER 2007), ist neben dem Scheitelabminderungspotential einzelner Becken die Gesamtwirkung der Beckenkombinationen für das Einzugsgebiet von Bedeutung.

Die Wirkung des Einzelbeckens beruht auf dem Prinzip der stehenden Retention oder See- retention unter der Annahme, dass die Fließgeschwindigkeiten im stehenden Gewässer vernachlässigbar klein sind und Schwall- und Sunkwellen außer Acht gelassen werden (VISCHER & HAGER 1992). Die Abminderung der Abflussspitze erfolgt durch eine Zwischenspeicherung eines Teils des Zuflusses, wobei sich der Wasserstand im Rückhalte- raum erhöht und anschließend das Wasservolumen der Hochwasserwelle verzögert abge- geben wird. Damit hängt die Wirkung der stehenden Retention vom Verhältnis des Rück- haltevolumens zum Volumen der Hochwasserwelle ab (MARENBACH 2002).

Mathematisch kann die Retentionswirkung durch die Lösung der Speichergleichung ausgedrückt werden, unter der Annahme, dass die Differenz aus mittlerem Zufluss und mittlerem Abfluss der Speicheränderung im jeweiligen Zeitschritt entsprechen:

$$(S_{i+1} - S_i) / \Delta t = (Q_{zu,i+1} + Q_{zu,i}) / 2 - (Q_{ab,i+1} + Q_{ab,i}) / 2 \quad \text{Formel 2-3}$$

mit:

- S = Speichereinheit, zeitabhängig [z.B. m³]
 Q_{ab} = Abfluss aus dem Speicher, zeitabhängig [z.B. m³/s]
 Q_{zu} = Zufluss zum Speicher, zeitabhängig [z.B. m³/s]

Durch die Seeretention wird die Abflussspitze vermindert und tritt später auf, wobei die Welle erheblich gestreckt wird (*Abbildung 2.19*):

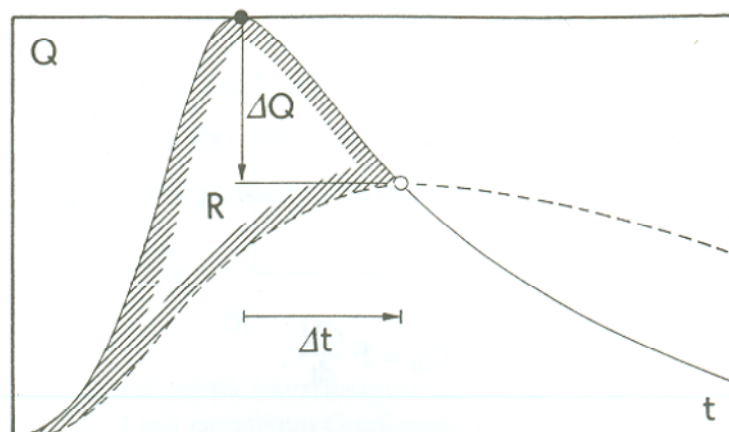


Abbildung 2.19: Einfluss einer Seeretention: Abminderung der Hochwasserspitze um ΔQ und Verzögerung derselben um Δt ; durchgezogene Linie: Zufluss-Hydrogramm, gestrichelte Linie: Abfluss-Hydrogramm, schraffierte Fläche: Retentionsvolumen R (VISCHER & HAGER 1992)

Das Abminderungspotential des Speichers hängt somit vom Gesamtretentionsvolumen und der Drosselöffnung am Beckenauslass ab (KREITER 2007). Diese bestimmt in Abhängigkeit des Wasserstandes den Drosselabfluss aus dem Becken, der über die hydraulische Formel für den vollkommenen Abfluss als Grundstrahl nach TORRICELLI berechnet werden kann und bei ungesteuerten Becken nicht konstant ist:

$$Q = \mu \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot h} \quad \text{Formel 2-4}$$

mit

Q	=	Drosselabfluss [m ³ /s]
μ	=	Ausflusszahl (Verlust infolge Reibung), zwischen 0,5 und 0,8
A	=	Drosselöffnung [m ²]
g	=	Erdbeschleunigung: 9,81 m/s ²
h	=	Einstauhöhe [m]

Neben Beckenvolumen, Einstauhöhe und Drosselöffnung ist das so genannte „spezifische Volumen“ (sV in mm) entscheidend für die Wirksamkeit dezentraler Rückhaltebecken (KREITER 2007).

$$sV = V_{KRH} \cdot A_E^{-1} \cdot 10^{-3} \quad \text{Formel 2-5}$$

mit

sV	=	spezifisches Volumen [mm]
V_{KRH}	=	Gesamtvolumen aller Kleinrückhalte (KRH) im Einzugsgebiet [m ³]
A_E	=	Einzugsgebietsfläche [km ²]

Das sV errechnet sich aus dem Gebietsvolumen aller Rückhalteräume im betrachteten Einzugsgebiet im Verhältnis zum Einzugsgebiet und ist somit ein Maß für den Gebietsrückhalt. Mit diesem Faktor kann eine Abschätzung der Wirksamkeit eines einzelnen, aber auch vieler dezentraler Becken oder Beckensysteme im Einzugsgebiet erfolgen. Auf Grund von Überlagerungseffekten verkompliziert sich die Ermittlung der Wirksamkeit von Beckensystemen bereits ab einer Anzahl von zwei Speichern (VISCHER & HAGER 1992). Dabei zeigen Untersuchungen zu optimalen Betriebskonzepten von Beckensystemen, dass bei ungesteuerten Speichern, wie es auch die dezentralen Rückhaltebecken sind, eine bessere überörtliche Retentionswirkung erzielt werden kann als bei Speichern gleichen Inhalts mit konstanter Regelabgabe, welche vor allem zum Schutze der direkten Unterlieger gesteuert werden (TSCHOPP 1980). Je nach Anordnung der Becken und Gewässerstruktur kann es in seltenen Fällen zu ungünstigen Überlagerungseffekten kommen, welche dann zu einer Abflussverschärfung führen (MARENBACH 2002). Bei kleineren Einzugsgebieten (bis 20 km²) wird die Effizienz der dezentralen Kleinrückhalte primär vom spezifischen Volumen bestimmt, während Anzahl und Anordnung der Kleinrückhalte eine untergeordnete Rolle spielen (LEY et al. 2007).

2.2.3. Wellenablauf

Der Wellenablauf im Gerinne oder das „Flood Routing“ bezeichnet die Zeitverschiebung der Abflussganglinie gemäß der Wellenlaufzeit unter Erhalt des Abflussvolumens und der Abnahme des Abflussscheitels durch die Retention infolge der Speicherwirkung natürlicher Gegebenheiten oder künstlicher Maßnahmen (DIN 4049 1994). Nach HAIDER (1994) und NAEF et al. (1999) wird Retention bei Fließgewässern wie folgt unterschieden:

- a) Retention im Gerinne (ohne Überflutung der Vorländer):
Abminderung der Abflussspitze erfolgt entlang der Fließstrecke (fließende Retention)

- b) Retention in den Vorländern:
 - Fließende Retention: Infolge unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten im Hauptgerinne (schnell) und auf den Vorländern (langsam) erfolgt die Reduzierung der Abflussspitze
 - Stehende Retention: Ein bestimmtes Wasservolumen wird am Abfluss gehindert und trägt so flussabwärts temporär nicht mehr zur Abflussmenge bei.

Vor allem Renaturierungsmaßnahmen und Speicher beeinflussen den Wellenablauf durch fließende bzw. stehende Retention.

2.2.3.1. Fließende Retention

Die hydraulischen Einflussfaktoren, die die fließende Retention (*Abbildung 2.20*) – das Abflachen und Verzögern der Abflussganglinie – beeinflussen, sind nach MARENBACH (2002) das Sohlgefälle, die Fließwiderstände, die Profilgeometrie und die Talmorphologie.

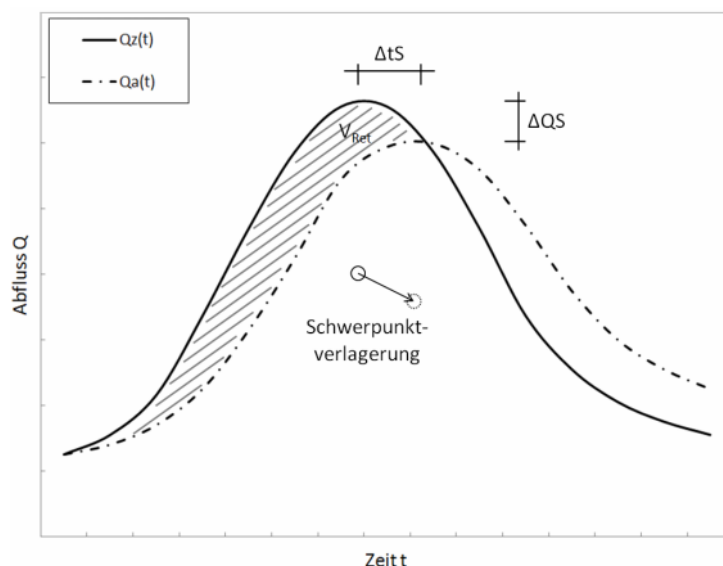


Abbildung 2.20: Prinzip der fließenden Retention entlang eines Gewässerabschnittes; Δt_S : Scheitelversatz infolge Translation, ΔQ_S : Scheitelabminderung infolge Retention, V_{Ret} : Retentionsvolumen, $Q_z(t)$: Zuflussganglinie am oberen Ende des Gewässerabschnittes, $Q_a(t)$: Abflussganglinie am unteren Ende des Gewässerabschnittes (eigene Darstellung)

Gemäß NAEF (2004) kann eine Hochwasserwelle durch Überflutung der Vorländer wesentlich stärker gedämpft werden als durch Retention im Gerinne. Vorländer sind in der Regel rauer als der Flussschlauch und ihre Breite beträgt häufig ein Vielfaches der des Flussschlauches (KOHANE 1991). Durch eine entsprechende Uferabflachung und Sohlaufhöhung kann ein schnelleres Überfluten der Vorländer und damit ein Herabsenken der Fließgeschwindigkeit herbeigeführt werden.

Letztere kann beispielsweise mit der Fließformel nach STRICKLER (vgl. Kap. 2.2.2) oder nach DARCY-WEISBACH ermittelt werden:

$$v = \frac{1}{\sqrt{\lambda}} \cdot \sqrt{8 \cdot g \cdot R_{hy} \cdot I_E} \quad \text{Formel 2-6}$$

mit

$$\begin{aligned} v &= \text{Fließgeschwindigkeit [m/s]} \\ R_{hy} &= \text{hydraulischer Radius [m]} \\ I_E &= \text{Energienliniengefälle [-]} \\ \lambda &= \text{Widerstandsbeiwert } \lambda = 6,34 \cdot \frac{2 \cdot g \cdot n^2}{h^{1/3}}, \text{ mit } n, \text{ dem MANNING-} \\ &\quad \text{Reibungskoeffizienten (Kehrwert des STRICKLER-Beiwertes } k_{St}) \end{aligned}$$

Der die Fließgeschwindigkeit maßgeblich bestimmende Faktor ist das Sohlgefälle, das damit auch den größten Einfluss auf die Scheitel abmindernde Wirkung von Renaturie-

rungsmaßnahmen hat (HAIDER 1994, MARENBACH 2002, BAUER 2004, SCHWALLER & TÖLLE 2005). Durch die Rückbildung eines begradigten Fließgewässers in die ursprüngliche Mäanderstruktur kann bei idealer Linienführung gemäß *Abbildung 2.21* eine bis zu 3,6-fache Laufverlängerung mit entsprechender Gefälleverringering bewirkt werden.

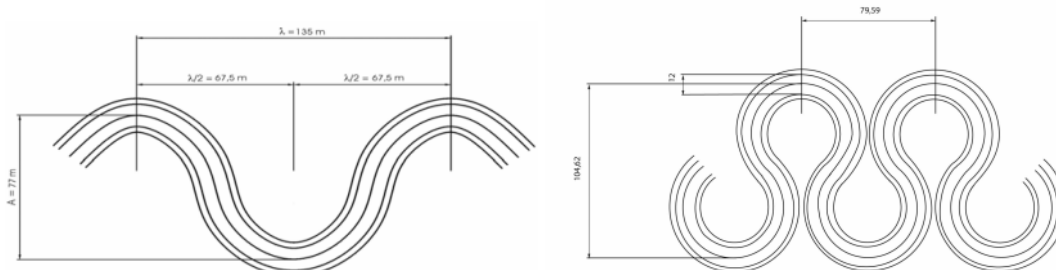


Abbildung 2.21: Möglichkeiten der Laufverlängerung um den Faktor 1,6 (links) und 3,6 (rechts) durch Mäanderstruktur (SCHWALLER & TÖLLE 2005, verändert)

Neben dem Sohlgefälle hat auch die Rauheit von Fließgerinne und Vorland einen Einfluss auf die Retentionseigenschaften eines Gewässers. Folglich bringt der dicht besiedelte Auwald auf den Vorländern die größte Retention mit sich (*Tabelle 2.11*). Bei einer Teilbewaldung ist die Anordnung in Blöcken der Streifenbewaldung auf Grund der größeren Retentionswirkung vorzuziehen (SCHWALLER & TÖLLE 2005).

Tabelle 2.11: STRICKLER-Beiwerte für verschiedene Oberflächenbeschaffenheiten bei naturnah gestalteten Flüssen (SCHRÖDER 1990, verändert)

Oberflächenbeschaffenheit	STRICKLER-Beiwert [m ^{1/3} /s]
Flüsse, Breite < 30 m, höchster Wasserstand (in der Ebene)	
sauber, keine Bänke oder Kolke	30 - 40
sauber, gewunden mit Kolken und Untiefen	22 - 30
gewunden, Kolken, Untiefen, viele Steine und Gestrüpp	16,5 - 22
sehr starkes Gestrüpp, tiefe Kolke	6,5 - 13,5
Flüsse, Breite < 30 m, höchster Wasserstand (im Gebirge)	
Sohle aus Kies, Steine und wenige Blöcke	20 - 33,5
Sohle aus Steinen mit großen Blöcken	14,5 - 25
Vorländer	
Weide ohne Buschwerk, kurzes Gras	28,5 - 40
Weide ohne Buschwerk, hohes Gras	20 - 33,5
Ackerflächen	25 - 50
lichtes Gestrüpp und Bäume	14,5 - 28,5
dichte Weiden, im Sommer	6 - 14,5
dichter Baumbestand, wenig Unterholz, Wasser unter Ästen	8,5 - 12,5
dichter Baumbestand, wenig Unterholz, Wasser erreicht Äste	6 - 10

2.2.3.2. Stehende Retention

Die stehende Retention oder Seeretention tritt beim dezentralen Hochwasserschutz vor allem bei den dezentralen Kleinrückhalten auf (vgl. Kap. 2.2.2), welche primär an den Gewässerzuläufen angeordnet werden und damit auch die Abflusskonzentration beeinflussen. Becken am Hauptgerinne sind häufig größer als 50000 m³ und gesteuert, weshalb sie den zentralen, technischen Maßnahmen zuzuordnen sind.

Im Rahmen der Gewässerrenaturierung kann durch die Reaktivierung von Altarmen oder Fischteichen mit Hilfe der stehenden Retention Einfluss auf den Wellenablauf genommen werden. Hierbei wird die Wellenverformung analog zu den dezentralen Kleinrückhalten maßgeblich durch Retentionsvolumen und Auslassöffnung bestimmt.

2.3. Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Forschung

Die vorangegangenen Ausführungen haben gezeigt, dass dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen auf alle Phasen des Abflussprozesses einwirken und das Abflussgeschehen punktuell (z.B. Kleinspeicher, lokale Flussaufweitung), linienförmig (z.B. Laufverlängerung, Streifenbewaldung der Aue, Wegebau) oder flächig (z.B. Aufforstung, veränderte Bewirtschaftung) beeinflussen können. Hieraus ergeben sich besondere Ansprüche an die Modellierung solcher Maßnahmen, was zur Folge hat, dass in der Regel nicht alle Maßnahmen mit einem einzigen Modell gerechnet werden können und viele Untersuchungen zum dezentralen Hochwasserschutz bisher nur Teilbereiche erfasst haben. Folgende Kapitel geben einen Überblick über hydrologische und hydrodynamisch numerische Modelle, die zur Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen verwendet werden können. Weiterhin werden aktuelle Untersuchungen vorgestellt, die die Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen behandeln.

2.3.1. Hydrologische Modelle

Grundsätzlich lassen sich hydrologische Modelle hinsichtlich ihres Grades der Kausalität in stochastische und in deterministische Modelle unterscheiden.

Stochastische Modelle ermöglichen die mathematisch-statistische Erfassung von Zusammenhängen durch Analyse von Beobachtungsdaten und Zeitreihen. Die inneren Systemeigenschaften gelten als zeitlich konstant. Sie werden bei stochastisch verteilten Prozessen angewandt, wobei nicht der Prozess an sich, sondern die räumliche Varianz durch die enthaltene stochastische Komponente beschrieben wird (PÖHLER 2006). Folglich liegt das Einsatzspektrum dieser Modelle beispielsweise in der Niederschlagsvorhersage durch Zeitreihenanalyse bzw. -generierung und weniger in der prozessbeschreibenden Modellierung. Für die Simulation der Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen eignen sich diese Modelle daher nicht, da hier gerade die Beschreibung der Einflüsse dieser Maßnahmen auf die unterschiedlichen Prozesse bedeutsam ist.

Die deterministischen Modelle lassen sich in drei Arten von Modelltypen einteilen: prozessbasierte, konzeptionelle und empirische Modelle (LIEBSCHER & MENDEL 2010). Häufig werden auch die Begriffe White-Box-, Grey-Box- und Black-Box-Modelle verwendet.

White-Box-Modelle stützen sich bei der Beschreibung eines Systems gänzlich auf die Grundgesetze der Physik, Chemie und Biologie. Sie sind somit mit dem Begriff des physikalisch begründeten Modells gleichzusetzen. Daher ist es möglich, Aussagen über Teilpro-

zesse eines hydrologischen Systems zu treffen, wie beispielsweise Interzeption, Verdunstung oder Infiltration. Die Modellerstellung ist dabei sehr aufwändig, da eine Vielzahl von Parametern durch Messung oder Recherche ermittelt werden müssen. Diese Modelle werden daher zumeist in der Forschung verwendet. Durch ihre Komplexität und die Berücksichtigung kleinräumiger Inhomogenitäten benötigen sie häufig viel Rechenleistung und je nach Gebietsgröße lange Simulationszeiten. Da es bis heute nicht möglich ist, alle Prozesse der Natur zu erfassen, ist den aktuellen White-Box-Modellen ein gewisser Grad an Empirie zuzuschreiben (ROSBJERG & MADSEN 2005). Der Übergang zu den so genannten Grey-Box-Modellen ist demnach fließend.

Für die Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen sind die White-Box-Modelle grundsätzlich als geeignet einzustufen, da der Einfluss der jeweiligen Maßnahme auf den einzelnen Prozess explizit parametrisiert und analysiert werden kann. Für die Betrachtung der überregionalen Wirkung flächig angeordneter oder kombinierter dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen können sich auf Grund der langen Rechenzeiten Einschränkungen bei der Nutzung rein physikalisch basierter Modelle ergeben.

Im Gegensatz dazu ziehen Black-Box-Modelle die physikalischen Gesetzmäßigkeiten nicht explizit in Betracht. Sie stützen sich stattdessen auf Ursache-Wirkung-Beziehungen der Systemeingaben und –ausgaben. Auf Grund der vereinfachten Beschreibung von Prozessen durch empirisch ermittelte mathematische Funktionen ist der Rechenaufwand meist gering (ROHDENBURG 1989). Die Modellparameter haben keine physikalische Bedeutung, weshalb Aussagen über die einzelnen Teilprozesse eines Systems nicht möglich sind. Ebenso fehlt in diesen Modellen eine räumliche Differenzierung, weshalb man auch von so genannten „lumped models“ spricht.

Black-Box-Modelle sind für die Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen nicht geeignet, da hierfür die räumliche Differenzierung und die Parametrisierung der Einflüsse der Maßnahmen auf die Prozesse erforderlich sind.

Grey-Box-Modelle stehen zwischen den beiden erst genannten Modelltypen. Es handelt sich um konzeptionelle Modelle, die sich auf die Grundgesetze in einfacher Näherung stützen und ein bestimmtes Maß an Empirie enthalten. Zur leichteren Identifikation werden beim Grey-Box-Modell die einzelnen Prozesse des Wasserkreislaufs separat, jedoch im Vergleich zu White-Box-Modellen zum Teil über sehr vereinfachte konzeptionelle Ansätze berechnet. Je nach Modell werden aber auch einzelne Prozesse mit physikalisch begründeten Ansätzen beschrieben. Die meisten Modelle in der Forschung sowie im gewerblichen Bereich und bei Behörden sind Grey-Box-Modelle. Auf Grund ihres teilweise konzeptionellen Charakters ist ihre Anwendbarkeit für kleinskalige Prozessuntersuchungen begrenzt. Für Einzugsgebietsbetrachtungen in der Mesoskala, wie es bei der Modellierung dezentra-

ler Hochwasserschutzmaßnahmen meist der Fall ist, bieten diese Modelle einen Kompromiss aus Rechenzeit, Anzahl der notwendigen Eingangsparameter und Detaillierungsgrad. In den aktuellen Studien zur Quantifizierung der Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen finden vor allem die Grey-Box-Modelle Anwendung (Tabelle 2.12).

Tabelle 2.12: Hydrologische Modelle zur Simulation von Landnutzungsänderungen, Bewirtschaftungsmaßnahmen und dezentralen Rückhaltebecken mit den Berechnungsmethoden zu den relevanten Prozessen; Abkürzungen: k = konzeptionell, p = physikalisch basiert, LAI: Blattflächenindex, ETP: Verdunstung

Modell	Prinzip Zeitl. Aufl. Räuml. Aufl.	Vegetation/ Verdunstung	Infiltration/ Bodenwasser- haushalt	Abflusskonzentration (AK)/ Rückhalte- becken (RHB)
AKWA-M[®]	k/p ETP: tägl. Q: min.-tägl. Hydrotope	Phänologie statisch o. dynamisch (abh. v. Temp.) Interzeption Speicher, getrennt für nieder- u. höher- wüchsige Veget. Verdunstung: 7 Ansätze, inkl. PENMAN-MONTEITH Streuverdunstung	Infiltration konzeptionell über variable Abflussfläche o. SMINF (PESCHKE 1977) Makroporen ü. %- Anteil o. Makr.-kf- Wert Kapillaraufstieg: nicht berücksichtigt Basisabfluss ü. Ein- zellinearspeicher und Aufteilung mit DIFGA o. SLOWCOMP	AK: Konzeptionell über Einzelli- nearspeicher RHB: Volumen- Abfluss- Beziehung mit Drosselabfluss u. Überlauf
ArcEG-MO-PSCN	k/p min.-tägl. Elementarflächen, Hydrotope, Teilein- zugsgebiete, Zwischenein- zugsgebiete	Phänologie statisch o. dyn. (LAI, Wurzel- tiefe): a) Waldwachstums- modell (Temp. u. Ta- geslänge) b) VEGEN (inkl. Wurzelentw. u. Blatt- alterung) c) Tabellen Interzeption Spei- cher, stat. u. auf landw. Flächen dyn. (abh. v. LAI) Verdunstung: 3 Ansätze, inkl. PENMAN	Infiltration empirisch nach HOLTAN (abh. v. k _f u. Bodenfeuchtede- fizit) Makroporen ü. Kurz- schluss m. tieferen Bodenschichten (PFÜTZNER 2002) Kapillaraufstieg: empirische Tabellen- funktion (abh. v. Schwellwert) Basisabfluss ü. Ein- zellinearspeicher	AK: Einzellinear- speicher o. Faltung im Gerinne ü. KALININ- MILJUKOV RHB: Module zur Talsperren- steuerung u. Seeretention

Modell	Prinzip Zeitl. Aufl. Räuml. Aufl.	Vegetation/ Verdunstung	Infiltration/ Bodenwasser- haushalt	Abflusskon- zentration (AK)/ Rückhalte- becken (RHB)
J2000	k/p Tages- o. Stundenwerte Hydrotope, HRU's (hy- drological response units)	Phänologie: LAI u. Bewuchshöhe ü. 4 Stützstellen, Oberflä- chenwiderst. monat- lich, Albedo u. Wur- zeltiefe konst. Interzeption Spei- cher (abh. v. LAI u. N.) Verdunstung: PENMAN-MONTEITH	Infiltration empirisch, Infiltrationskapazität abh. v. Wassersätti- gung mit Grenzwert, Trennung zw. Mittel- u. Grobporen Kapillaraufstieg: empirisch abh. v. Sät- tigungsdefizit des Mit- telporenspeichers u. d. rel. Sättigung des GW- Speichers Basisabfluss zwei Speicher mit max. Speicherkapazität u. Retentionskonstante	AK: Linearspei- cher getrennt für die einzel- nen Abfluss- komponenten
WaSiM- ETH	k/p min.-tägl. beliebige Rasterweite	Phänologie: dyna- misch in Abh. d. Temp. Interzeption Spei- cher (abh. v. LAI, Bedeckungsgrad u. Wasserfilmdicke) Verdunstung: 3 Ansätze, inkl. PENMAN-MONTEITH	Infiltration a) nach GREEN & AMPT (1911) mit Sät- tigungszeit n. PESCH- KE (1977, 1987), Sätti- gungsflächenansatz n. BEVEN& KIRKBY (1979, TOPMODEL) b) phys. basiert n. RICHARDS-Gleichung in diskreten Schichten mit Makroporenfluss Kapillaraufstieg: durch Saugspannung im RICHARDS-Ansatz Basisabfluss: konzep- tionell oder durch pe- riodische Kopplung mit 2D-GW-Modell	AK: Durch eine Flächen- Laufzeitfunk- tion Retention des Oberflächen- abflusses ü. Einzellinear- speicher RHB: Seen- u. Spei- chertool

2.3.2. Hydrodynamisch-numerische Modelle

Hydrodynamische Berechnungen von Fließgewässern können grundsätzlich mit den dreidimensionalen (3D) NAVIER-STOKES-Gleichungen gelöst werden. Auf Grund begrenzter Rechnerkapazitäten werden dreidimensionale Modelle in der Regel ausschließlich für Detailbetrachtungen verwendet. Größere Flussabschnitte werden derzeit mit eindimensionalen (1D), zweidimensionalen (2D) oder hybriden (1D/2D) Modellansätzen gerechnet (YÖRÜK 2008).

Eindimensionale Modelle

Das Flussgerinne wird in eindimensionalen Modellen mittels Querprofilen definiert, die in der Regel die Berechnungsknoten darstellen. Dabei erfolgt die Berechnung ausschließlich in Fließrichtung, weshalb Querströmungen und Turbulenzen nicht explizit berücksichtigt werden können. Die Verluste werden in eindimensionalen Modellen ausschließlich über Rauheitsansätze abgebildet. Zusätzlich können gegliederte Flussabschnitte über die Form der Querprofile definiert werden. Somit ist es möglich, Ungleichförmigkeiten der Gewässer-geometrie und des Sohlgefälles sowie variierende Sohl- und Bewuchsrauheiten mit eindimensionalen Modellen zu erfassen (HELLBERG 2006). Besonders geeignet sind eindimensionale Modelle, wenn die Fließgeschwindigkeit an allen Stellen des Querschnitts gleich groß, der Wasserspiegel im Querschnitt horizontal, die Krümmung der Stromfäden gering, die vertikale Beschleunigung vernachlässigbar und das Sohl- bzw. Energieliniengefälle klein ist (MARENBACH 2002). Dies ist vor allem bei kompakten Querschnitten oder bei gestreckten Flussläufen mit gegliederten Querschnitten gegeben (BAUER 2004).

Probleme bereitet die Modellierung von mäandrierenden und gegliederten Flussverläufen, da es zu unerwünschten Überschneidungen der Querprofile in den Vorländern kommen kann und die Wassertiefen den Profilen entlang eine fallende Tendenz besitzen sollten (YÖRÜK 2008). Außerdem werden durch eindimensionale Modelle die besonderen Strömungsverhältnisse in Flussmäandern vernachlässigt (HELLBERG 2006).

Beispiele für eindimensionale Modelle sind FLORIS (ETH Zürich), FLUVIUS (RWTH Aachen), HECRAS (U.S. Army Corps of Engineers) oder WASPTOOLS (L + N Ingenieurgesellschaft).

Zweidimensionale Modelle

Hydrodynamisch-numerische 2D-Modelle basieren auf den tiefengemittelten Flachwassergleichungen unter der Annahme, dass die z-Komponente der Fließgeschwindigkeit vernachlässigbar klein ist. Neben dem Flussschlauch wird bei einem zweidimensionalen Modell ein entsprechend der Datengrundlage detailgenaues Berechnungsnetz für das Vorland generiert, das topographische Besonderheiten wie Dammstrukturen oder Bruchkanten enthalten kann. Gegenüber eindimensionalen Modellen ist damit der zeitliche Aufwand bei der Modellgenerierung und den Berechnungen erheblich größer. Sie eignen sich vor allem zur Simulation flächiger Abflüsse mit unbekannter und wechselnder Fließrichtung. Außerdem ermöglichen sie eine realitätsnahe Erfassung von Strömungen in Gerinnekurven, Altarmen oder Flutmulden sowie von Retentionseffekten z.B. durch mäandrierenden Verlauf oder Bewuchs. Aus diesen Gründen sind sie bei ausreichender Datenlage und Rechnerkapazität den eindimensionalen Modellen vorzuziehen, vor allem wenn es um die Berechnung naturnaher Maßnahmen geht (BAUER 2004, YÖRÜK 2008).

Als Beispiel für ein zweidimensionales Modell kann HYDRO2de (ETH Zürich) angeführt

werden, das unter Berücksichtigung der hohen notwendigen Datendichte und der langen Rechendauer die natürlichen Prozesse gegenüber eindimensionalen Modellen deutlich besser wiedergibt (MARENBACH 2002). Weiterhin gibt es das Modell HYDRO_AS-2D (NUJIC 1998), ein zuverlässiges und robustes Instrument, mit dem die Abflussprozesse mit ihren Translations- und Retentionsvorgängen auch in größeren Gebieten mit entsprechenden Datenmengen zeitgenau und quantitativ zutreffend modelliert werden können. Es lassen sich damit beispielsweise Laufverlängerungen durch Mäandrierung gut wiedergeben und differenzierte Strömungsvorgänge beim Überfluten von Auen realitätsnah nachvollziehen (SCHWALLER & TÖLLE 2005).

Hybride Modelle

Bei den sogenannten hybriden Modellen sollen die Vorteile der eindimensionalen Modelle mit denen der zweidimensionalen vereint werden. Da bei hybriden Modellen der Fluss-schlauch in der Regel eindimensional gerechnet wird und ausschließlich bei Vorlandüberflutungen komplexe zweidimensionale Berechnungen durchgeführt werden, kommt es insgesamt zu einer deutlichen Ersparnis an Rechenzeit. Jedoch können bei der Modellierung von Mäanderstrukturen Probleme auftreten, da es zu keinem Impulsaustausch zwischen Vorland- und Gerinneströmung kommt und dies zu großen Unsicherheiten führen kann, weshalb für solche Problemstellungen zweidimensionale Modelle vorzuziehen sind (YÖRÜK 2008).

Beispiele für hybride Modelle sind MIKE Flood (DHI Wasser & Umwelt) oder SOBEK Rural (WL|Delft Hydraulics).

Aus den Ausführungen zu den verschiedenen hydrodynamisch-numerischen Modellen geht hervor, dass sich zur Simulation von Gewässerrenaturierungen im Rahmen der Untersuchung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen vor allem zweidimensionale hydrodynamisch-numerische Modelle eignen.

2.3.3. Überblick über bisherige Untersuchungen zum dezentralen Hochwasserschutz

2.3.3.1. Maßnahmen auf Ackerstandorten

Maßnahmen auf Ackerstandorten sollen in erster Linie Stoffausträgen und Erosionsprozessen durch die Reduzierung auftretender Oberflächenabflüsse entgegenwirken. Dies erfolgt primär durch infiltrationsfördernde Maßnahmen und durch Vermeidung von Bodenverdichtungen. Da hierbei der Wasserfluss in der Bodenmatrix und in den Makroporen eine entscheidende Rolle spielt (vgl. Kap. 2.2.1), sollte dies im Abflussbildungsansatz des verwendeten Modells berücksichtigt werden. Im Folgenden werden Untersuchungen zur Modellierung von Maßnahmen auf Ackerstandorten vorgestellt (*Tabelle 2.13*).

Tabelle 2.13: Literaturlauswertung zur Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Ackerstandorten

Untersuchte dezentrale Maßnahme	Untersuchungs-Gebiet	Erzielte mittlere Scheitelabminderung	Modell/ Quellen
Mulchsaat auf 23 % der EZG-Fläche	115 km ² (Lein)	7 % (HQ ₃ , konvektiv) 2 % (HQ ₃ , advektiv)	WaSiM-ETH/ NIEHOFF (2001)
Konservierende Bodenbearbeitung auf 50 % der 71 % Ackerfläche im Einzugsgebiet	162 km ² (Lausitz)	30 % (HQ ₁₀₀)	NASIM/ WILCKE (2002)
Konservierende Bodenbearbeitung	Literaturlauswertung	12 % (HQ ₁₀₀)	-/ AKKERMANN (2004)
Konservierende Bodenbearbeitung	156 km ² (Rote Weißeritz)	keine signifikante Scheitelabnahme	WaSiM-ETH/ PÖHLER (2005)
Tieflockerungsmaßnahmen auf 13,2 % der Ackerfläche (9,6 km²)	9,6 km ² (Grundgraben)	1 % (HQ ₁₀₀)	N-A-Modell, Stella®7.0.1 GIESE et al. (2007)
100 % konservierend gegenüber 100 % konventionell	1785 km ² Ackerfläche (Mulde)	Abnahme des Abflussbeiwertes von 32,4 % auf 19,4 % (HQ ₁₀₀)	STORM/ SIEKER et al. (2007)
Grassed Waterway	< 1 km ² (Scheyern)	45 % (Niederschlagsereignis 10a)	MCS-D-MODEL FIENER & AUERSWALD (2007)
Konservierende Bodenbearbeitung	9 km ² (Oberreichenbacher Bach, Mulde)	keine signifikante Abnahme des Abflussbeiwertes	Erosion-3D SEIDEL (2008)
Ökologischer Landbau	7,6 km ² (Jungfernbach)	1,72 % (HQ ₁) 1,64 % (HQ ₁₀) 1,03 % (HQ ₅₀)	NASIM WEIB (2009)

Vorrangiges Ziel der Arbeit von NIEHOFF (2001) war es, mittels eines hydrologischen Modells den Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsformen auf die Hochwasserentstehung nachzuweisen. Zu diesem Zwecke wurde WaSiM-ETH (SCHULLA 1997), Typ I: TOPMODEL-Ansatz, durch ein Makroporen- und Verschlammungstool sowie ein Modul zur Abbildung versiegelter Flächen mit angeschlossener Kanalisation erweitert. Die Methodik wurde für die Berechnung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Grund der Komplexität beteiligter Prozesse als sehr unsicher bewertet. Die Untersuchungen ergaben, dass der Einfluss der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung mit zunehmender Mächtigkeit bzw. Durchlässigkeit der Böden und abnehmender Bodenvorfeuchte ansteigt. Für das Mulchsaatszenario wurden auf 23 % der 115 km² des Lein-Gebietes ein um 50 % erhöhter Makroporenanteil und eine um 20 % gesteigerte hydraulische Leitfähigkeit der Böden angenommen sowie der Bodenbedeckungsgrad im Winter von 5 % auf 50 % erhöht.

Hieraus ergab sich für das dreijährliche konvektive Ereignis eine Scheitelabminderung von ca. 7 % und für das advective Ereignis von knapp 2 % (*Abbildung 2.22*).

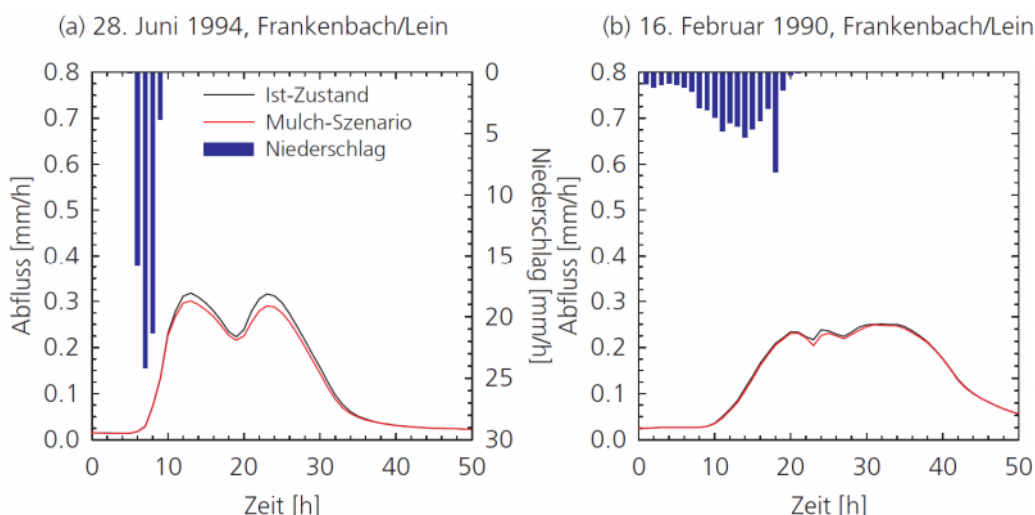


Abbildung 2.22: Simulation zweier etwa 3-jährlicher Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Lein für den Ist-Zustand und ein Mulchsaatszenario für die 23 % der Einzugsgebietsfläche (LFU 2002)

Ebenfalls wurde im Einzugsgebiet der Pließnitz (162 km², ca. 50 % Ackerfläche) ein Vergleich zwischen konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung hinsichtlich ihrer Wirkung auf Hochwasserabflüsse durchgeführt (WILCKE 2002). Mit dem durch Beregnungsversuche kalibrierten konzeptionellen Niederschlag-Abfluss-Modell NASIM wurden der Ist-Zustand mit konventioneller Bodenbearbeitung und Szenarien mit konservierender Bodenbearbeitung auf 50 % bzw. 100% der Ackerfläche simuliert. Die Berechnungsergebnisse zeigen, dass durch konservierende Bodenbearbeitung auf 100 % der Ackerflächen Scheitelreduzierungen von 40 % - 57 % auch bei seltenen Hochwasserereignissen möglich sind (*Abbildung 2.23*). Jedoch wurde festgestellt, dass die Scheitelabminderung über die Dauer des Hochwasserereignisses (zweite Abflussspitze in *Abbildung 2.23*) abnimmt, was auf das verminderte Retentionspotential der Maßnahme unter gesättigten Bodenverhältnissen zurückzuführen ist. Verglichen mit den meisten anderen Untersuchungen ist dieses berechnete Retentionspotential durch die konservierende Bodenbearbeitung als sehr hoch einzustufen.

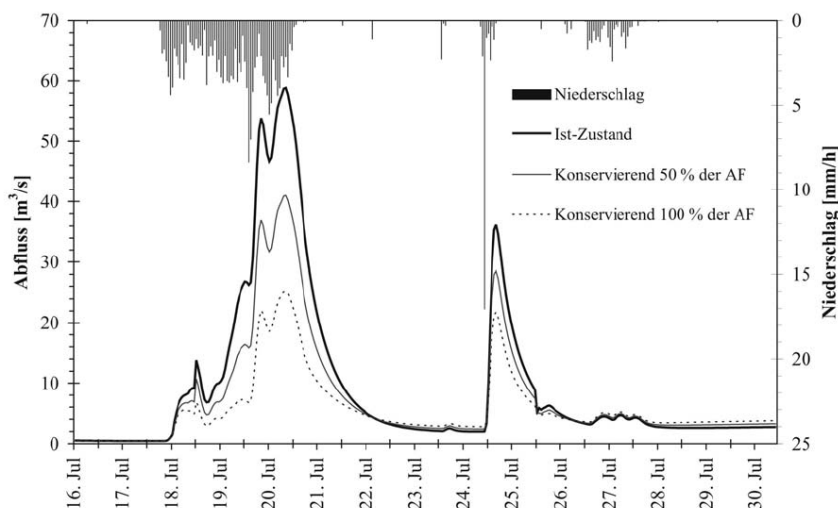


Abbildung 2.23: Simulation eines extremen Hochwasserereignisses im Einzugsgebiet der Pließnitz für den Ist-Zustand und 2 Szenarien mit konservierender Bodenbearbeitung auf 50 % und 100 % der Ackerfläche (WILCKE 2002)

Innerhalb des HONAMU-Projektes wurde eine Niederschlag-Abfluss-Modellierung möglicher Umsetzungsszenarien auf landwirtschaftlichen Flächen mit dem physikalisch basierten Modell STORM durchgeführt (SIEKER et al. 2007). Dabei flossen in die Implementierung neuer Teilmodellansätze folgende Aspekte mit ein:

- Veränderung des Wasserretentionsverhaltens pfluglos bearbeiteter Böden (pF-Kurve)
- Quantifizierung des Anteils der Oberflächenverschlammung
- Quantifizierung der erhöhten Infiltrationskapazität über vertikale Makroporen in tiefere Bodenhorizonte

Anhand von Feldmessungen wurden die Wasserretentionseigenschaften mit Hilfe einer neu abgeleiteten Pedotransferfunktion parametrisiert, die eine Schätzung der VAN-GENUCHTEN-Parameter in Abhängigkeit der Lagerungsdichte ermöglicht. Weiterhin wurde unter Berücksichtigung von Niederschlagseinflüssen, Bodendichte, -art und -bedeckung eine Methodik zur Abbildung der Oberflächenverschlammung entwickelt. Über einen „Bypass“-Ansatz konnte auch der Makroporenfluss simuliert werden. Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass beim hundertjährigen Hochwasser der Abflussbeiwert bei 100 % konservierender Bodenbearbeitung gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung auf ca. 60 % sinkt.

Im Rahmen der Dissertation von WEIß (2009) wurden Möglichkeiten zur Reduzierung des Hochwasserabflusses in der Landwirtschaft untersucht. Die Modellrechnungen mit den

konzeptionellen Niederschlag-Abfluss-Modellen erfolgten auf zwei Skalenebenen: die Mesoskala mit dem 320 ha großen Einzugsgebiet des Jungfernbachs und die Makroskala mit dem Einzugsgebiet der Fulda (6945 km²) und Diemel (1760 km²). Dabei stützte sich die Veränderung der Modellparameter auf Literaturwerte. Das verbesserte Infiltrationsverhalten beim ökologischen Landbau wurde in der Mesoskala über eine Anpassung der gesättigten Leitfähigkeit der unterschiedlichen Böden auf Teilflächen des Gebietes parametrisiert. Dadurch wurde eine Scheitelreduzierung beim HQ_{0,5} von 3,16 %, beim HQ₁₀ von 1,64 % und beim HQ₁₀₀ von 0,88 % bewirkt. In der Makroskala erfolgte die Anpassung der Modellparameter für die Simulation der konservierenden Bodenbearbeitung über den CN-Wert des SCS-Verfahrens. Auf den Teilflächen des Gesamtgebietes konnten dabei maximale Scheitelreduzierungen von 7,26 % (HQ₂₀₀) und 20,0 % (HQ₂) ermittelt werden. Die Abflussreduzierung entlang der Fulda betrug im Maximum 1,9 % beim HQ₂. Insgesamt wurde damit der Einfluss landwirtschaftlicher Maßnahmen zur Hochwasserreduzierung als relativ gering und bei langanhaltenden Niederschlägen oder im Winter als marginal eingestuft.

Betrachtet man die verwendeten Modellansätze zur Parametrisierung der komplexen Einflüsse der Maßnahme „konservierende Bodenbearbeitung“ auf den Bodenwasserhaushalt (vgl. Kap. 2.2.1.3), so sind gerade bei den konzeptionellen Modellansätzen deutliche Vereinfachungen hinsichtlich der Umsetzung dieser Maßnahme im Modell festzustellen. Dies kann als Hauptursache für die auffälligen Unterschiede und die hieraus resultierende Unsicherheit in den Modellierungsergebnissen zur Scheitel abmindernden Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung genannt werden.

2.3.3.2. Maßnahmen auf Waldstandorten

Ähnlich wie die Maßnahmen auf Ackerstandorten führen Aufforstungs- und auch Waldumbaumaßnahmen vor allem durch erhöhte Infiltration und Interzeption zu einer reduzierten Abflussbildung. Modelltechnisch kann dies durch Niederschlag-Abfluss-Modelle mit entsprechender Parametrisierbarkeit von Landnutzung und Boden nachgewiesen werden. In den in *Tabelle 2.14* aufgeführten Untersuchungen wird dieses Ziel mit einerseits konzeptionellen Ansätzen, andererseits aber auch mit primär physikalisch basierten Ansätzen verfolgt.

Tabelle 2.14: Literaturlauswertung zur Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Waldstandorten

Untersuchte dezentrale Maßnahme	Untersuchungsgebiet	Erzielte mittlere Scheitelabminderung	Modell/Quellen
Aufforstung von 12 % auf 18 % Wald	127 km ² (Körsch)	3 % (HQ ₁ , konvektiv) 1 % (HQ ₁ , advektiv)	WaSiM-ETH/ NIEHOFF (2001)
Aufforstung von 27 % auf 30 % Waldanteil	156 km ² (Rote Weißeritz)	1 %	WaSiM-ETH/ PÖHLER (2005)
Potentiell natürliche Vegetation (pnv) gegenüber derzeitiger Landnutzung	129 km ² (Schwarze Pockau)	21 % (HQ ₁) 3 % (HQ ₁₀₀)	AKWA-M@/ WAHREN et al. (2007)
Rückbau linienhafter Strukturen im Wald	8,5 km ² (Obere Blies)	4 % (HQ ₁₀)	WaSiM-ETH/ KREITER (2007)
Aufforstung, Änderung von Grünland zu Wald	954,64 km ² (Iller)	5 % („kleines Ereignis“) 4 % („mittleres Ereignis“) 1 % („großes Ereignis“)	WaSiM-ETH/ BLUME (2008)
Aufforstung von 31 % auf 38 %	38 km ² (Paar)	7,7 % (MHQ)	ArcEGMO- PSCN BINDER et al. (2008)
Aufforstung von 31 % auf 89 %	38 km ² (Paar)	38 % (MHQ)	ArcEGMO- PSCN BINDER et al. (2008)
Aufforstung von 31 % auf 100 %	38 km ² (Paar)	46 % (MHQ)	ArcEGMO- PSCN BINDER et al. (2008)
100 % Wald statt 14 %	9 km ² (Oberreichenbacher Bach, Mulde)	100 % Abnahme des Abflussbeiwertes (HQ ₅) 20 % Abnahme des Abflussbeiwertes (HQ ₁₀₀)	Erosion-3D SEIDEL (2008)
100 % Altaufforstung gegenüber 100 % Acker	Standortuntersuchungen im Mulde-einzugsgebiet	im Mittel 44 % (HQ ₂₅) im Mittel 36 % (HQ ₁₀₀)	AKWA-M@/ WAHREN et al. (2009)

Die Untersuchungen von PÖHLER (2006) wurden für das Einzugsgebiet der Roten (156 km²), Wilden (163 km²) und vereinigten Weißeritz (384 km²) durchgeführt, wobei zur Modellierung das weitgehend physikalisch basierte Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH unter Nutzung der RICHARDS-Gleichung für die Simulation der Bodenwasserbewegung eingesetzt wurde. Neben Maßnahmen auf Ackerstandorten (vgl. Kap. 2.3.3.1) wurden in dieser Untersuchung Aufforstungsszenarien mit WaSiM-ETH simuliert. Dabei wurden zum einen vorliegende Aufforstungspläne des Landespräsidiums für Forstwirtschaft Sachsen und zum anderen das unrealistische Szenario der potentiell natürlichen Vegetation (pnv) herangezogen. Die Modellanpassung erfolgte dabei über die Veränderung der

Durchwurzelungstiefe, der Wuchsdichte und –höhe, des Blattflächenindex und der Oberflächenrauheit. Die realistische Aufforstung von ca. 10 % ergab in den Einzugsgebieten eine signifikante Abflussreduzierung um ca. 1 %, was vor allem auf einen gesunkenen Zwischenabfluss zurückgeführt wurde. Weiterhin wurde eine leicht erhöhte Evapotranspiration verzeichnet.

Bei der Simulation der pnv, welche sich primär aus Buchenwäldern bzw. Buchen-Fichten-Mischbeständen und Moorflächen zusammensetzt, war im Sommerhalbjahr allgemein ein niedriger Direktabfluss zu beobachten, der in wenigen Fällen auch leicht anstieg. Daraus wurde geschlussfolgert, dass die Aufforstung nicht als hochwasserschützende Maßnahme anzusehen ist.

Im Oberlauf des Einzugsgebiets der Paar (38 km²) wurde innerhalb eines Pilotprojektes untersucht, inwieweit Aufforstungen in kleinen Einzugsgebieten einen Beitrag zur Reduktion von Hochwasserspitzen leisten können und wie eine integrale Planung umgesetzt werden kann (BINDER & MACHER 2006, KLÖCKING 2006). Hierfür wurde das grundsätzlich konzeptionelle Einzugsgebietsmodell ArcEGMO-PSCN (Büro für angewandte Hydrologie, BAH, www.bah-berlin.de) verwendet, das die Parametrisierung der Waldstandorte über veränderte Wurzeltiefen und Blattflächenindizes, die die Interzeptionskapazität definieren, ermöglicht. Die Modellierung der Infiltration erfolgt dabei über einen konzeptionellen Speicher. Innerhalb dieser Studie wurden sieben Bewaldungsszenarien mit Laub-, Nadel- und Mischbeständen sowie unterschiedlichen Aufforstungsszenarien mit dem Ist-Zustand (25 % Nadelwald, 5,4 % Mischwald, 0,8 % Laubwald) verglichen. Mit zunehmender Bewaldung nehmen die Hochwasserspitzen ab und die Niedrigwasserabflüsse zu. Ausschließlich bei den extremen Bewaldungsszenarien konnte der mittlere Hochwasserabfluss deutlich – teilweise um bis zu 60 % – reduziert werden. Realistische Aufforstungen und Waldumbaumaßnahmen veränderten hingegen die Abflusswerte nur gering, was unter anderem durch eine unzureichende Erfassung des Gebietswasserhaushalts im Modell erklärt wurde (*Abbildung 2.24*).

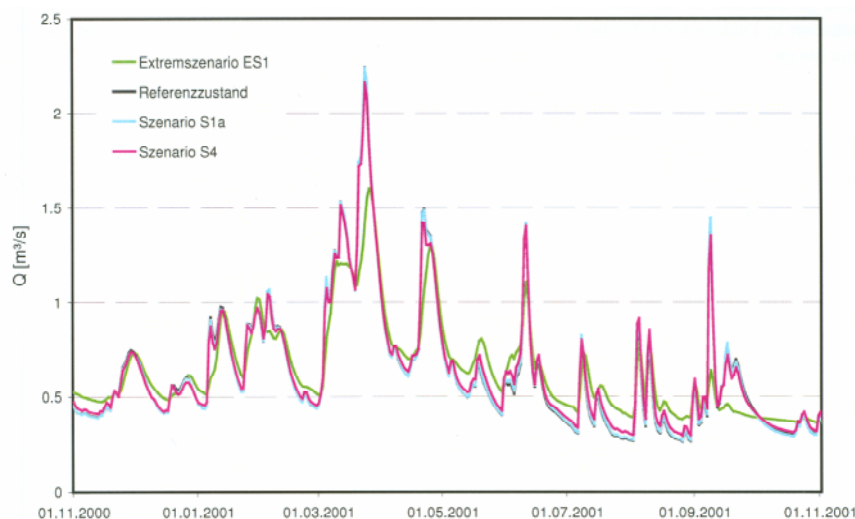


Abbildung 2.24: Gegenüberstellung der simulierten Abflüsse am Gebietsauslass unter Szenariobedingungen und Referenzzustand: 23,3 % Nadel (N), 4,9 % Mischw. (M), 0,2 % Laubw. (L), S1A: 23,3 % N, 5,6 % M, 2,9 % L, S4: 0 % N, 35,9 % M, 5,9 % L, ES1: 0 % N, 80,6 % M, 18,1 % L (KLÖCKING 2006)

In den Untersuchungen von SEIDEL (2008) wurde mit Hilfe des Simulationsmodells EROSION 3D die Abflussbereitschaft und Erosionsgefährdung verschiedener Landnutzungsszenarien in zwei Teileinzugsgebieten der Striegis quantifiziert. Das Modell ist rasterbasiert und physikalisch begründet, wobei es ausschließlich auftretenden Oberflächenabfluss simuliert. Die Infiltrationsberechnung erfolgt mit dem GREEN & AMPT-Ansatz. Weiterhin gehen Parameter wie beispielsweise Anfangswassergehalt, Bedeckungsgrad, Rauheit und Korngrößenklassen in die Berechnungen von EROSION 3D mit ein. Grundsätzlich ergeben sich bei vollständiger Bewaldung die geringsten Abflussbeiwerte. Der Einfluss der Landnutzung nimmt jedoch mit zunehmender Jährlichkeit des Hochwasserereignisses ab. Somit fließen auf Waldflächen gegenüber Flächen mit konventioneller Bewirtschaftung beim fünfjährigen Ereignis um ca. 50 % geringere Hochwasserabflüsse ab. Dagegen unterscheiden sich die Abflüsse beim hundertjährigen Ereignis lediglich um ca. 20 %. Die Untersuchungen ergaben weiterhin, dass sich mit ansteigender Vorfeuchte des Bodens der Abflussbeiwert unabhängig von der Landnutzung verdoppeln oder verdreifachen kann.

Für einen Standort im Mulde-Einzugsgebiet wurde der Einfluss der Aufforstung auf hydrologisch relevante physikalische Bodeneigenschaften untersucht und anschließend mit dem Wasserhaushalts- und Niederschlag-Abfluss-Modell AKWA-M® simuliert (WAHREN et al. 2009). Im Rahmen von Feldmessungen wurden mittels Haubeninfiltrometer die hydraulischen Leitfähigkeiten in Abhängigkeit der Bodenfeuchte bestimmt und zusätzlich zur Visualisierung präferenzierter Fließwege Farbtracer-Experimente durchgeführt (Abbildung 2.7). Zur Ergänzung konnten mittels Labormessungen pF-Kurven, hydraulische Leitfähigkeiten und Lagerungsdichten von Stechzylinderproben gewonnen werden. Die Auswirkun-

gen der veränderten Bodenphysik wurden anschließend mit dem Modell AKWA-M® simuliert, welches die Abflussbildung unter Nutzung der Parameter Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, permanenter Welkepunkt und gesättigte Leitfähigkeit physikalisch basiert berechnet. Die Ergebnisse zeigen, dass bei Nichtbeachtung der veränderten Bodenphysik unter Waldflächen ihr Hochwasserrückhalt unterschätzt wird. Den Untersuchungen nach generieren altaufgeforstete Flächen gegenüber Ackerflächen bei einem HQ₂₅ bis zu 50 % weniger Direktabfluss und ca. 41 % weniger bei einem HQ₁₀₀ (Tabelle 2.15). In diesem Falle wurde eine Regionalisierung der Ergebnisse auf ein größeres Einzugsgebiet nicht durchgeführt.

Tabelle 2.15: Einfluss unterschiedlicher Modellparametrisierungen auf die Scheitelabminderung durch altaufgeforstete Flächen gegenüber Ackerstandorten (WAHREN et al. 2009)

Vorfeuchte	HQ ₂₅			HQ ₁₀₀		
	Scheitelabminderung [%] hoch	Scheitelabminderung [%] mittel	Scheitelabminderung [%] gering	Scheitelabminderung [%] hoch	Scheitelabminderung [%] mittel	Scheitelabminderung [%] gering
Altaufforstung: Bodenphysik unverändert	43	41	24	37	39	19
Altaufforstung: Bodenphysik angepasst	50	48	35	41	43	23
Differenz	7	7	11	4	4	4

In weiteren Studien wurde beispielsweise durch NIEHOFF (2001) oder BLUME (2008) mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH (Typ I: TOPMODEL) gezeigt, dass Rückhalt fördernde Maßnahmen wie eine Aufforstung an der Gebietsoberfläche vor allem bei konvektiven Ereignissen Wirkung zeigen. Hierbei wurde für den Wald primär eine Auswirkung auf Interzeption und Transpiration angenommen, weshalb durch großflächige Aufforstung bei kleinen und mittleren Ereignissen Scheitelabminderungen von 4 % - 5 % ermittelt wurden, bei seltenen Ereignissen jedoch deutlich unter 1 %.

Die Untersuchungen weisen deutliche Unterschiede hinsichtlich der Wirksamkeit von Aufforstungs- und Waldumbaumaßnahmen auf, was vor allem auf den gewählten Modellansatz zurückzuführen ist. Werden neben der angepassten Vegetation die durch Bäume veränderten bodenhydraulischen Eigenschaften in einem physikalisch basierten Modell berücksichtigt, so ergibt sich für Aufforstungsmaßnahmen ein größeres Scheitelabminderungspotential als bei konzeptionellen Modellansätzen, die die Waldstandorte primär über Interzeption und Verdunstung parametrisieren. Analog zu den Maßnahmen in der Landwirtschaft ist auch für diesen Maßnahmentyp, der die Abflussbildung in vielerlei Hinsicht beeinflusst, der physikalisch basierte Modellansatz unter Berücksichtigung der durch die jeweilige Maßnahme veränderten Bodeneigenschaften vorzuziehen.

2.3.3.3. Dezentrale Kleinrückhalte

Dezentrale Kleinrückhalte an den Gewässerzuflüssen beeinflussen die Abflusskonzentration und den Wellenablauf primär durch Speicherwirkung und verzögerte Drosselabflüsse. Zum Nachweis ihrer Wirksamkeit kann demnach auf aufwändige Verfahren zur Berechnung der Abflussbildung und Bodenwasserbewegung, wie sie in physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodellen verwendet werden, verzichtet werden. Aus diesem Grund werden in den meisten Studien zur Quantifizierung der Wirksamkeit dezentraler Kleinrückhalte relativ einfache konzeptionelle Niederschlag-Abfluss-Modelle verwendet (*Tabelle 2.16*).

Tabelle 2.16: Literaturlauswertung zur Wirksamkeit dezentraler Kleinrückhalte

Untersuchte dezentrale Maßnahme	Untersuchungs-Gebiet	Erzielte mittlere Scheitelabminderung	Modell/Quellen
61 Kleinrückhalte (KHR)	54,75 km ² (Eschbach)	20 % (HQ ₁₀₀)	BWK/MOCK (1992)
KHR (28 Standorte) 1500 - 50000 m³	50 km ² (Bauna)	20 %	BCENA/ TÖNSMANN (1995)
KHR (35 Standorte) Ø 15000 m³, max. 50000 m³	75 km ² (Obere Elsenz)	23 % (HQ ₁₀₀)	IWK Paket/ ASSMANN (1999)
KHR (13 Standorte) Insgesamt 2,7 Mio. m³	688 km ² (Ilm)	20 % (HQ ₁₀₀)	PIRAY/BLASY & MADER (1999)
KHR mind. 5000 m³	4066 km ² (Nahe)	4,1 % (HQ ₂)	FGMOD/ MARENBACH (2002)
KHR mind. 5000 m³	65 km ² - 1221 km ² (T-EZG d. Nahe)	0,9 % - 55 % (HQ ₂)	
KHR mind. 5000 m³	583 km ² (Rems)	6 % (HQ ₁₀) 1,1 % (HQ ₁₀₀)	HYBNAT/ MARENBACH (2002)
KHR (11 Standorte) 5500 m³ - 32000 m³	153 km ² (Erpe)	16 % (HQ ₅₀)	NASIM/ RÖTTCHER (2005)
KHR (5 Standorte) 150 m³ - 41000 m³	8,5 km ² (Obere Blies)	50 % (>HQ ₁₀₀)	
KHR (5 Standorte) 1800 m³ - 50000 m³	17 km ² (Thalfanger Bach)	30 % (>HQ ₁₀₀)	
KHR (79 Standorte) 1000 m³ - 80000 m³	735 km ² (Prims)	(je nach Pegel HQ ₅₀ - HQ ₁₀₀) 10 % bei F-km 35 (300 km ²) 4,5 - 8,5 %, F-km 23 (470 km ²) 3,0 - 5,5 %, F-km 9 (650 km ²)	NAM-NKF/ KREITER (2007)
KHR (107 Standorte) 1000 m³ - 80000 m³	1850 km ² (Blies)	(je nach Pegel HQ ₅₀ - HQ ₁₀₀) 11 - 14 %, F-km 87 (60 km ²) 7,5 - 9 %, F-km 76 (150 km ²) 5,5 - 7 %, F-km 68 (220 km ²) 3,5 - 4,5 %, F-km 40 (1600 km ²)	
Mikroponds (10 - 100 m³)	954,64 km ² (Iller)	6 % („kleines Ereignis“) 1 % („mittleres Ereignis“) 0 % („großes Ereignis“)	WaSiM-ETH/ BLUME (2008)
KHR (9 Standorte) Gesamtvol.: 255000 m³	75 km ² (Natzschung)	17 % (Augusthochwasser 2002)	NASIM/ BÖLSCHER & SCHULTE (2008)
Abflussmulden	7,6 km ² (Jungfernbach)	1,57 % (HQ ₁) 1,87 % (HQ ₁₀) 1,95 % (HQ ₅₀)	NASIM/ WEIß (2009)
KHR (13 Standorte) 12000 m³ - 58000 m³	152 km ² (Obere Flöha)	6,6 % (HQ ₁₀₀)	NASIM/ REINHARDT (2010)
KHR (13 Standorte) 12000 m³ - 58000 m³	152 km ² (TG d. O. Flöha)	2,7 % - 28,3 % (HQ ₁₀₀)	

In einer der ersten Studien zu dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen im 55 km² großen Einzugsgebiet des Eschbachs konnte MOCK (1992) mit Hilfe des konzeptionellen Niederschlag-Abfluss-Modells BWK der TU Darmstadt zeigen, dass die Wirksamkeit dezentraler Hochwasserrückhaltebecken für seltene Ereignisse bei etwa 50 % der Effizienz zentraler Hochwasserrückhalte liegt. Die Bewertung von insgesamt 47 Kleinrückhaltungen ergab, dass Spitzenabflüsse kleiner bis mittlerer Hochwasserereignisse deutlich abgemindert werden und auch hundertjährige Ereignisse um bis zu 20 % reduziert werden können. Besondere Stärken dieser Maßnahmen liegen vor allem bei Ereignissen bis zu einer Jährlichkeit von $T = 20$ und bei kurzen Starkniederschlägen.

TÖNSMANN (1995) untersuchte im 50 km² großen Einzugsgebiet der Bauna 28 Standorte für Kleinst- (< 50000 m³) und 28 Standorte für Kleinrückhalte (< 100000 m³), welche mittels terrestrischer Geländevermessung bestimmt wurden. Für die Modellierung der Kleinstrückhalte mit dem Modell BCENA (BCE, Koblenz) wurde eine maximale Einstauhöhe von 2 m angesetzt und für ein HQ₁₀₀ eine Scheitelabminderung von 15 % - 20 % ermittelt. 5 m Einstauhöhe war die Obergrenze für den Maßnahmentyp Kleinrückhalt, dessen Abminderungspotential bei ca. 30 % für ein hundertjähriges Ereignis lag. Die Bedeutung der Drosselöffnung wird in dieser Untersuchung besonders betont. Bei zu geringem Durchmesser kann eine mögliche zweite Hochwasserwelle nicht mehr effektiv gedämpft werden.

An der Oberen Elsenz (77,5 km²) wurde das natürliche Rückhaltevolumen der Landschaft hinsichtlich eines 100-jährlichen Hochwasserschutzes mit Hilfe des konzeptionellen Niederschlag-Abfluss-Modells IWK-Softwarepaket (IHRINGER & KRON 1993) bewertet (ASSMANN 1999). An dezentralen Kleinrückhalten wurden insgesamt 35 Maßnahmen (5000 m³ - 50000 m³) mit einem Gesamtretentionsvolumen von ca. 520000 m³ untersucht. Dabei entfalteten die Retentionsareale ihre Wirkung gemäß Planung mit zunehmender Niederschlagsmenge und konnten beim hundertjährigen Ereignis den Hochwasserscheitel um knapp 23 % reduzieren. Mit ausgewählten Standorten, die 70 % des Retentionsvolumens aller Becken ergaben, konnte eine Abminderung der Abflussspitze um ca. 20 % erzielt werden. Damit trugen die dezentralen Rückhaltebecken den Hauptanteil des integrierten dezentralen Hochwasserschutzkonzeptes, das eine Gesamtscheitelreduzierung von ca. 25 % bewirkte.

Der Maßnahmentyp Kleinrückhalt wurde in Einzugsgebieten der Größe 8 km² (Obere Blies), 17 km² (Thalfanger Bach), 730 km² (Prims) und 1890 km² (Blies) in den Mittelgebirgen untersucht (KREITER 2007). Verwendet wurde hierbei das konzeptionelle Flussgebietsmodell NAM-NKF. Als entscheidende Einflussfaktoren für das Retentionspotential wurden das Volumen der jeweiligen Beckenstandorte sowie das Volumen des zu betrach-

tenden Ereignisses ermittelt. Das Verhältnis zwischen Einzugsgebietsfläche und Retentionsvolumen kann dabei zum spezifischen Volumen (sV in mm, vgl. Kap. 2.2.2) zusammengefasst werden. Es zeigte sich, dass Standorte von Kleinrückhalten mit einem Volumen unter 1000 m^3 keine signifikante Wirkung auf Scheitelabminderungen aufweisen. Merkliche Auswirkungen ergeben sich ab einem Einzelvolumen von 5000 m^3 (besser 10000 m^3), wobei ab einem Gebietsrückhalt von $sV = 2 \text{ mm}$ (besser 3 mm) mit einer Hochwasser mindernden Wirkung gerechnet werden kann. In den beiden kleinen Einzugsgebieten konnten durch die Kleinrückhalte auf Grund unterschiedlicher Gebietscharakteristik durch eine Verwendung von Beckenvolumina größer 1000 m^3 Scheitelabminderungen von $28 \% - 48 \%$ erzielt werden (Abbildung 2.25). Es wurde erkannt, dass weiterhin der Drosselabfluss eine wesentliche Größe ist, die die Wirkung von Kleinrückhalten beeinflusst.

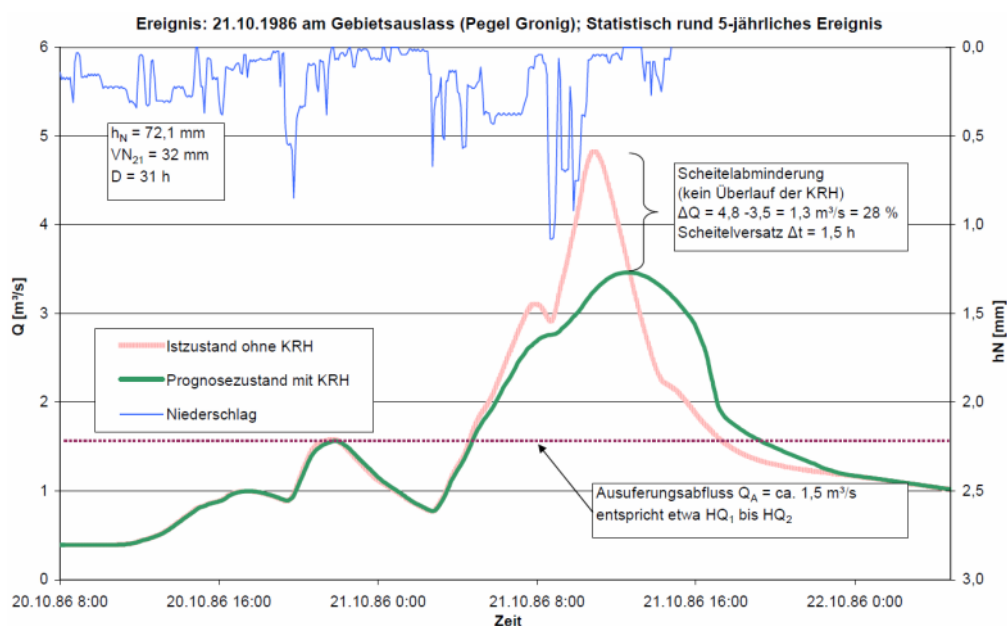


Abbildung 2.25: Ist-Zustand und Prognosezustand mit dezentralen Kleinrückhalten im Einzugsgebiet der Oberen Blies (KREITER 2007)

Für die beiden größeren Einzugsgebiete ergab die Studie, dass Scheitelabminderungen vor allem durch Beckenvolumina zwischen 10000 m^3 und 50000 m^3 erzielt werden, wobei im Bliesgebiet beim HQ_{20} bis zu 14% und im Primsgebiet bis zu 10% möglich sind. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen weiter, dass Kleinrückhalte vor allem in Gebieten bis 500 km^2 zum Hochwasserschutz beitragen können.

Weitere Untersuchungen von BLASY & MADER (1999), MARENBACH (2002), RÖTTCHER (2005), BÖLSCHER & SCHULTE (2007) und REINHARDT (2010) bestätigen ebenfalls die Wirkung dezentraler Kleinrückhalte, zum Teil auch für seltenere Hochwasserereignisse.

Unter Verwendung konzeptioneller Modellansätze konnte in diesen Untersuchungen gezeigt werden, dass diese Becken in Einzugsgebieten bis ca. 500 km² bei mittleren Hochwasserereignissen Scheitelabminderungen zwischen 10 % und 20 % bewirken können und auch bei größeren Gebieten noch eine merkliche Retentionswirkung dieser Maßnahmen erkennbar ist.

Die genannten Untersuchungen zu den dezentralen Kleinrückhalten stimmen in Abhängigkeit des spezifischen Volumens der jeweils berechneten Becken untereinander gut überein. Dies spricht für die gute Parametrisierbarkeit dieser Maßnahme im Modell sowie für die Übertragbarkeit der Modellierungsergebnisse. Ein Modellansatz, der Speichergleichung, Volumen-Abfluss-Beziehung und die Ausflussformel nach TORRICELLI verwendet, ist für die Simulation dezentraler Kleinrückhalte als geeignet einzustufen. Bei den zu untersuchenden Beckenstandorten sollte hinsichtlich ihrer Effektivität darauf geachtet werden, dass sie mindestens ein spezifisches Volumen von $sV = 2 \text{ mm}$ sowie ein Einzelvolumen von über 5000 m³ aufweisen.

2.3.3.4. Renaturierungsmaßnahmen

Renaturierungsmaßnahmen können sowohl punktuell und linienhaft als auch in flächiger Form eine Retentionswirkung auf abfließende Hochwasserwellen haben. Vor allem die Prozesse des Wellenablaufs stehen hierbei im Vordergrund, weshalb in folgenden Untersuchungen zur Berechnung der Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen vor allem hydrodynamisch-numerische Modelle verwendet wurden (*Tabelle 2.17*).

Tabelle 2.17: Literaturlauswertung zur Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen

Untersuchte dezentrale Maßnahme	Untersuchungsgebiet	Erzielte mittlere Scheitelabminderung	Quellen
Renaturierungsmaßnahme	20 km Fließstrecke (Alsenz)	8,5 % bei 0,1 % Gefälle (HQ ₁₀₀) 1 % bei 1 % Gefälle (HQ ₁₀₀)	FLORIS, Hydro-2de/ MARENBACH (2002)
Renaturierungsmaßnahme	166 km ² (Appelbach)	19 % bei 0,1 % Gefälle (HQ ₁₀₀) 4 % bei 0,5 % Gefälle (HQ ₁₀₀)	
Renaturierungsmaßnahme	228 km ² (Lauter)	15,5 % bei 0,1 % Gefälle (HQ ₁₀₀) 3 % bei 0,5 % Gefälle (HQ ₁₀₀)	
Renaturierungsmaßnahme	316 km ² (Alsenz)	10 % bei 0,1 % Gefälle (HQ ₁₀₀) 3,5 % bei 0,5 % Gefälle (HQ ₁₀₀)	
Renaturierungsmaßnahme	362 km ² (Simmerbach)	4 % bei 0,1 % Gefälle (HQ ₁₀₀) 2 % bei 0,5 % Gefälle (HQ ₁₀₀)	
Renaturierungsmaßnahme	1088 km ² (Glan)	2,5 % bei 0,1 % Gefälle (HQ ₁₀₀) 1 % bei 0,5 % Gefälle (HQ ₁₀₀)	
Renaturierungsmaßnahme	5 km ² (Essebach)	8 % (HQ ₅) 6 % (HQ ₁₀) 1,9 % (HQ ₅₀) 1,8 % (HQ ₁₀₀)	HECRAS BAUER (2004)
Renaturierungsmaßnahme	10 km ² (Rinnebach)	0,02 % (HQ ₅) 0,01 % (HQ ₁₀) 0,02 % (HQ ₅₀) 0 % (HQ ₁₀₀)	
Renaturierungsmaßnahme	281 km ² (Schwülme)	1,2 % (HQ ₂) 0,1 % (HQ ₅) 0,1 % (HQ ₅₀) 0,1 % (HQ ₁₀₀)	HECRAS/ WASPTOOLS BAUER (2004)
Renaturierungsmaßnahme	1800 km ² (Lahn)	4 % (HQ ₅) 3% (HQ ₁₀) 4% (HQ ₁₀₀)	HECRAS BAUER (2004)
Renaturierungsmaßnahme (Laufverlängerung + Auwald)	405 km ² (Glonn)	9 % (HQ ₁₀₀)	HYDRO_AS- 2D/ SCHWALLER & TÖLLE (2005)
Renaturierungsmaßnahme (dichter Auwald)	11 km ² (Bewer)	0 % - 3,4 %	WASPTOOLS HELLBERG, (2006)
Renaturierungsmaßnahme (dichter Auwald)	200 km ² (Ilme)	0,5 % - 1,3 %	
Renaturierungsmaßnahme (dichter Auwald + Mäander)	2820 km ² (Leine)	1 %	
Renaturierungsmaßnahme (Laufverlängerung)	152 km ² (Obere Flöha)	0 % (HQ ₁₀₀)	NASIM/ REINHARDT (2010)
Renaturierungsmaßnahme (Aufforstung Talsohlen)	152 km ² (Obere Flöha)	4,3 % (HQ ₁₀₀)	

Innerhalb der Studie von MARENBACH (2002) wurde der Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf Hochwasserabflüsse für verschiedene Gewässerabschnitte im Nahe-Einzugsgebiet quantifiziert. Dabei wurden die eindimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modelle FLORIS (VAW, 1992) und FLUVIUS (SCHRAMM 2000) sowie für einige wesentliche Vergleichsrechnungen das instationäre zweidimensionale hydrodynamisch-numerische Modell Hydro2d (BEFFA 1994) eingesetzt. In den Berechnungen wurden das Sohlgefälle, die Rauheit, die Vorlandbreite und die Zuflussschwelle variiert, wobei die Retentionswirkung anhand der Scheitelabminderung und –verzögerung eingeschätzt wurde. Die Simulationen für ein HQ_{100} ergaben, dass Sohlgefälle und Rauheit den größten Einfluss auf die Retention haben, welche ab einem Sohlgefälle von 0,5 % deutlich abnimmt (Abbildung 2.26). Ein rauer Zustand kann die Abfluss mindernde Wirkung gegenüber einem glatten Zustand verdoppeln. Die Vergrößerung der Vorländer um den Faktor zwei führt unabhängig von Sohlgefälle und Rauheit zu einer Erhöhung der Scheitelabminderung um ca. den Faktor 1,5. Weiterhin geht aus den Untersuchungen eine Abhängigkeit der Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen von der Einzugsgebietsgröße hervor (Abbildung 2.26).

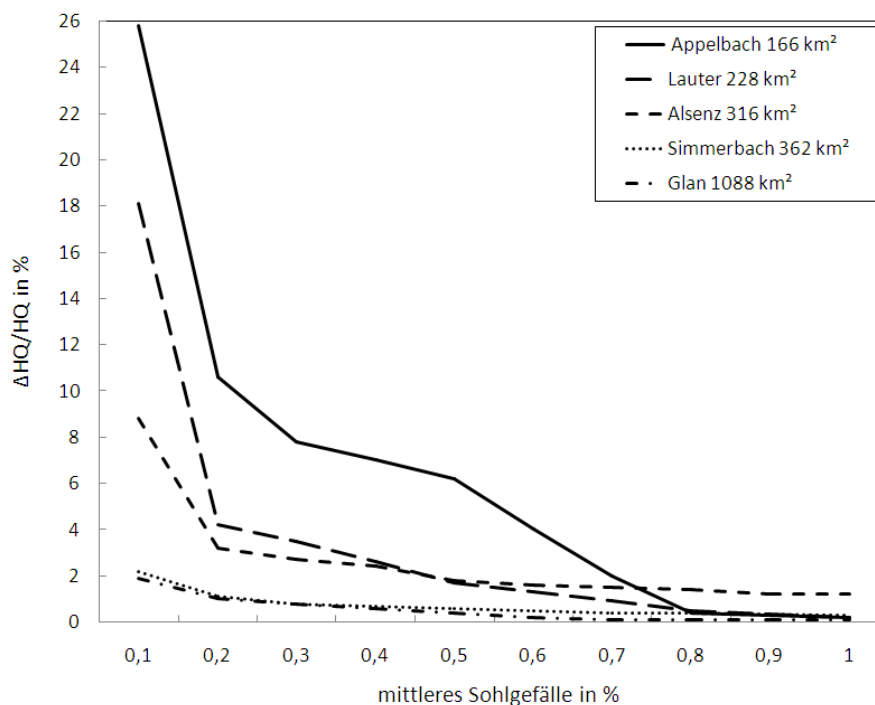


Abbildung 2.26: Einfluss des Sohlgefälles und der Einzugsgebietsgröße auf die Scheitelabminderung beim HQ_{100} (MARENBACH 2002, verändert)

Die Arbeit von BAUER (2004) befasst sich zum einen mit dem Spektrum möglicher Maßnahmen des natürlichen Wasserrückhalts, wobei hier in die Bereiche Gewässerrenaturierung, Reaktivierung potentieller Retentionsflächen und Strukturmaßnahmen auf den Vorländern untergliedert wird. Zum anderen werden unterschiedliche Modellansätze der numerischen Modellierung vorgestellt und hinsichtlich ihrer Eignung zur Simulation von Re-

naturierungsmaßnahmen bewertet. Anhand der Ergebnisse von vier Fallbeispielen mit unterschiedlichen Gewässereigenschaften wird die Wirkung naturnaher Maßnahmen mit den Modellen HECRAS und WASPTOOLS untersucht. Die Bewertung der Maßnahmen erfolgt über die Speicherkonstante k [min/km], die aus der Gleichung des Linearspeichers resultiert:

$$S = k \cdot Q_a$$

Formel 2-7

mit

S	=	gespeichertes Volumen innerhalb einer Gewässerstrecke [z.B. m ³]
k	=	Speicherkonstante [z.B. s]
Q_a	=	Ausfluss aus der Gewässerstrecke [z.B. m ³ /s]

Sie beschreibt das Retentionsvolumen in Abhängigkeit des Abflusses und steht für die Retentionseigenschaften eines Gewässers. Auf Grund der Kontinuitätsbedingung kann demnach nur eine Abflussminderung erzielt werden, wenn die Speicherkonstante erhöht wird. Daraus ergibt sich das Retentionspotential Δk [min/km], das dem Zuwachs der Speicherkonstanten durch Umsetzung naturnaher Maßnahmen für das jeweilige Wiederkehrintervall des Hochwasserereignisses entspricht (*Abbildung 2.27*).

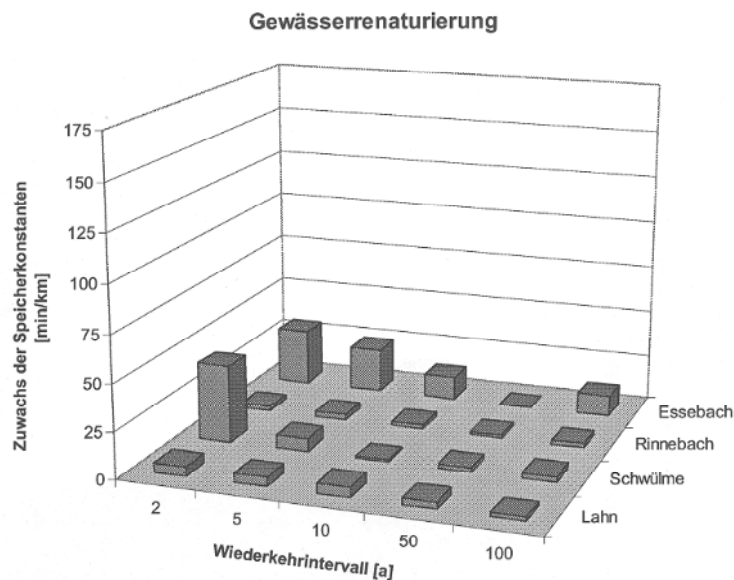


Abbildung 2.27: Zuwachs der Speicherkonstanten durch Renaturierungsmaßnahmen für verschiedene Wiederkehrintervalle (BAUER 2004)

In SCHWALLER & TÖLLE (2005) wurden erstmals ausschließlich mittels eines zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modells (HYDRO_AS-2D, NUJIĆ 1999) die Auswirkungen von Maßnahmen der Gewässerentwicklung auf Abfluss- und Retentionsverhalten quantifiziert. Betrachtet wurden dabei der Einfluss von Flächennutzung, Deichrückverlegung, Sohlhebung, Aufweitung und Laufverlängerung auf den Abfluss eines 20 km

langen synthetischen Flussabschnittes mit einer Sohlbreite von 12 m und einer Vorlandbreite von 300 m. Zusätzlich wurde der Einfluss von Uferbewuchs und Laufverlängerung auf den Abfluss eines 50 km langen Gewässerabschnittes im Einzugsgebiet der Glonn untersucht (Tabelle 2.18).

Tabelle 2.18: Hauptaussagen der Untersuchungen von SCHWALLER & TÖLLE (2005) am synthetischen Gerinne und am Realsystem (Glonn-EZG)

Parameter	Synthetisches Gerinne	EZG der Glonn
Sohlgefälle	<ul style="list-style-type: none"> - Größter Einfluss durch das Sohlgefälle - Abnahme der Retentionswirkung mit zunehmendem Sohlgefälle - Kaum Wirkung bei mittleren und größeren Ereignissen ab 0,1 % 	<ul style="list-style-type: none"> - Mittleres Gefälle von 0,12 %
Laufverlängerung	<ul style="list-style-type: none"> - Mäander bewirken späteres Ausufernd, dann geringe Wirkung 	<ul style="list-style-type: none"> - Laufverlängerung nur bei kleinen Ereignissen wirksam (Abminderung von 1 %)
Vegetation	<ul style="list-style-type: none"> - Größte Scheitelabminderung immer mit Wald - 100 % Wald am wirksamsten - Blockbewaldung grundsätzlich wirksamer als Streifenbewaldung 	<ul style="list-style-type: none"> - Scheitelabminderung umso größer, je größer der Bewaldungsgrad - Bewaldung der Uferstreifen bei kleinen HW bis 5 % beim HQ₁₀₀ 1 - 2 % Abminderung
Ereignisse	<ul style="list-style-type: none"> - Wirksam vor allem bei kleineren und mittleren HW 	<ul style="list-style-type: none"> - Deutliche Wirkung bei kleinen Hochwasserereignissen.

Die Dissertation von HELLBERG (2006) behandelt ebenfalls den Einfluss einer veränderten Linienführung und eines zusätzlichen Gehölzbewuchses auf den Hochwasserabfluss unter Nutzung des 1-D-Wasserspiegellagenprogramms WASPTOOLS. Innerhalb der Untersuchungen im Einzugsgebiet der Weser wurden Linienführung und Gehölzbestand von einzeltem bis dichtem Bewuchs mehrfach variiert, wobei ähnlich wie in den meisten anderen Untersuchungen der dichte Auwald die größten Änderungen mit sich brachte. Vor allem bei Wellen mit kurzen Anlaufzeiten kann eine deutliche Reduzierung des Spitzenabflusses erreicht werden. Die maximale Scheitelabminderung wurde bei einem Realereignis an der Leine mit 7,2 % erzielt. Ansonsten waren die Scheitelabminderungen deutlich geringer (Tabelle 2.19). Durch die erhöhte Retention wurde gerade bei hundertjährlichen Ereignissen ein erhöhter Wasserstand ermittelt, der bei dichtem Auwald, kombiniert mit erhöhtem Windungsgrad, um über einen Meter ansteigen kann.

Tabelle 2.19: Abnahme der Spitzenabflüsse der auslaufenden Wellen aus den Untersuchungsabschnitten (HELLBERG 2006, verändert) in %

Einzugsgebiet (Fläche, Abschnittslänge)	Leine (2820 km ² , 3,5 km)		Ilme (200 km ² , 1,6 km)		Bewer (11 km ² , 1 km)
	Mär. 1981 (ca. HQ ₅)	Jun. 1981 (ca. HQ ₅₀)	Dez. 1981 (ca. HQ ₂)	Dez. 1988 (ca. HQ ₅)	Dez. 1988 (ca. HQ ₁₀₀)
Ist-Zustand	1,1	3,9	0,4	2,7	3,0
Vereinzelt Bäume, Hauptquerschnitt unverändert	0,8	5,5	-	-	-
Lichter Bewuchs, Hauptquerschnitt unverändert	0,5	4,1	-	-	-
Dichter Bewuchs, Hauptquerschnitt unverändert	0,5	7,2	0,9	4,0	3,0
Kein Bewuchs, aus historischen Karten ermittelter Windungsgrad	0,5	4,3	0,4	3,7	4,0
Dichter Bewuchs, aus historischen Karten ermittelter Windungsgrad	0,3	6,5	0,9	3,7	4,0

HAIDER (1994) und NAEF (2004) stellen ebenfalls die Bedeutung der Anstiegszeit der Hochwasserwelle für die Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen in den Vordergrund, wobei sich eine nachhaltige Dämpfung nur für Ereignisse mit kurzen Anstiegszeiten nachweisen lässt. Ab einem Gefälle von 1 % ist kaum eine Retentionswirkung festzustellen. Ähnlich wie die oben aufgeführten Untersuchungen ergeben Studien von ERNSTBERGER (2007) mit AUENMOD2, dass mit ansteigendem Hochwasserereignis sowohl Profiltyp und -tiefe als auch die Gewässerstruktur ihre Wirkung verlieren und der Bewuchs in der Auenlandschaft für die Retention entscheidend ist.

Die Untersuchungen zu den Gewässerrenaturierungen variieren vor allem hinsichtlich der Modellwahl zwischen eindimensionalen und zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modellen. Dabei kann festgestellt werden, dass bei Verwendung von 2D-Modellen, welche sich gemäß Kapitel 2.3.2 für die Simulation von Gewässerrenaturierungen besser als 1D-Modelle eignen, Renaturierungsmaßnahmen ein insgesamt größeres Retentionspotential aufweisen. Dies kann unter anderem in der besseren Abbildung von Quer- und Rückströmungsprozessen durch die 2D-Modelle begründet sein, weshalb diese Modelle für solche Untersuchungen in jedem Fall vorzuziehen sind. Das Potential der Gewässerrenaturierungen hängt vor allem vom vorliegenden Längsgefälle ab und wird durch Überströmen der Vorländer in Verbindung mit einer dichten Auenvegetation voll ausgeschöpft.

3. Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen

3.1. Vorüberlegungen

3.1.1. Anforderungen an die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen

Die Vielfältigkeit der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen sowie ihre sehr unterschiedlichen Einflüsse auf die Abflussprozesse stellen sehr hohe Anforderungen an die geeignete Modellauswahl. Dem gegenüber steht, dass derzeit das wichtigste Entscheidungskriterium für die Auswahl geeigneter Modelle die Größe des betrachteten Gebietes sowie der betrachtete Zeitmaßstab ist (PLATE & ZEHE 2008). Demnach ergibt sich für die Raumskale die Unterteilung in

- Punkt- oder Plotskale (ca. 1 m², vertikaler Wassertransport, Laborversuche),
- Mikro- oder Hangskale (wenige m² bis ha, Prozessmodelle für Wassertransport),
- Mesoskale (1 km² - 10 km², Wasserhaushalts- oder N-A-Modelle, physikalisch basierte Grundgleichungen, Schätzung der Parameter z.B. durch Abflussmessung),
- Makroskale (10 km² - 1000 km², gebiets- oder rasterunterteilte N-A-Modelle, Überschneidung physikalisch basierter und konzeptioneller Ansätze) und
- Regionalskale (1000 km² - große Flussgebiete, nicht Landabfluss, sondern Abfluss im Gewässer im Vordergrund, konzeptionelle Verlustansätze oder Speichermodelle)

Zur Simulation ländlich geprägter Einzugsgebiete mit einer Fläche unter 500 km², für die die Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen innerhalb verschiedener Untersuchungen nachgewiesen wurde (vgl. Kap. 2.3.3), wären gemäß dieser Unterteilung gebiets- oder rasterunterteilte N-A-Modelle mit physikalisch basierten und konzeptionellen Ansätzen zu verwenden.

Dies steht nicht im Einklang mit dem in dieser Untersuchung vorliegenden Anspruch der prozessorientierten Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen. Daher ist die Verwendung eines Wasserhaushaltsmodells mit physikalisch basierten Grundgleichungen und mit durch Messergebnisse geschätzten Parametern unter Inkaufnahme längerer Simulationszeiten anzustreben.

Solche Modelle sind in der Lage, die eindimensional-vertikale Einphasen-Wasserbewegung in teilgesättigten isotropen Böden durch die RICHARDS-Gleichung exakt mathe-

matisch-physikalisch abzubilden (LIEBSCHER & MENDEL 2010). Hieraus ergeben sich vielfältige Möglichkeiten zur Modellierung von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen, die primär die Abflussbildung beeinflussen. Die Grundlage für die RICHARDS-Gleichung ist der Zusammenhang zwischen Saugspannung und Wassergehalt im Boden, welcher in der Regel über die sogenannte pF-Kurve dargestellt wird. Diese wiederum kann gemäß vorliegender Bodenkenngrößen wie Bodendichte, organische Anteile und Korngrößenverteilung mit Hilfe von sogenannten Pedotransferfunktionen (PTF) ermittelt werden. Da dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen wie konservierende Bodenbearbeitung, veränderte Landnutzung oder die Vermeidung von Bodenverdichtung vor allem die genannten Kenngrößen Bodendichte und organische Anteile beeinflussen, ist somit eine direkte Parametrisierung dieser Maßnahmen im Bodenmodell möglich. Unter Berücksichtigung gewisser Unsicherheiten, die aus der Wahl einer geeigneten PTF resultieren (vgl. Kap. 3.1.2), ist damit eine prozessnahe Simulation des durch die jeweilige Maßnahme beeinflussten Matrixflusses gewährleistet. Auch Moorböden mit einer sehr großen entwässerbaren Porosität im oberen Bereich können durch Anpassung der pF-Kurve parametrisiert werden. Da zur Lösung der RICHARDS-Gleichung der Boden über die Tiefe diskretisiert wird, sind ein geschichteter Bodenaufbau, die Abbildung verschiedener Bodenhorizonte und damit der Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsformen auf die Bodeneigenschaften gewährleistet. Durch die genannten Maßnahmen werden neben dem Matrixfluss auch präferenzielle Fließwege beeinflusst, weshalb im gewählten Modell zusätzlich ein Ansatz zur Parametrisierung der Makroporentiefe und –kapazität implementiert sein sollte.

Neben der Infiltration spielen auch Interzeption und Evapotranspiration eine Rolle für die Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen und sind demnach im Modell zu berücksichtigen. Dabei sollte das Modell in der Lage sein, über Vegetationsparameter wie Wurzeltiefe, Blattflächenindex, Blattwiderstand, Pflanzenhöhe oder Bedeckungsgrad den Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsformen auf Interzeption, Verdunstung und damit auch auf die Entleerung des Bodenspeichers abzubilden. Als Verdunstungsansatz sollte dabei das komplexe PENMAN-MONTEITH-Modell (MONTEITH, J. L. 1965) verwendet werden, da hierbei neben den Einflüssen aus Strahlung, Sättigungsdefizit der Luft und temperaturabhängiger Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve auch Verdunstungswiderstände auf Grund des vorhandenen Pflanzenbestands berücksichtigt werden.

Hinsichtlich der Beeinflussung der Abflusskonzentration durch dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen sollte das gewählte Modell die Simulation ungesteuerter dezentraler Rückhaltebecken ermöglichen. Hierbei ist weniger die Seeverdunstung und –versickerung als vielmehr die exakte Modellierung der Speicherung und des Zu- bzw. Ablaufes entscheidend. Durch Lösung der Speichergleichung (vgl. Kap. 2.2.2.3) kann dies gewährleistet werden. Es ist darauf zu achten, dass für die Simulation der Volumenströme eine entsprechend kleine Zeitschrittunterteilung gewählt wird, da sich sonst die zum Teil sehr klei-

nen Becken unrealistisch schnell füllen oder entleeren.

Um den Einfluss unterirdischer horizontaler Fließwege wie Dränmaßnahmen im Modell abzubilden, ist neben der Aufteilung des Abflusses in seine Komponenten ein Tool notwendig, das anhand der Parameter Dräntiefe und –weite und der vorhandenen Bodenverhältnisse den Dränabfluss quantifiziert.

Hydrologische Modelle wie WaSiM-ETH, SWAT oder AKWA-M®, welche die genannten Features oder Teile davon enthalten, liegen in der Regel in Raster- oder Hydrotopstruktur vor und beinhalten relativ einfache konzeptionelle Ansätze zur Beschreibung des Wellenablaufs im Gerinne, wie beispielsweise das MUSKINGUM-Verfahren oder den Ansatz der kinematischen Welle. Daher ist mit solchen Modellen eine prozessorientierte Modellierung des Gerinnes und der Maßnahmen, die die Gerinne- und Vorlandstruktur beeinflussen, nicht gewährleistet. Exakt mathematisch-physikalisch kann dagegen der Wellenablauf in Fließgewässern durch die hydrodynamischen (NAVIER-STOKESSchen) Bewegungsgleichungen berechnet werden (LIEBSCHER & MENDEL 2010), weshalb für die Simulation von Renaturierungsmaßnahmen ausschließlich hydrodynamisch-numerische Modelle zu verwenden sind.

Dabei ist zu beachten, dass die Berechnung der fließenden Retention entlang eines Gewässerabschnittes der instationären Strömungsberechnung einer Abflusswelle entspricht und damit natürlich mäandrierende Gewässer mit Vorlandabfluss komplexe dreidimensionale Verhältnisse darstellen (MARENBACH 2002). Auch nach BWK (2000, *Tabelle 3.3*) sollte bei der Simulation von mäandrierenden Fließgewässern mit gegliedertem und variierendem Profil sowie Retentions- und Rückströmungsbereichen mindestens ein zweidimensionaler Modellansatz gewählt werden, um eine prozessorientierte Modellierung zu gewährleisten.

Tabelle 3.1: Abgrenzung der Eignung 1-, 2- und 3-dimensionaler Strömungsmodelle bzw. physikalischer Modelle (BWK 2000, verändert)

Linienführung	Profil	Geometrische Varianz in Fließrichtung	Rückströmung Retentionsbereiche	Strömungsverzweigung/-vereinigung	Bauwerke in und am Gewässer	Geeignetes Modell
gestreckt	kompakt	gering	nein	ja/nein	ja/nein	1D
gestreckt	gegliedert	gering	nein	nein	Nein	1D
Mäander	kompakt	gering	nein	ja/nein	ja/nein	2D
gestreckt	gegliedert	mittel/hoch	nein	ja/nein	ja/nein	2D
Mäander	gegliedert	gering	nein	nein	Nein	2D
gestreckt	gegliedert	mittel/hoch	ja	ja/nein	ja/nein	2D
Mäander	gegliedert	gering	nein	ja	Ja	2D
Mäander	gegliedert	mittel/hoch	ja/nein	ja/nein	ja/nein	2D/3D

Hieraus wird die Notwendigkeit der Wahl eines zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modells zur Simulation von Renaturierungsmaßnahmen deutlich, da diese sämtliche komplexe Gewässerstrukturen wie Mäander, gegliederte Querschnitte, geometrische Varianzen und Rückströmungs- bzw. Retentionsbereiche enthalten. Die noch exakteren dreidimensionalen Modelle sind auf Grund zu hoher Rechenzeiten für größere Flussabschnitte ungeeignet.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass derzeit ein einziges Modell den Ansprüchen der prozessorientierten Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen nicht gerecht werden kann und somit ein kombinierter Modellansatz aus physikalisch basiertem Wasserhaushaltsmodell und zweidimensionalem hydrodynamisch-numerischem Modell mit geeigneter Modellkopplung gewählt werden sollte. Die *Tabelle 3.4* fasst unterteilt in die Abflussprozesse die wichtigsten Anforderungen an die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen zusammen.

Tabelle 3.2: Anforderung an die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen

Abflussbildung	<ul style="list-style-type: none"> - Umfassende Parametrisierung der Vegetation zur Berechnung der Verdunstung (PENMAN-MONTEITH) und Interzeption - Berechnung der Bodenwasserbewegung nach RICHARDS unter Berücksichtigung einzelner Bodenhorizonte und Makroporen - Implementiertes Schneemodell
Abflusskonzentration	<ul style="list-style-type: none"> - Erfassung unterschiedlicher Oberflächenrauheiten in Abhängigkeit der Bodenbedeckung - Berücksichtigung von Muldenrückhalt und Kleinspeichern - Simulation beschleunigter Abflusskomponenten (z.B. Dränabflüsse)
Wellenablauf im Gerinne	<ul style="list-style-type: none"> - Abbildung der Gewässerstruktur unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rauheiten und Bauwerke - Simulation von punktuellen, linienhaften und flächigen Veränderungen der Gewässerstruktur bzw. der Vorländer und von landnutzungsbedingten Oberflächenrauheiten

Abgesehen von der Erfassung unterschiedlicher Oberflächenrauheiten können durch die Modellkombination aus WaSiM-ETH 8.4.2 und HYDRO_AS-2D (vgl. Modellbeschreibung in Kap. 3.3) alle genannten Anforderungen an die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen erfüllt werden, weshalb dieser Ansatz für die vorliegende Untersuchung gewählt wurde. Wie bei PLATE & ZEHE (2008) erwähnt, sollten die Modellparameter durch Messdaten geschätzt und validiert werden, um die auch in physikalisch basierten Modellen vorliegenden Unsicherheiten zu minimieren, welche vor al-

lem in der Simulation des Bodenwasserhaushalts liegen und im Folgenden näher erläutert werden.

3.1.2. Unsicherheiten in der Modellierung des Bodenwasserhaushalts

Auch wenn die Stärke physikalisch basierter Wasserhaushaltsmodelle vor allem in der realitätsnahen Modellierung des Bodenwasserhaushalts in der ungesättigten Bodenzone liegt, sind dabei Unsicherheiten zu berücksichtigen. Diese resultieren zum einen aus der vorliegenden Datengrundlage und zum anderen aus der Annahme der bodenhydraulischen Eigenschaften als Grundlage für die Lösung der RICHARDS-Gleichung, d.h. aus der Wahl der sogenannten Pedotransferfunktion (PTF), mit der sich der Verlauf der pF-Kurve und die Leitfähigkeitsfunktion bestimmen lassen (GRUNDMANN 2008).

3.1.2.1. Bodendaten

Gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA05, BfGR 2005) stellen Bodenkarten den Bodenaufbau bis max. 1 m - 2 m unter Geländeoberfläche in seiner räumlichen Verbreitung nach bodenkundlichen Gesichtspunkten dar. Dabei werden für Bodenübersichtskarten in der Regel sehr grobe Maßstäbe von 1:100000 oder kleiner verwendet. Im Gegensatz dazu gelten Maßstäbe von 1:50000 und größer als relativ genau. Bei solchen Karten hängt die Intensität der punktuellen Aufnahme neben dem Maßstab von Vorinformationen wie geologischen Karten, forstlichen und landwirtschaftlichen Standortkartierungen, Luftbildern oder historischen Karten ab. Nach der Aufnahme erfolgt in der Regel die Übertragung der Punktinformationen in die Fläche.

In RIEGER et al. (2010) wurde durch Feldmessung eine Verifizierung einer solchen Bodenkarte sowie daraus resultierender Annahmen zu bodenhydraulischen Eigenschaften durchgeführt (Abbildung 3.1).

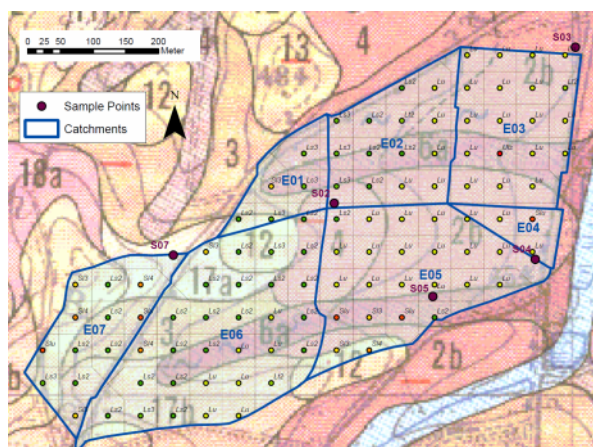


Abbildung 3.1: Untersuchungsgebiet Scheyern, u.a. zur Beurteilung von Bodenkarten (RIEGER et al. 2010)

Die Ergebnisse zeigen, dass nur an einem der fünf Untersuchungsstandorte die Bodenart in etwa der Bodenart der Standortkundlichen Bodenkarte von Bayern (1:25000) entsprach (Tabelle 3.3). Insgesamt waren die Böden deutlich sandiger. Am S03- und S04-Standort konnte dies zusätzlich durch die im Felde mittels Hood-Infiltrrometer durchgeführten Infiltrationsversuche bestätigt werden, da hier gegenüber den Werten der KA05 vergleichsweise hohe gesättigte Leitfähigkeiten gemessen wurden. Dabei ist die Varianz der gesättigten Leitfähigkeiten bemerkenswert, die trotz gleicher Böden (Us) auf sehr engem Raum vorliegt.

Tabelle 3.3: Messpunkte im Untersuchungsgebiet Scheyern, Bestimmung der Bodenarten und der gesättigten Leitfähigkeit mittels Hood-Infiltrrometer (RIEGER et al. 2010, verändert)

Sample Point	Soil type		Hydraulic conductivity k_s [cm/h]		
	Bulk Soil Sampling	Bavarian Soil Map 1:25 000	Hood Infiltrrometer	Bavarian Soil Map Min.	Bavarian Soil Map Max.
S02	Us	Lu	2,6	1,7	4,2
S03	Su3	Lu	4,1	1,7	4,2
S04	Us	Lu	5,4	1,7	4,2
S05	Us	Lu	0,7	1,7	4,2
S07	Sl4	Sl2	5,8	4,2	12,5

Bei Untersuchungen zur Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen, bei denen die vorliegenden Bodenverhältnisse eine besondere Rolle spielen, können sich solche Fehler in den Bodeninformationen negativ auf die Simulationsergebnisse auswirken. Da beispielsweise Aufforstungsmaßnahmen nur unter bestimmten Bodenverhältnissen besonders wirksam sind (vgl. *Abbildung 2.13*), können solche Maßnahmen unter Nutzung fehlerhafter Annahmen der Bodenverteilung falsch geplant und damit ineffektiv sein.

3.1.2.2. Pedotransferfunktionen

Physikalisch basierte Modelle sind in der Lage, den Wassertransport in der ungesättigten Bodenzone zu simulieren, was gerade bei der Quantifizierung der Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen eine besondere Rolle spielt. Hierfür werden besondere bodenphysikalische Kenngrößen benötigt, wie die gesättigte Leitfähigkeit oder der Verlauf der pF-Kurve. Diese Parameter können mit aufwändigen Messungen in Feld und Labor bestimmt werden, was gerade bei größeren Einzugsgebieten sehr zeit- und kostenintensiv ist. Alternativ können diese Parameter unter Nutzung leichter bestimmbarer Bodendaten wie Korngrößenverteilung oder Bodendichte mit Hilfe der PTF gewonnen werden. Gemäß TIETJE & HENNINGS (1993) können letztere gemäß ihrer Entstehung in drei Gruppen eingeteilt werden:

- Punktregression unter Berechnung einzelner Wassergehalte bei festgelegten Matrixpotentialen
- Physiko-empirischer Ansatz, bei welchem die Retentionsfunktion mit Hilfe der Kapillaritätsgleichung und einer idealisierten Korngrößenverteilung berechnet wird
- Parameterregression, bei der die Parameter einer stetigen Retentionsfunktion mit Hilfe (meist nichtlinearer) multipler Regression bestimmt werden.

Mit der Parameterregression werden beispielsweise die Parameter für die Ansätze nach BROOKS & COREY (1964) oder nach VAN GENUCHTEN (1980) ermittelt. Letzterer enthält fünf Parameter und findet häufig in hydrologischen Modellen zur Beschreibung der ungesättigten Bodenwasserbewegung Anwendung. Die Gleichung stellt sich wie folgt dar:

$$\theta(\psi) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + |\alpha \cdot \psi|^n)^m} \quad \text{Formel 3-1}$$

mit:

ψ	=	Matrixpotential [cm]
$\theta(\psi)$	=	aktueller Wassergehalt als Funktion des Matrixpotentials [Vol.-%]
θ_r	=	residualer Wassergehalt [Vol.-%]
θ_s	=	Sättigungswassergehalt [Vol.-%]
α	=	Formparameter der pF-Kurve (Wendepunkt) [1/cm]
n	=	Formparameter der pF-Kurve (Steigung) [-]
m	=	Formparameter der pF-Kurve abh. von n(im Regelfall) [-]

Geeignete PTF zur Generierung der VAN-GENUCHTEN-Parameter wurden u. a. von CARSEL & PARRISH (1988), VERECKEN et al. (1989), SCHAAP & LEIJ (1998), WÖSTEN et al. (1999), TEEPE et al. (2003), ZACHARIAS & WESSOLEK (2007) und WEYNANTS ET AL. (2009) erstellt. Als Eingangsgrößen dienen je nach PTF neben der Korngrößenverteilung die Bodendichte und der Anteil an organischer Substanz im Boden. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal der PTF ist, dass die durch sie bestimmten VAN-GENUCHTEN-Parameter einerseits in Form von Regressionsgleichungen (*Tabelle 3.4*) und andererseits als Tabelle (*Tabelle 3.5*) vorliegen. Dabei ist anzumerken, dass die VAN-GENUCHTEN-Parameter bei TEEPE et al. (2003) für fünf verschiedene Dichtestufen ermittelt wurden.

Tabelle 3.4: Unterschiedliche Pedotransferfunktionen zur Bestimmung der VAN GENUCHTEN-Parameter mit den dazugehörigen Gleichungen; clay: Tonanteil [%], silt: Schluffanteil [%], sand: Sandanteil [%], BD: Bodendichte [g/cm³], OC: organischer Anteil [%], OB: Oberbodenfaktor (1 oder 0)

$\theta(s)$ [Vol.-%]	WEYNANTS et al. (2008)	$0,6355 + 0,0013 \cdot \text{clay} - 0,1631 \cdot \text{BD}$
	ZACHARIAS & WESSOLEK (2007)	$0,788 + 0,001 \cdot \text{clay} - 0,263 \cdot \text{BD}$, sand < 66,5 % $0,890 - 0,001 \cdot \text{clay} - 0,322 \cdot \text{BD}$, sand \geq 66,5 %
	TEEPE et al. (2003)	$0,9786 - 0,36686 \cdot \text{BD}$
	WÖSTEN et al. (1999)	$0,7919 + 0,001691 \cdot \text{clay} - 0,29619 \cdot \text{BD} - 0,000001491 \cdot \text{silt}^2 + 0,0000821 \cdot \text{OC}^2 + 0,02427 \cdot \text{clay}^{-1} + 0,01113 \cdot \text{silt}^{-1} + 0,01472 \cdot \ln(\text{silt}) - 0,0000733 \cdot (\text{OC} \cdot \text{clay}) - 0,000619 \cdot (\text{BD} \cdot \text{clay}) - 0,001183 \cdot (\text{BD} \cdot \text{OC}) - 0,0001664 \cdot (\text{OB} \cdot \text{silt})$
	VERECKEN et al. (1989)	$0,81 - 0,283 \cdot \text{BD} + 0,001 \cdot \text{clay}$
$\theta(r)$ [Vol.-%]	WEYNANTS et al. (2008)	0
	ZACHARIAS & WESSOLEK (2007)	0
	TEEPE et al. (2003)	$0, \Theta(\text{PWP}) = 0,11125 + 0,021736 \cdot \text{clay}^{0,5} - 0,000943 \cdot \text{sand}$
	WÖSTEN et al. (1999)	0
	VERECKEN et al. (1989)	$0,015 + 0,005 \cdot \text{clay} + 0,014 \cdot \text{OC}$
α [1/cm]	WEYNANTS et al. (2008)	$\exp(-4,3003 - 0,0097 \cdot \text{clay} + 0,0138 \cdot \text{sand} - 0,0992 \cdot \text{OC})$
	ZACHARIAS & WESSOLEK (2007)	$\exp(-0,648 + 0,023 \cdot \text{sand} + 0,044 \cdot \text{clay} - 3,168 \cdot \text{BD})$, sand < 66,5 % $\exp(-4,197 + 0,013 \cdot \text{sand} + 0,076 \cdot \text{clay} - 0,276 \cdot \text{BD})$, sand \geq 66,5 %
	TEEPE et al. (2003)	$\exp(55,576 - 4,433 \cdot \text{BD} - 0,002 \cdot \text{silt}^2 - 0,470 \cdot \text{clay} - 0,066 \cdot (\text{sand}/\text{BD}) - 3,683 \cdot \text{sand}^{0,5} - 0,0359 \cdot (\text{silt}/\text{BD}) - 0,0016 \cdot \text{sand}^2 - 3,6916 \cdot \text{silt}^{0,5} + 1,8643 \cdot \ln(\text{sand}) + 1,575 \cdot \ln(\text{silt}))$
	WÖSTEN et al. (1999)	$\exp(-14,96 + 0,03135 \cdot \text{clay} + 0,0351 \cdot \text{silt} + 0,646 \cdot \text{OC} + 15,29 \cdot \text{BD} - 0,192 \cdot \text{OB} - 4,671 \cdot \text{BD}^2 - 0,000781 \cdot \text{clay}^2 - 0,00687 \cdot \text{OC}^2 + 0,449 \cdot \text{OC}^{-1} + 0,0663 \cdot \ln(\text{silt}) + 0,1482 \cdot \ln(\text{OC}) - 0,04546 \cdot (\text{BD} \cdot \text{silt}) - 0,4852 \cdot (\text{BD} \cdot \text{OC}) + 0,00673 \cdot (\text{OB} \cdot \text{clay}))$
	VERECKEN et al. (1989)	$\exp(-2,486 + 0,025 \cdot \text{sand} - 0,351 \cdot \text{OC} - 2,617 \cdot \text{BD} - 0,023 \cdot \text{clay})$
n [-]	WEYNANTS et al. (2008)	$\exp(-1,0846 - 0,0236 \cdot \text{clay} - 0,0085 \cdot \text{sand} + 0,0001 \cdot \text{sand}^2) + 1$
	ZACHARIAS & WESSOLEK (2007)	$1,392 - 0,418 \cdot \text{sand}^{-0,024} + 1,212 \cdot \text{clay}^{-0,704}$, sand < 66,5 % $-2,562 - 7 \cdot 10^{-9} \cdot \text{sand}^{4,004} + 3,750 \cdot \text{clay}^{-0,016}$, sand \geq 66,5 %
	TEEPE et al. (2003)	$\exp(-2,8497 + 0,00027395 \cdot \text{sand}^2 + 0,01637 \cdot \text{silt}) + 1$
	WÖSTEN et al. (1999)	$\exp(-25,23 - 0,02195 \cdot \text{clay} + 0,0074 \cdot \text{silt} - 0,1940 \cdot \text{OC} + 45,5 \cdot \text{BD} - 7,24 \cdot \text{BD}^2 + 0,0003658 \cdot \text{clay}^2 + 0,002885 \cdot \text{OC}^2 - 12,81 \cdot \text{BD}^{-1} - 0,1524 \cdot \text{silt}^{-1} - 0,01958 \cdot \text{OC}^{-1} - 0,2876 \cdot \ln(\text{silt}) - 0,0709 \cdot \ln(\text{OC}) - 44,6 \cdot \ln(\text{BD}) - 0,02264 \cdot (\text{BD} \cdot \text{clay}) + 0,0896 \cdot (\text{BD} \cdot \text{OC}) + 0,00718 \cdot (\text{OB} \cdot \text{clay})) + 1$
	VERECKEN et al. (1989)	$\exp(0,053 - 0,009 \cdot \text{sand} - 0,013 \cdot \text{clay} + 0,00015 \cdot \text{sand}^2)$

m [-]	WEYNANTS et al. (2008)	1 - 1/n
	ZACHARIAS & WESSOLEK (2007)	1 - 1/n
	TEEPE et al. (2003)	1 - 1/n
	WÖSTEN et al. (1999)	1 - 1/n
	VEREECKEN et al. (1989)	1

Tabelle 3.5: Tabellenwerte unterschiedlicher Pedotransferfunktionen zur Bestimmung der VAN-GENUCHTEN-Parameter, C&P: CARSEL & PARRISH (1988), S&L: SCHAP & LEIJ (1998), $W_{\ddot{o}(o,u)}$: WÖSTEN et al. (1999, Oberboden bzw. Unterboden), Te: TEEPE et al. (2003, für mittlere Bodendichte – TDR3: 1,25 – 1,45 g/cm³)

	$\theta(s)$ [Vol.-%]					$\theta(r)$ [Vol.-%]				
	C&P	S&L	$W_{\ddot{o}(o)}$	$W_{\ddot{o}(u)}$	Te	C&P	S&L	$W_{\ddot{o}(o)}$	$W_{\ddot{o}(u)}$	Te
C	38,0	45,9	61,4	53,8	49,2	6,8	9,8	1,0	1,0	0
CL	41,0	44,2	43,9	39,2	45,7	9,5	7,9	1,0	1,0	0
L	43,0	39,9	43,0	41,2	47,6	7,8	6,1	1,0	1,0	0
LS	43,0	39,0	40,3	36,6	48,5	5,7	4,9	2,5	2,5	0
SI	46,0	48,9	43,0	41,2	47,9	3,4	5,0	1,0	1,0	0
SIL	45,0	43,9	43,9	39,2	47,6	6,7	6,5	1,0	1,0	0
SIC	36,0	48,1	43,0	41,2	48,6	7,0	11,1	1,0	1,0	0
SICL	43,0	48,2	43,0	41,2	48,6	8,9	9,0	1,0	1,0	0
S	43,0	37,5	40,3	36,6	47,8	4,5	5,3	2,5	2,5	0
SC	38,0	38,5	52,0	48,1	47,6	10,0	11,7	1,0	1,0	0
SCL	39,0	38,4	43,9	39,2	49,1	10,0	6,3	1,0	1,0	0
SL	41,0	38,7	43,9	39,2	48,2	6,5	3,9	1,0	1,0	0
	α [1/cm]					n [-]				
	C&P	S&L	$W_{\ddot{o}(o)}$	$W_{\ddot{o}(u)}$	Te	C&P	S&L	$W_{\ddot{o}(o)}$	$W_{\ddot{o}(u)}$	Te
C	0,008	0,015	0,027	0,017	0,033	1,09	1,25	1,10	1,07	1,08
CL	0,019	0,016	0,031	0,025	0,008	1,31	1,42	1,18	1,17	1,19
L	0,036	0,011	0,008	0,008	0,053	1,56	1,47	1,25	1,22	1,12
LS	0,124	0,034	0,038	0,043	0,203	2,28	1,75	1,38	1,52	1,19
SI	0,016	0,007	0,008	0,008	0,025	1,37	1,68	1,25	1,22	1,20
SIL	0,020	0,005	0,031	0,025	0,053	1,41	1,66	1,18	1,17	1,12
SIC	0,005	0,016	0,008	0,008	0,655	1,09	1,32	1,25	1,22	1,09
SICL	0,010	0,008	0,008	0,008	0,655	1,23	1,52	1,25	1,22	1,09
S	0,145	0,035	0,038	0,043	0,060	2,68	3,18	1,38	1,52	1,66
SC	0,027	0,033	0,037	0,020	0,053	1,23	1,21	1,10	1,09	1,12
SCL	0,059	0,021	0,031	0,025	0,466	1,48	1,33	1,18	1,17	1,11
SL	0,075	0,027	0,031	0,025	0,103	1,89	1,45	1,18	1,17	1,16

Der Umfang der Eingabeparameter für die unterschiedlichen PTF reicht von der Bodenart allein (z.B. bei CARSEL & PARRISH 1988) bis hin zu fünf Informationen (Ton- und Schluffgehalt, Bodendichte, organischer Anteil, Tiefenlage) bei WÖSTEN et al. (1999). Daher ergeben sich deutliche Unterschiede in den mit Hilfe der VAN-GENUCHTEN-Gleichung generierten pF-Kurven, was zudem in der Verwendung unterschiedlicher Datensätze für die Erstellung der Regressionsbeziehungen der einzelnen PTF begründet ist. Die *Abbildung 3.2*

zeigt beispielhaft für zwei typische Bodenarten (Lt2, Su2) die je nach verwendeter PTF sehr unterschiedlichen Verläufe der pF-Kurven. Bei CARSEL & PARRISH (1988) und SCHAAP & LEIJ (1998) sind die Saugspannungen bei gleicher Bodenfeuchte insgesamt am geringsten, bei VEREecken et al. (1989) und WEYNANTS et al. (2009) vergleichsweise am höchsten. In der physikalisch basierten Modellierung der Bodenwasserbewegung ist je nach verwendeter PTF somit ein sehr unterschiedliches Infiltrations- und Perkulationsverhalten zu erwarten. In den statistischen Untersuchungen zu Unsicherheiten in der flächendifferenzierten Niederschlag-Abfluss-Modellierung von GRUNDMANN (2008) wurde ebenfalls auf methodische Unsicherheiten hingewiesen, die zusätzlich zur Unsicherheit in den Bodendaten insbesondere bei der Wahl einer PTF für die Modellierung von Hochwasserereignissen entstehen können. Probleme können sich demnach vor allem bei PTF ergeben, die auf Grundlage relativ geringer Datenmengen oder für eine bestimmte Landnutzung erstellt wurden.

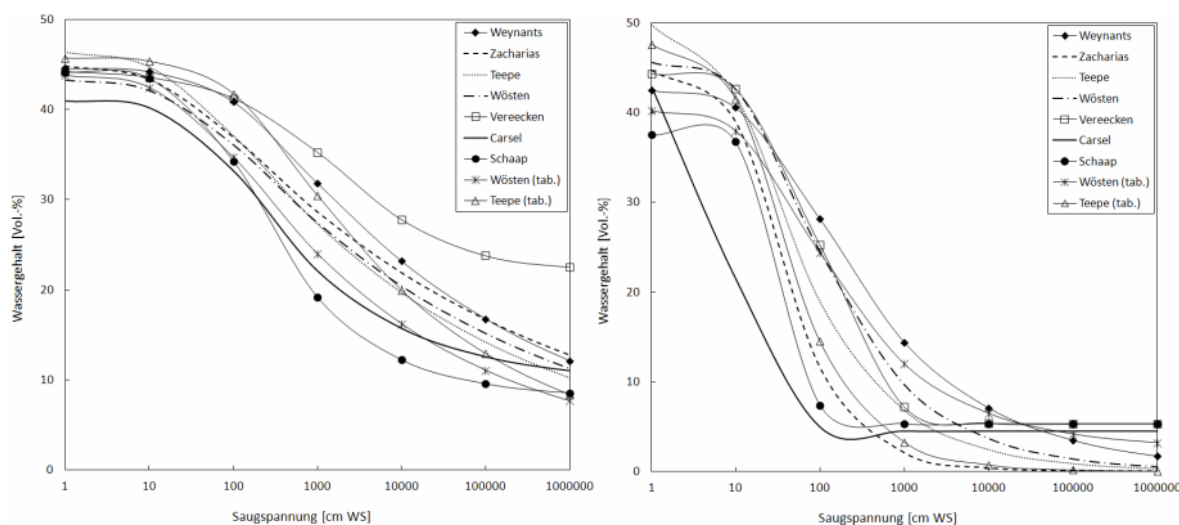


Abbildung 3.2: Mit Hilfe von Pedotransferfunktionen generierte pF-Kurven für Beispielböden; links: Lt2 (30 % Ton, 40 % Schluff, 30 % Sand, 4 % org. Ant., Dichte 1,4 g/cm³), rechts: Su2 (2% Ton, 18 % Schluff, 80 % Sand, 2% org. Ant., Dichte 1,3 g/cm³)

In RIEGER et al. (2010) wurde gezeigt, dass der Einsatz verschiedener PTF in einem hydrologischen Modell in den Simulationsergebnissen Abweichungen von über 25 % herbeiführen kann (Abbildung 3.3). Neben der Spitze wurde dabei auch der Verlauf der Ganglinie je nach Wahl der PTF deutlich beeinflusst.

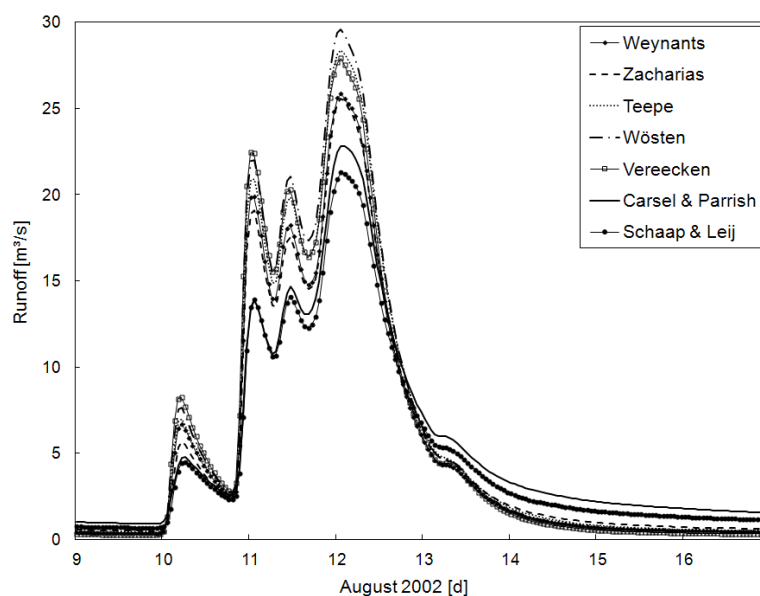


Abbildung 3.3: Simulationsergebnisse für ein zehnjährliches Hochwasserereignis (nördl. Teileinzugsgebiet der Windach, Pegel Greifenberg, 65 km²) unter Verwendung verschiedener Pedotransferfunktionen (RIEGER et al. 2010, verändert)

Im Hinblick auf die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen ist daher der Auswahl einer geeigneten PTF eine besondere Bedeutung beizumessen, da gerade bei den infiltrationsfördernden Maßnahmen die Bodenwasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone im Vordergrund steht.

3.2. Untersuchungsgebiete

Auf Grund der Zielsetzung dieser Untersuchung – die Quantifizierung der Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen mittels prozessorientierter Modellierung für ländlich geprägte mesoskalige Einzugsgebiete – wurde als Einzugsgebiet das der Windach, welches sich ca. 50 km westlich von München befindet, ausgewählt. Um die in Kapitel 3.1.2 angesprochenen Unsicherheiten in der Modellierung zu reduzieren und vor allem eine realitätsnahe Parametrisierung des Bodenmodells in WaSiM-ETH zu ermöglichen, wurden innerhalb des Windachgebietes hierfür notwendige Feldmessungen und zusätzlich Laboruntersuchungen durchgeführt.

3.2.1. Modellierungsgebiet

Das nördliche Teileinzugsgebiet der Windach wird südlich durch das gesteuerte Rückhaltebecken „Windachspeicher“ gespeist, mündet in die Amper und gehört damit zum Einzugsgebiet der Isar. Die Fließlänge zwischen Windachspeicher und Ampermündung beträgt ca. 18,5 km, das mittlere Gefälle 0,46 % und die Gebietsgröße 68 km² (Gesamteinzugsgebiet: 128 km²).

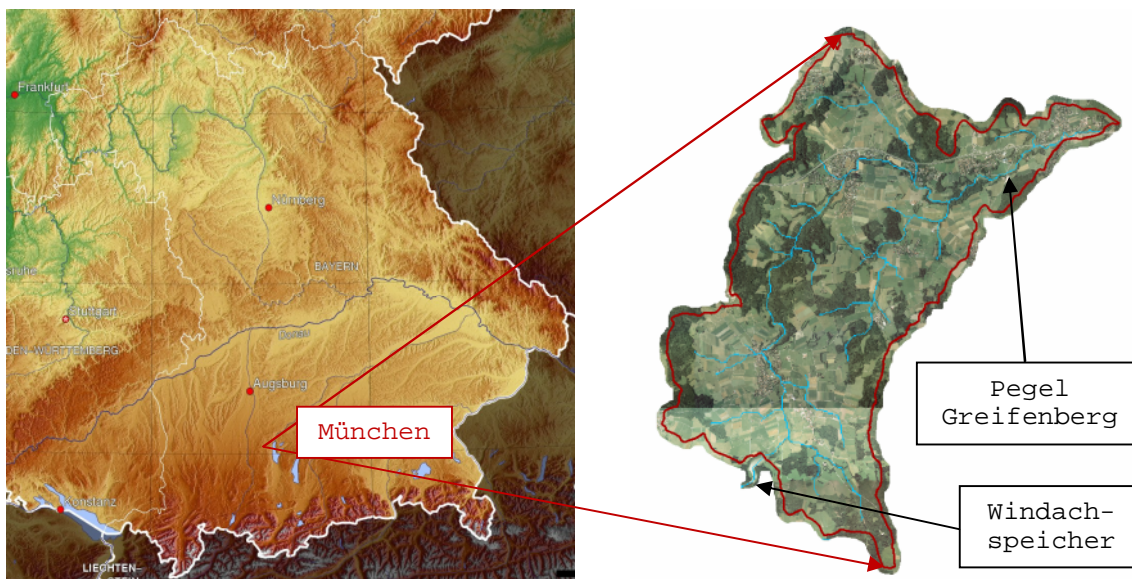


Abbildung 3.4: Nördliches Teileinzugsgebiet der Windach, Luftbild mit Gewässerstruktur, Windachspeicher und Pegel Greifenberg
(www.weltkarte.com/europa/deutschlandkarte.htm, Zugriff 06/2010)

3.2.1.1. Klima und Hydrologie

Die langjährige Jahresmitteltemperatur der dem Einzugsgebiet der Windach nächstgelegenen Wetterstation Westerschondorf liegt bei ca. 7,5 °C (Angabe des Deutschen Wetterdienstes 12/2010). Dabei ist die vorherrschende Hauptwetterlage West bis Nordwest, wodurch feuchte Luftmassen herangeführt werden. Durch die Lage im Voralpenland kommt es durch die aufgestauten und aufsteigenden Luftmassen daher meist zu orographischen Niederschlägen mit mittleren Jahressummen von knapp 1150 mm/Jahr (Angabe des Deutschen Wetterdienstes 12/2010). Die daraus resultierenden Abflüsse schwellen auf Grund der Alpennähe und dem damit verbundenen Gebirgsbachcharakter der Windach schnell an, woraus sich die in *Tabelle 3.6* aufgeführten Höchstwerte am Pegel Greifenberg ergeben, die zusätzlich vom Abgabevolumen des Windachspeichers abhängen.

Tabelle 3.6: Jährlichkeiten der Höchstabflüsse am Pegel Greifenberg (124,12 km²) und Werksabfluss Windachspeicher (60,32 km²) (www.hnd.bayern.de, Zugriff 12/2010)

Jährlichkeiten	Werksabfluss Windachspeicher	Pegel Greifenberg
HQ ₅	8 m ³ /s	28 m ³ /s
HQ ₁₀	11 m ³ /s	36 m ³ /s
HQ ₂₀	14 m ³ /s	45 m ³ /s
HQ ₅₀	18 m ³ /s	58 m ³ /s
HQ ₁₀₀	21 m ³ /s	70 m ³ /s

Weiterhin gibt es zwischen Windachspeicher und Ampermündung sieben Zuflüsse, die das Hochwassergeschehen der Windach maßgeblich beeinflussen, da sie in Summe je nach Ereignis die Hälfte des Gesamtabflussvolumens der Windach ausmachen (*Tabelle 3.7*). Beginnend vom Speicher sind dies Roßbach (4,8 km²), Harresbach (2,8 km²), Kehrgraben (4,3 km²), Saubach (5,0 km²), Moosbach (1,6 km²), Fischbach (7,6 km²), Schweinach (14,2 km²) und Langenmoosbach (1,4 km²). Der Flächenanteil ihrer Einzugsgebiete beträgt somit ungefähr ein Drittel des Gesamteinzugsgebiets der Windach und zwei Drittel des Modellierungsgebiets zwischen Werksabfluss Windachspeicher und Pegel Greifenberg. Verglichen mit dem Gesamtabfluss aus dem nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach ergibt sich dementsprechend ein Abflussanteil der genannten Windachzuflüsse von ungefähr zwei Dritteln.

Tabelle 3.7: Hochwasserscheitel der Windachzuflüsse für Hochwasserabflüsse verschiedener Jährlichkeiten am Pegel Greifenberg (BLASY & ØVERLAND 2004, verändert)

	HQ ₅ [m ³ /s]	HQ ₂₀ [m ³ /s]	HQ ₅₀ [m ³ /s]	HQ ₁₀₀ [m ³ /s]
Roßbach	0,83	1,00	1,18	1,46
Harresbach	0,59	0,61	0,83	0,80
Kehrgraben	0,96	1,46	1,79	1,66
Saubach	1,77	4,23	4,62	3,99
Fischbach	4,35	8,14	10,13	12,23
Schweinbach	4,47	8,43	10,65	12,94
Langenmoosbach	0,50	0,83	0,95	1,08

Während diese Windachzuflüsse im Rahmen der Flurbereinigung und zur Ableitung der Dränabflüsse umfassend begradigt und auf ca. 1,2 m - 1,5 m eingetieft wurden, ist die Windach selbst weitgehend unberührt.

3.2.1.2. Geologie und Böden

Die Topographie des Einzugsgebiets der Windach ist geprägt von der eiszeitlichen Jungmoränenlandschaft, welche durch 10000 Jahre alte Schmelzablagerungen der Würmeiszeit entstanden ist. Dadurch ist das Gebiet leicht wellig mit variierender Oberflächenstruktur und zahlreichen Senken, woraus sich ein recht feingliedriges Gewässernetz ergibt. Das Untersuchungsgebiet steigt von Norden (532 m ü.NN, Ampermündung) nach Süden (617 m ü.NN, Werksabfluss Windachspeicher) hin an und weist im Allgemeinen gering verwitterte Böden auf. Geologisch kann man das Einzugsgebiet in drei Teile gliedern:

- nördlich der Windach: überwiegend Moorböden (Ampermoos)
- westlich der Windach: sandige-kiesige-Moräne
- östlich der Windach: kiesige-schluffige-Moräne

Bei den vorkommenden Bodentypen handelt es sich gemäß Standortkundlicher Bodenkartierung 1:50000 (BGL 1986) vor allem um Parabraunerden, Pararendzina, Gleyböden und Niedermoore (*Abbildung 3.5*).

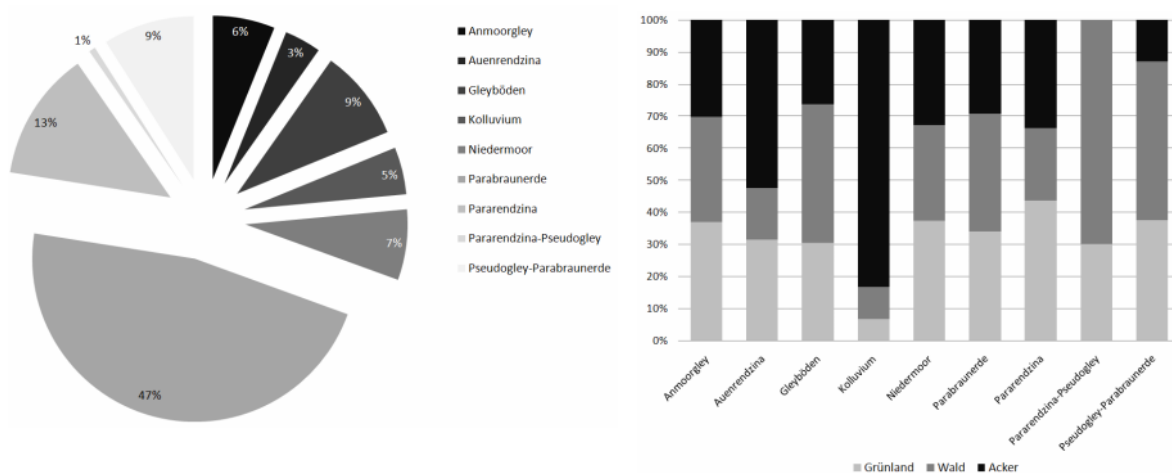


Abbildung 3.5: Verteilung der Bodentypen im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach gemäß Standortkundlicher Bodenkartierung; links: prozentuale Verteilung, rechts: Verteilung der Bodentypen auf die Hauptlandnutzungsformen Grünland, Acker und Wald

Der Leitbodentyp Parabraunerde zeichnet sich durch eine eher mittlere Durchlässigkeit aus, wobei diese regional und in Abhängigkeit der Landnutzung schwanken kann. Während es Grünlandstandorte auf nahezu allen Bodentypen im Windachgebiet gibt, befinden sich die Ackerflächen vorwiegend im Auenbereich an kolluvialen Standorten und Wälder hauptsächlich auf Gleyböden (Abbildung 3.5). Dies unterstützt die Annahme, dass Wälder häufig auf den ungünstigeren Bodenstandorten vorkommen, welche für die Landwirtschaft von geringerem Nutzen sind. Dadurch kann sich die Hochwasserschutzwirkung des Waldes relativieren (vgl. Kap. 2.2.1.3).

3.2.1.3. Landnutzung

Die Verteilung der Landnutzung bestätigt den ländlich geprägten Charakter des Windacheinzugsgebietes (Abbildung 3.6). Die dominierende Landnutzungsform ist die Grünlandnutzung und Weidewirtschaft, welche vor allem der Produktion von Futter für die Milchviehhaltung dient, wie es bei 90 % der Grünlandflächen in Bayern der Fall ist. Bei durchschnittlicher Nutzung – diese entspricht einer Befahrungintensität von 3 - 4 Schnitten pro Jahr – reduziert sich die Anzahl an verschiedenen Gräserarten auf 10 - 30 gegenüber einer extensiven Wiese mit über 80 Arten (StMLF 2003).

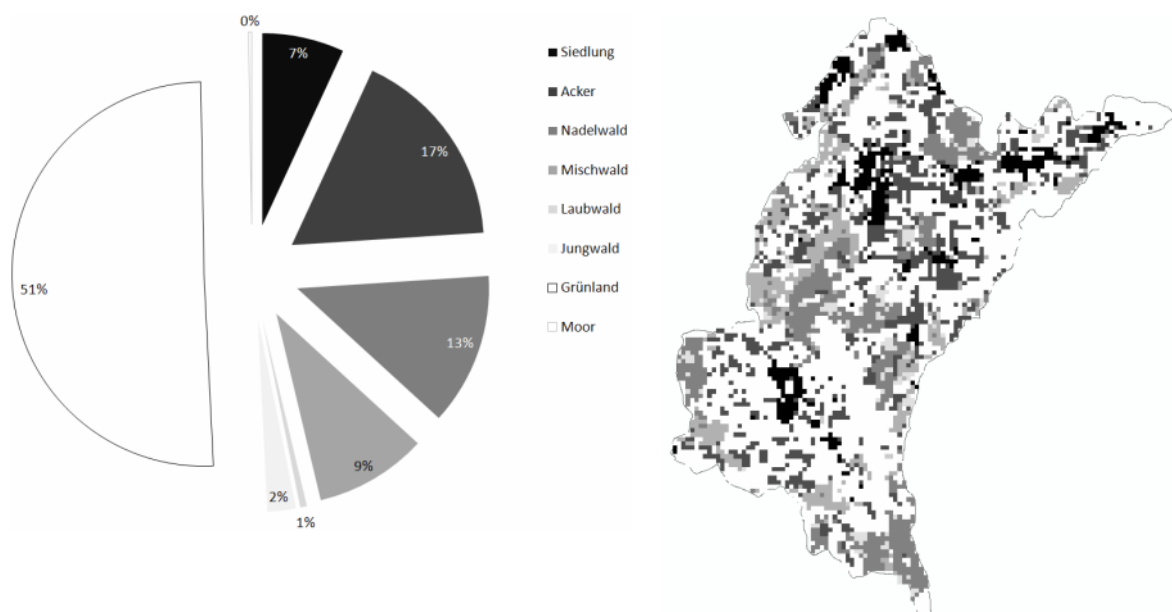


Abbildung 3.6: Verteilung der Landnutzung im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach gemäß ATKIS-Datensatz; links: prozentuale Verteilung, rechts: regionale Verteilung

Mit einem Anteil von ca. 25 % ist der Wald die zweitgrößte Landnutzungsform im Windachgebiet. Dabei entfällt ein sehr geringer Anteil auf reine Laubbestände mit Buche, Eiche und Ahorn sowie auf Esche, Ulme und Erle in den feuchten Niederungen und Auen. Die im Gebiet dominierende Baumart ist die Fichte, während weitere Nadelhölzer meist als eingestreute Einzelbäume oder Pflanzungen in Form von Lärchen-, Tannen oder Kieferbeständen vorkommen. Demnach sind auch bei den 9 % Mischwäldern und 2 % Jungwäldern Fichte und Buche die dominierenden Baumarten.

Gemäß den Statistiken zur bayernweiten Ackernutzung (www.statistik.bayern.de, Zugriff: 12/2009) wird auch im Windachgebiet auf den 17 % Ackerflächen vorwiegend Futtermais angebaut. Durch die Vervielfachung der Anzahl der Biogasanlagen innerhalb der letzten zehn Jahre in Bayern (RÖHLING & KEYMER 2006) wird der angebaute Mais vermehrt zur Beschickung der Biogasanlagen verwendet, wodurch zukünftig mit einer weiteren Zunahme der Maisflächen im Windachgebiet zu rechnen ist. Feldbegehungen ergaben, dass die Ackerflächen im nördlichen Windachgebiet hauptsächlich konventionell bewirtschaftet werden (Abbildung 3.7).



Abbildung 3.7: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche zum Maisanbau im nördlichen Einzugsgebiet der Windach

Im Untersuchungsgebiet wurden 1930 erste größere Dränmaßnahmen durchgeführt und im Rahmen der Flurbereinigung zwischen 1965 und 1975 intensiviert. Der Anteil an dränier-ten Flächen liegt seitdem bezogen auf das Gesamtgebiet bei etwa 11 % und bezogen auf die Ackerflächen bei etwa 50 % (SCHIRMER 2008). Die Dränmaßnahmen wurden in der Regel in einem Abstand von 10 m und einer Tiefe von ca. 1 m verlegt und in Dränplänen dokumentiert (Wasserwirtschaftsamt Weilheim, *Abbildung 3.8*). Durch Bodensetzungen geht man heute von einer Dräntiefe von ca. 0,8 m aus.

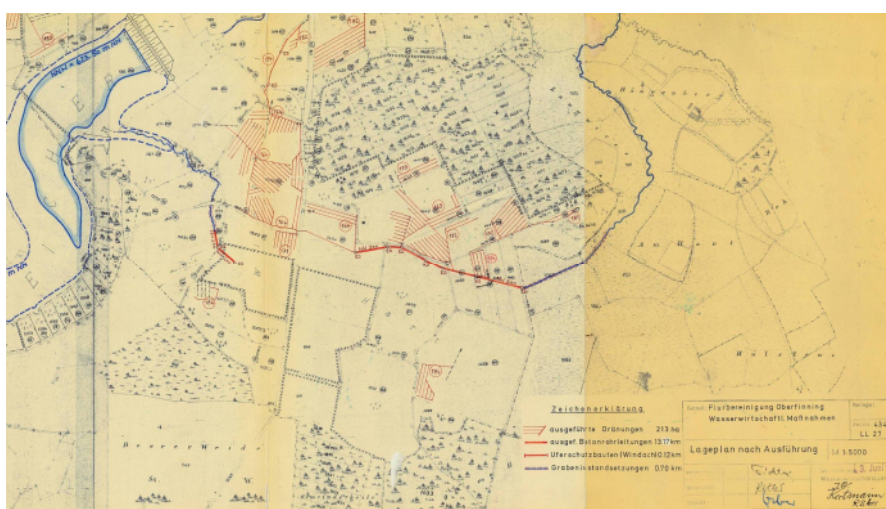


Abbildung 3.8: Drainageplan für das Gebiet östlich des Windachspeichers (Wasserwirtschaftsamt Weilheim)

Die Siedlungsflächen machen einen relativ geringen Anteil aus und beinhalten Ortschaften, einzelstehende Gehöfte, Industrie- und Gewerbeflächen sowie die vorhandene Infrastruktur.

3.2.1.4. Eignung für die Aufgabenstellung

Das nördliche Einzugsgebiet der Windach ist vor allem auf Grund der Landnutzung, Topographie und Gewässerstruktur geeignet, die Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen zu untersuchen.

Durch die wellige Struktur, das dichte Gewässernetz und das durchschnittene Gelände ergeben sich zahlreiche Möglichkeiten zur Schaffung dezentraler Retentionsräume. Ebenso bieten die derzeit begradigten Windachzuflüsse ein hohes Renaturierungspotential, da durch Sohlanhebung und Gefälleverringern ein frühzeitiges Überfluten der Vorländer ermöglicht werden kann. Weil diese Zuflüsse das Hochwassergeschehen der Windach maßgeblich beeinflussen, kann aus verschiedenen örtlichen Maßnahmen an den Windachzuflüssen eine überörtliche Wirkung für das Gesamtgebiet erzielt werden. Durch die dominierende Grünlandnutzung im Gebiet können diese Maßnahmen durchaus als realisierbar eingestuft werden, da Wiesenstandorte gegenüber Ackerflächen temporär überflutet werden können.

Da die vorliegenden Ackerflächen weitgehend konventionell bearbeitet werden, bietet sich die Untersuchung des Retentionspotentials der Maßnahme „konservierende Bodenbearbeitung“ in diesem Gebiet an. Zum deutlicheren Nachweis der Wirksamkeit des dezentralen Hochwasserschutzes auf Ackerstandorten und zur Übertragbarkeit der Ergebnisse in andere Gebiete ist es auf Grund der relativ geringen Ackerflächen im Windachgebiet sinnvoll, nach erfolgter Modellkalibrierung den Ackeranteil als Szenario im Modell zu erhöhen. Zusätzlich bietet das Untersuchungsgebiet auch die Möglichkeit, den Einfluss von Dränmaßnahmen auf Hochwasserabflüsse zu untersuchen.

Auf Grund vorliegender Rein- und Mischbestände kann sowohl der hochwassermindernde Einfluss von Waldumbaumaßnahmen als auch von Aufforstungen nachgewiesen werden.

Letztendlich bieten gute Landnutzungs- und Bodendaten, langjährige Abflussmessreihen, eine vorhandene Grundwassermessstelle und zahlreiche umliegende agrarmeteorologische bzw. Messstationen des Deutschen Wetterdienstes die Möglichkeit einer genauen Modellparametrisierung, -kalibrierung und -validierung.

3.2.2. Intensiv-Messgebiet

Physikalisch basierte Wasserhaushaltsmodelle berechnen den Bodenwasserhaushalt in der ungesättigten Bodenzone häufig unter Verwendung der RICHARDS-Gleichung. Grundlage hierfür sind Informationen zur gesättigten Leitfähigkeit und zur bodenfeuchteabhängigen Saugspannung, welche dem Verlauf der pF-Kurve entspricht (*Abbildung 3.9*). Diese gibt Aufschluss über die Porengrößenverteilung von Böden, ihre Wasserspeicherungs- und Sickerkapazität und ermöglicht eine Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion (HARTGE & HORN 1992). Weiterhin beschreibt sie die charakteristischen Kenngrößen des

Bodenwasserhaushalts: (nutzbare) Feldkapazität, Luftkapazität und permanenter Welkepunkt. Sie ist somit ein entscheidender Indikator für die Wasseraufnahmekapazität und Speicherfähigkeit von Böden und folglich für die sich einstellende Abflussbildung nach Niederschlagsereignissen.

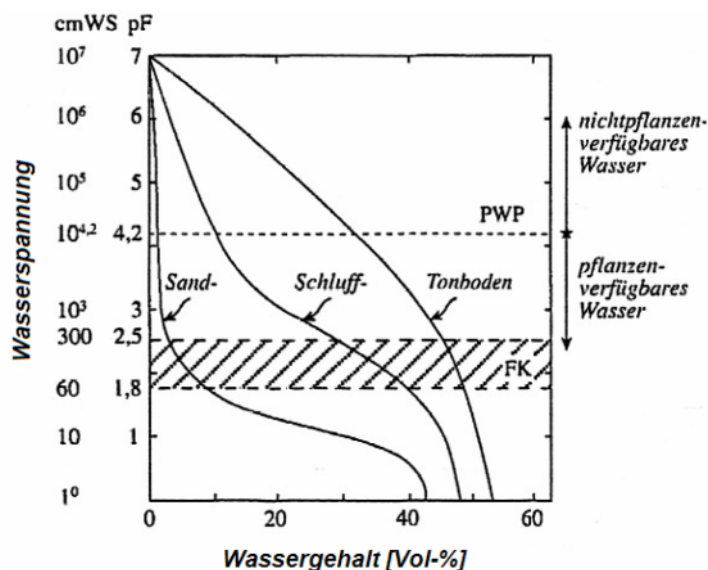


Abbildung 3.9: Typische pF-Kurven ausgewählter Bodenarten (SCHEFFER & SCHACHT-SCHABEL 2006)

Neben der vorliegenden Bodenart hat auch der Landnutzungstyp einen entscheidenden Einfluss auf die Abflussbildung. Der Grund hierfür ist neben dem vegetationsabhängigen Interzeptionsspeicher, der unterschiedlichen Transpiration und dem Verschlämmungsschutz vor allem die durch die Landnutzung beeinflusste Bodenstruktur auf Grund unterschiedlicher Durchwurzelung, biologischer Aktivität oder Verdichtung. Dadurch ist zu erwarten, dass sich an Standorten, die sich durch ihre Vegetation unterscheiden, trotz vorherrschender gleicher Korngrößenverteilung im Boden ein unterschiedlicher Verlauf der pF-Kurve und der Leitfähigkeitsfunktion einstellen kann.

Im Folgenden wird daher der Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsformen auf die bodenhydraulischen Eigenschaften, insbesondere auf den Verlauf der pF-Kurve, mittels Felduntersuchungen bestimmt. Im Windachgebiet kann dabei in die drei Hauptnutzungsarten Wald, Grünland und Ackerfläche unterschieden werden.

Die Messergebnisse der Felduntersuchungen dienen dann der prozessorientierten Modellierung, vor allem bei der Parametrisierung vorliegender Landnutzungs- und Bodenverhältnisse und der Modellierung solcher dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen, die die bodenhydraulischen Eigenschaften des Bodens beeinflussen, wie beispielsweise Aufforstungen. In physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodellen können so auf Grundlage der gewonnenen Messdaten die landnutzungsabhängigen Parameter für Boden und Vegetation in den Landnutzungs- und Bodentabellen definiert werden. Letztere enthalten je nach vorlie-

gendem Modellansatz neben der Makroporenparametrisierung und der gesättigten Leitfähigkeit die VAN GENUCHTEN-Parameter als Kenngrößen zur Beschreibung der bodenhydraulischen Verhältnisse. Diese bestimmen den Verlauf der pF-Kurve und der Leitfähigkeitsfunktion und werden in der Regel durch die Auswahl einer geeigneten Pedotransferfunktion (PTF) definiert, was je nach gewählter PTF großen Einfluss auf die Modellierungsergebnisse hat (vgl. Kap. 3.1.2.2).

Für die Felduntersuchungen im Windachgebiet ist somit ein hinsichtlich der Bodeneigenschaften für das Gebiet repräsentativer Standort zu wählen, welcher die drei Hauptlandnutzungsformen Grünland, Wald und Acker aufweist. Dort können mittels geeigneter Messtechnik die bodenhydraulischen Eigenschaften in Abhängigkeit der Landnutzung als Grundlage für die Modellierung ermittelt werden. Dabei sollten primär Daten zur Bodenfeuchte und zur Saugspannung erfasst werden, um hieraus pF-Kurven zu erstellen, auf deren Grundlage eine für das Gebiet geeignete PTF ausgewählt werden kann. Es ist notwendig, die Messungen in unterschiedlichen Tiefen durchzuführen, um beispielsweise die Auswirkungen einer möglichen Pflugsohle auf Ackerstandorten nachweisen zu können.

Zusätzlich ist es sinnvoll, die Ergebnisse der Feldmessungen durch Laboruntersuchungen zu verifizieren und zu ergänzen, weshalb im Messgebiet entsprechende Bodenproben an den einzelnen Messplots zu entnehmen sind.

Um das Messgebiet zusätzlich zur Kalibrierung des für das Gesamtgebiet eingesetzten hydrologischen Modells verwenden zu können, sollten sowohl die meteorologischen Eingangsgrößen und die Abflüsse mittels eines Messpegels kontinuierlich erfasst werden. Die Größe des Gebiets sollte dann eine Fläche von mehreren Hektar umfassen, um es im Modell für das Gesamtgebiet, das in der Regel rasterbasiert ist (z.B. 100 m x 100 m), als Teileinzugsgebiet nachweisen zu können.

3.2.2.1. Standortfindung

Vorauswahl anhand Bodenkarte

Die Zielstellung, den Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsformen auf bodenhydraulische Eigenschaften nachzuweisen, setzt Vergleichsmessungen an einem Standort voraus, der die drei Hauptlandnutzungsformen Grünland, Wald und Acker beinhaltet. Um die zur Erstellung von pF-Kurven erforderlichen Messdaten zu erhalten, werden sowohl Bodenfeuchtemesssonden als auch Tensiometer (vgl. Kap. 3.2.2.2) benötigt. Die Installation der Messtechnik wurde dabei in einer Tiefe von 30 cm und 60 cm unter Geländeoberkante (GOK) vorgesehen.

Als Grundlage für die anschließende Modellierung des Gesamtgebiets sollte der Standort hinsichtlich der Bodeneigenschaften repräsentativ für das gesamte Einzugsgebiet der Windach sein. Gemäß Kapitel 3.2.1.2 eignen sich als Messgebiet somit primär Standorte mit dem Bodentyp Parabraunerde. Letztendlich spielt auch die Bereitschaft der Eigentümer,

ihren Grund für die Versuchszwecke zur Verfügung zu stellen, eine Rolle.

Der ausgewählte Standort befindet sich im Teileinzugsgebiet des Saubachs im Westen des Windachgebiets. Mit Hilfe der Konzeptbodenkarte für Bayern (Stand 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt) und Luftbildern wurde in einer Voruntersuchung die grobe Lage des Messgebiets im Saubachgebiet ausgewählt. Gemäß der Bodenkarte war hier von relativ homogenen Bedingungen hinsichtlich der Verteilung des Leitbodentyps Parabraunerde auszugehen (*Abbildung 3.10*).

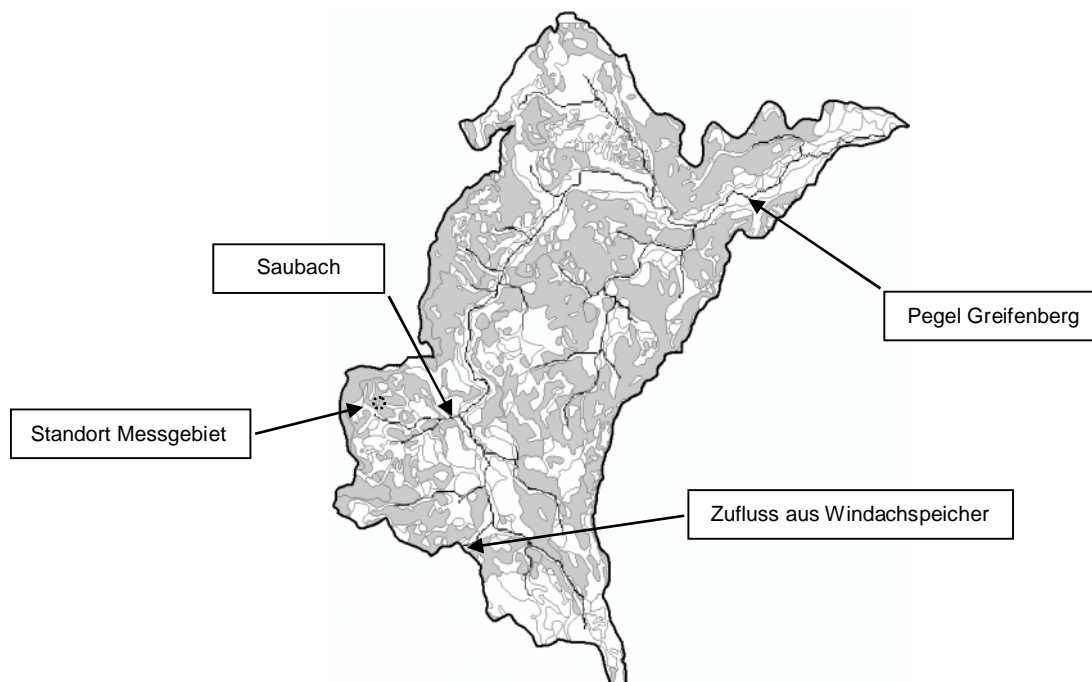


Abbildung 3.10: Standort des Messgebiets (gestrichelter Kreis) auf Grundlage der Konzeptbodenkarte für Bayern (KBK, Stand 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt); grau eingefärbt: Standorte, an denen laut KBK der Bodentyp Parabraunerde vorliegt

Folgende Faktoren sprachen für die Standortwahl:

- Es liegt eine flächige Verteilung des Bodentyps Parabraunerde gemäß der KBK vor.
- Am Standort stoßen die Landnutzungen Grünland, Acker und Wald aufeinander.
- Die Möglichkeit der Installation von Niederschlagsmesseinrichtungen ist am Standort gegeben.
- Die Installation einer Abflussmesseinrichtung am Saubach ermöglicht eine Modellierung und Bilanzierung des Messgebiets.
- Über das Wegenetz ist der Standort gut erreichbar.
- Die Zustimmung der Grundeigentümer liegt vor.



Abbildung 3.11: Messgebiet Saubach: Grünland (im Vordergrund), Acker (rechts im Bild) und Wald (im Hintergrund)

PÜRCKHAUER-Bohrstock-Analyse am Standort

Nach der Entscheidung für das Saubachgebiet erfolgten eingehende Untersuchungen, um genauere Kenntnisse über die vorliegenden Bodenverhältnisse zu gewinnen und potentielle Standorte für die Einrichtung der Messplots zu identifizieren.

Ziel dieser Untersuchungen war es, hinsichtlich ihres Aufbaus und der vorherrschenden Bodenarten möglichst vergleichbare Böden unter allen drei Nutzungsarten zu finden. Dabei wurden im ersten Schritt mit Hilfe einer Schlitzsonde (PÜRCKHAUER-Bohrstock) systematisch Bodenproben entnommen. Dieser vertikale Ausschnitt des vorliegenden Bodenprofils gab zunächst Aufschluss über die Horizontfolge. Bei der Probennahme wurde über das gesamte Gebiet ein Raster zur flächendeckenden Erfassung der existierenden Bodenverhältnisse gelegt (*Abbildung 3.12*). In Abständen von 10 - 20 Metern wurden 70 cm lange Proben ausgestochen, die damit die für die in 30 cm bzw. 60 cm unter GOK geplante Messtechnik erforderliche Tiefe aufweisen.

Insgesamt bereitete die Probennahme am Grünlandstandort im Vergleich zu den beiden anderen Landnutzungen die geringsten Schwierigkeiten, da sich die Sonde nahezu problemlos in den Boden treiben ließ. Im Gegensatz dazu fiel dies beim Ackerboden vor allem ab einer Tiefe von 25 cm - 30 cm sehr schwer, was Rückschlüsse auf eine mögliche Pflugsohle ziehen lässt. Im Wald blieb die organische Bodenauflage (oberste 5 cm) aus Nadeln und Streu in der Schlitzsonde kaum haften, was auf ihre geringe Dichte zurückzuführen ist. Mit zunehmender Tiefe allerdings bereiteten dichte Böden und großes Wurzelauftreten auch am Waldstandort große Schwierigkeiten bei der Probennahme.

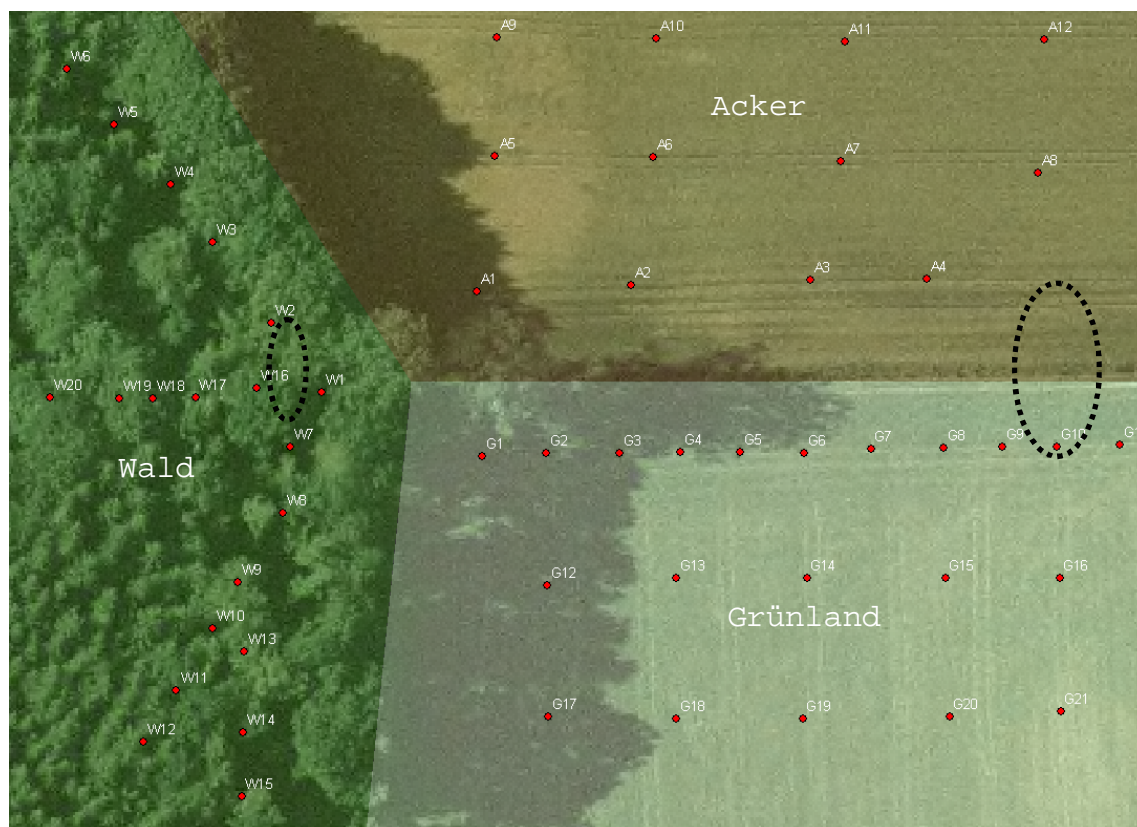


Abbildung 3.12: Untersuchungsraaster für die Entnahme der Bohrstock-Proben; gestrichelte Ellipsen: nach den Bodenanalysen ausgewählte Standorte für die Installation der Messtechnik im Boden

Die optische Prüfung der entnommenen Proben erlaubte neben der Aussage zum Bodenprofil erste Einschätzungen bezüglich Kornzusammensetzung und organischem Anteil (dunkle Färbung). Proben, die auf Grund hoher Grobkorn- bzw. Kiesanteile oder ihrer Färbung sehr deutlich von den umliegenden Proben abwichen, konnten als ungeeignet verworfen werden, da sie offensichtlich nicht dem Leitbodentyp entsprachen. Im weiteren Verlauf wurden die verbliebenen Proben hinsichtlich optisch erkennbarer Schichtgrenzen in ihre Horizonte unterteilt, die wiederum als insgesamt 101 Einzelproben für die weitere Laboranalyse jeweils separat verpackt wurden.

Fingerprobe und Schlämmanalyse

In einer Studie (WILSBERG, 2010) wurde mit den Einzelproben die Fingerprobe gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA05, BfGR 2005) durchgeführt. Über die Körnigkeit, Bindigkeit und Formbarkeit lässt sich dabei die Kornzusammensetzung der Probe abschätzen, welche mit Hilfe des Bodenartendiagramms auf die jeweilige Bodenart schließen lässt (Abbildung 3.13).

Das Ergebnis der Fingerprobe war die überwiegende Einstufung der Proben in schluffigen Lehm (Lu) oder mittelschluffigen Ton (Tu3) mit meist schwachen Sandanteilen. Vor allem in den oberen Schichten wurde vereinzelt schwach- bis mitteltoniger Lehm (Lt2, Lt3) fest-

gestellt, in den jeweils unteren Schichten teilweise sandiger Lehm (Ls2, Ls3).

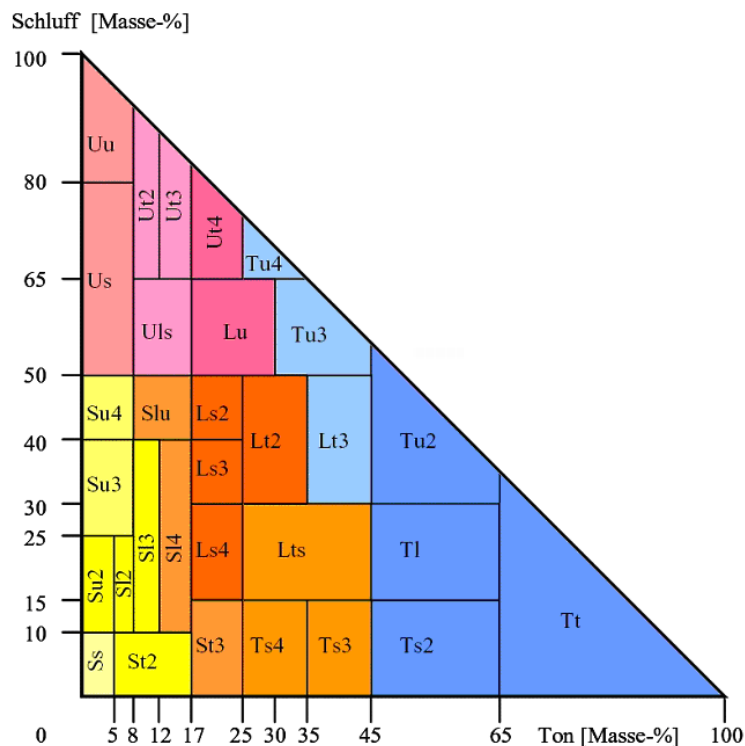


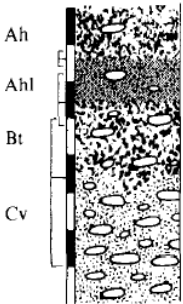

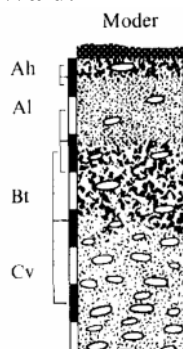

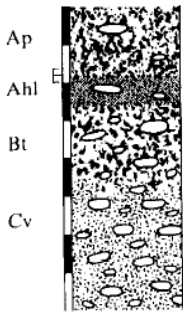

Abbildung 3.13: Bodenartendiagramm (BFGR 2005)

Das Zusammenführen dieser Einzelproben ergab nun für jeden Punkt, an dem eine PÜRCKHAUER-Probe entnommen worden war, die Gliederung in die Bodenhorizonte, woraus sich wiederum Rückschlüsse auf den jeweiligen Bodentyp ziehen ließen. Aus dem Vergleich dieser Bodentypen gingen vier Standorte je Landnutzung hervor, die in ihrem Aufbau und in ihrer Kornzusammensetzung sehr ähnlich waren und daher einer Schlämmanalyse unterzogen wurden, um die Ergebnisse der Fingerprobe zu bestätigen bzw. zu verfeinern.

Die Schlämmanalyse nach KÖHN (DIN ISO 11277) wurde mit dem vollautomatischen Messgerät „Sedimat“ der Firma UGT durchgeführt. Das Ergebnis der Schlämmanalyse zeigte bei vielen Proben eine leichte Unterschätzung der Tonanteile durch die Fingerprobe auf. Vor allem die zuerst als „schluffiger Lehm“ eingestuft Proben verschoben sich in den tonigeren Bereich (von Lu zu Lt2 und Lt3). Eine Gegenüberstellung der Ergebnisse ist beispielhaft in *Tabelle 3.8* zu sehen.

Die Tabellenwerte zeigen Bodenproben aus allen drei verschiedenen Landnutzungsformen, die hinsichtlich ihres Bodenaufbaus eine gute Übereinstimmung untereinander aufweisen. Betrachtet man die Horizontabfolge, so ergeben sich bei diesen Böden deutliche Parallelen zum Bodentyp Parabraunerde gemäß Standortkundlicher Bodenkarte (BGL 1986). Insgesamt liegen die Tonanteile aber etwas höher als es die Standortkundliche Bodenkarte vorgibt.

Tabelle 3.8: Vergleich der Probenanalyse mit den Werten der Standortkundlichen Bodenkarte für Bayern (BGL 1986) für den Bodentyp Parabraunerde; im Untersuchungsgebiet wurden Ah- und Al-Horizont zusammengefasst; n steht für die Anzahl der Proben je Landnutzung; Standortbezeichnung gem. Abb. 3.12

Standortkundliche Bodenkarte (BGL 1986)				Untersuchungsgebiet		
Typischer Bodenaufbau	Typische Horizontfolge	Mächtigkeit [cm]	Typische Bodenarten	Tatsächl. Mächtigkeit	Fingerprobe	Schlamm-Analyse
Grünland:				(n = 21, Standort G10)		
	Ah	bis 14	Lt2	0 - 19	Lu	Lt3
	Ahl	14 - 26	Lu			
	Bt	26 - 46	Lt2	19 - 49	Lu/Tu3	Lt3
	Cv	ab 46	Lus	ab 49	Tu3	Lt3
						
Wald:				(n = 20, Standort W16)		
	O (Auflagehumus)	--	--			
	Ah	0 - 5	Uls	0 - 21	Lu	Lu
	Al	5 - 22	Ls2			
	Bt	22 - 43	Lt	21 - 49	Tu3	Lt2
	Cv	ab 43	Lus	ab 49	Lt2	Lt2
						
Acker:				(n = 12, Standort A8)		
	Ap	bis 18	Lt2	0 - 22	Lu	Lt2
	Ahl	18 - 26	Lu			
	Bt	26 - 46	Lt2	22 - 46	Lu	Lt2
	Cv	ab 46	Lus	ab 46	Lu/Tu3	Lt3
						

Auswahl der Messplots

Unterteilt in die drei Bodenhorizonte A, B und C stellt *Abbildung 3.14* die räumliche Verteilung der Bodenarten dar, wie sie sich einerseits aus den Felduntersuchungen ergab und andererseits in der Konzeptbodenkarte für Bayern (KBK, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Stand 2007) mit der Horizontfolge gemäß Standortkundlicher Bodenkartierung (BGL

1986) dokumentiert ist. Zu beachten ist, dass sich in den Abbildungen die Landnutzung Wald links, Acker oben rechts und Grünland unten rechts befindet (vgl. *Abbildung 3.12*).

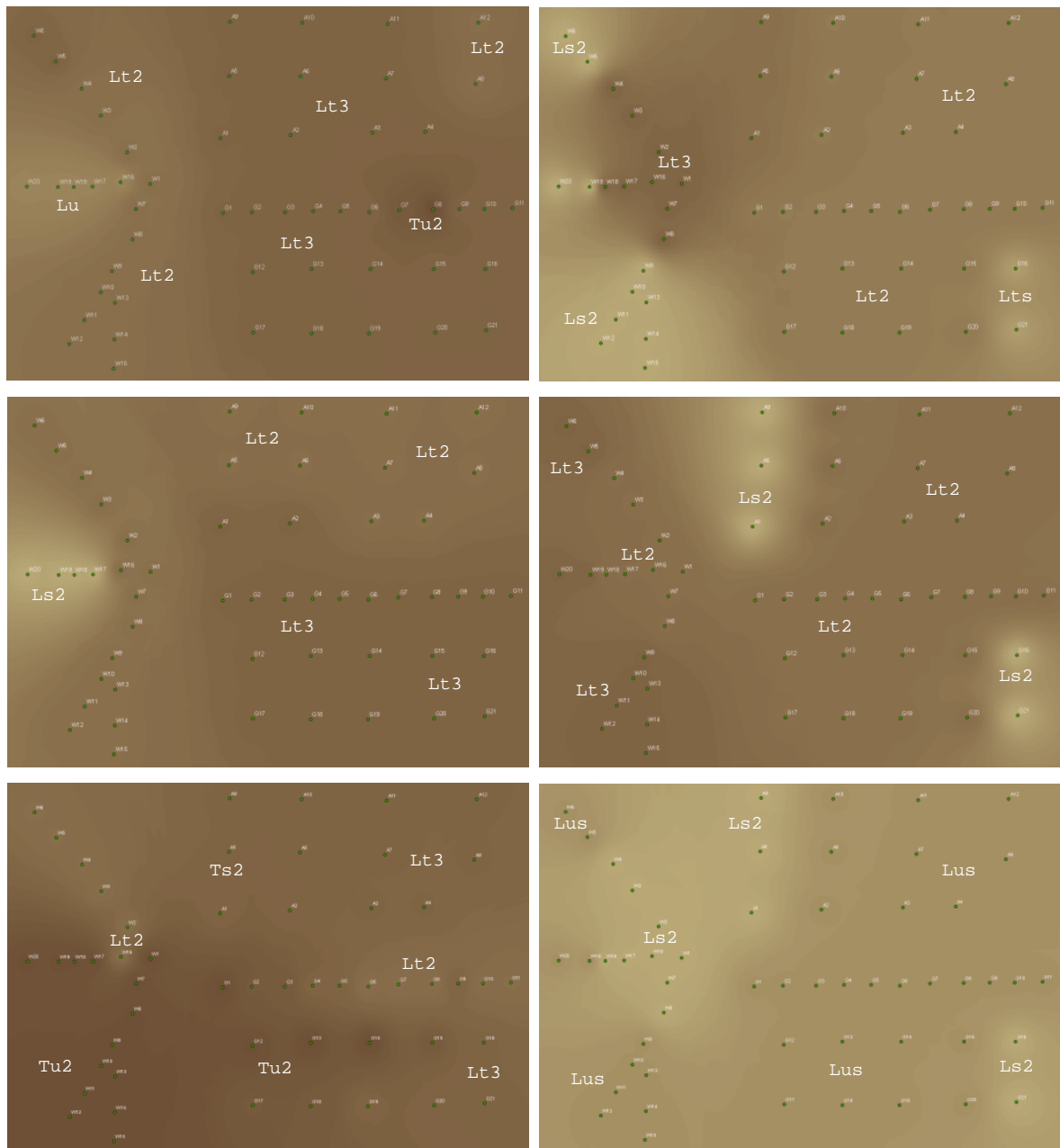


Abbildung 3.14: Vergleich der räumlichen Verteilung der Bodenarten in den einzelnen Bodenhorizonten (oben: A-Horizont, Mitte: B-Horizont, unten: C-Horizont) gemäß Felduntersuchung (links) und KBK bzw. Standortkundlicher Bodenkarte (rechts)

Auch hier ist klar erkennbar, dass die realen Tonanteile gegenüber den in der Bodenkarte aufgeführten deutlich höher liegen und Übereinstimmungen nur bedingt gegeben sind. Vor dem Hintergrund, dass in den meisten Untersuchungen ausschließlich Bodenkarten wie die KBK die Basis für die Modellrechnungen bilden, werden durch diesen Vergleich die Unsi-

cherheiten sehr deutlich, die sich aus der Bodenparametrisierung von Niederschlag-Abfluss- und Wasserhaushaltsmodellen ergeben. Dies zeigt sich vor allem im C-Horizont, wo in der Realität Tonböden bis sehr tonige Lehm Böden vorliegen, während die Konzeptbodenkarte sandige Lehm Böden vorgibt. Nach CARSEL & PARRISH (1988) haben damit die Böden im C-Horizont laut Bodenkarte eine 17-fach höhere gesättigte Leitfähigkeit als es tatsächlich der Fall ist.

Für die Auswahl der Messplots wurden die realen Messwerte verwendet (*Abbildung 3.14*, linke Spalte). Gemäß der Zielsetzung, annähernd gleiche Böden je Landnutzung für die Messungen auszuwählen, um die Messunterschiede auf die Einflüsse der unterschiedlichen Landnutzung zurückführen zu können, ergaben sich schließlich die Standorte für die Messplots, wie sie in *Abbildung 3.12* markiert sind.

Vor allem im Wald gestaltete sich die Auswahl des Standortes recht schwierig, weil im Westen hauptsächlich sandige Lehm Böden vorlagen (B-Horizont) und im Süden vermehrt Tonböden (C-Horizont), was bei den anderen beiden Landnutzungsformen nicht der Fall war. Lediglich am ostwärtigen Waldrand konnte eine homogene Horizontabfolge von leicht tonigen Lehm Böden identifiziert werden, die auch in ähnlicher Form an der Grenze zwischen Grünland und Acker am ostwärtigen Rand des Messgebietes zu finden war. Näher am Wald konnten die Standorte nicht gewählt werden, da die Böden dort zum Teil zu tonig waren (Grünland: A- und C-Horizont, Acker: C-Horizont).

Die gewählten Standorte boten neben der homogenen Bodenartenverteilung den zusätzlichen Vorteil, dass für Grünland und Acker eine gemeinsame Stromversorgung installiert werden konnte und die Speisung der Messplots im Wald durch ein Solarpanel am Waldrand mit einer relativ kurzen Kabelverbindung gewährleistet war.

Zusammenfassend lässt sich die Horizontabfolge an den ausgewählten Messplots je Landnutzung wie folgt darstellen (*Tabelle 3.9*).

Tabelle 3.9: Ergebnisse der Voruntersuchungen hinsichtlich des Bodenaufbaus an den Messplots im Messgebiet Saubach

Horizontfolge	Mächtigkeit	Grünland	Wald	Acker
Auflagehumus	ca. 5 cm	-	ja	-
A	bis ca. 20 cm	Lt3	Lt2	Lt3
B	20 cm - 45 cm	Lt3	Lt2	Lt2
C	ab 45 cm	Lt2	Lt2	Lt2

Die Regionalisierung der Messergebnisse dieses Standorts auf das Gesamtgebiet kann nur als grobe Abschätzung angesehen werden, da bereits dieses begrenzte Gebiet eine deutliche Heterogenität der Böden in vertikaler und horizontaler Verteilung aufweist. Da laut Bodenkartierung im Windachgebiet jedoch großräumig der Bodentyp Parabraunerde vorliegt, ist eine Modellparametrisierung auf Grundlage der im Saubachgebiet erhobenen Daten sinnvoll. Dadurch ist es weiterhin möglich, die Tabellen- und Literaturwerte, die der Modellierung neben den Messdaten zu Grunde gelegt werden, zu verifizieren und für das

Untersuchungsgebiet einzuschränken.

Hierfür wurden an den Standorten der geplanten Messplots zusätzlich weitere (ungestörte) Proben entnommen, die anschließend im Labor hinsichtlich ihrer bodenhydraulischen Eigenschaften wie gesättigte Leitfähigkeit, Bodendichte, organische Anteile und pF-Kurve untersucht wurden.

3.2.2.2. Messtechnik

Planung

Nach der Festlegung der Standorte für die Messplots zielten die folgenden Überlegungen darauf ab, in welcher Anordnung, Anzahl und Messtiefe die Messgeräte installiert werden sollten. Dabei erfolgten Planung und Erstellung des Messgebiets im Rahmen der Arbeiten von KIEBLING (2010) und WILSBERG (2010).

Ein identischer Messaufbau an allen Plots erschien sinnvoll, um die Vergleichbarkeit zwischen den drei Landnutzungsarten zu gewährleisten. Die Tiefen, in denen die Messungen erfolgen sollten, waren bereits im Voraus auf 30 cm und 60 cm festgelegt worden. In vergleichbaren Projekten mit Bodenfeuchtemessungen waren ähnliche Tiefen gewählt und dabei gute Ergebnisse erzielt worden (z.B. MORGENSTERN 2007). Weiterhin sollten die bodenhydraulischen Besonderheiten einer möglichen Pflugsohle im Acker erfasst werden, die in der Regel in einer Tiefe von 25 cm - 30 cm anzutreffen ist. Durch vergleichende Messungen in 60 cm unter GOK sind Potentialunterschiede zwischen beiden Tiefen feststellbar, wodurch Wasserbewegungen hinsichtlich Richtung und Geschwindigkeit nachgewiesen werden können. Die Anzahl der Messgeräte wurde für die sechs Standorte – zwei Messplots je Landnutzung – auf jeweils zwei Tensiometer (30 cm und 60 cm Tiefe) und zwei TDR-Sonden pro Standort festgelegt (*Abbildung 3.15*). Damit standen zur Messung von Saugspannung und Wassergehalt insgesamt zwölf Tensiometer und zwölf TDR-Sonden zur Verfügung.

Die Speicherung der Messergebnisse wurde über insgesamt zwei Datenlogger ermöglicht. Zur unabhängigen Stromversorgung wurde die nötige elektrische Energie über Solarzellen und Akkus bereitgestellt.

Um die Grünlandfläche auch während der Datenerhebungen uneingeschränkt befahren und bewirtschaften zu können, wurden über den beiden Messpunkten ebenerdig Stahlplatten eingebaut, die die auftretenden Lasten aufnehmen können. Bei den Kabelverbindungen zwischen Datenlogger und Messpunkten wurde speziell auf den Ackerstandorten darauf geachtet, sie in einer Tiefe von mindestens 40 cm zu verlegen. So konnten Pflugarbeiten weiterhin problemlos durchgeführt werden.

Zusätzlich wurden im Gebiet Messeinrichtungen zur Erfassung der meteorologischen Daten Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Luftfeuchte und Strahlung auf der Freifläche sowie Niederschlagssammler im Wald installiert. Hierdurch konnten die meteorologischen Rahmenbedingungen in die Bewertung der bodenhydraulischen Eigenschaften

mit einfließen und das Interzeptionspotential des Waldstandortes abgeschätzt werden.

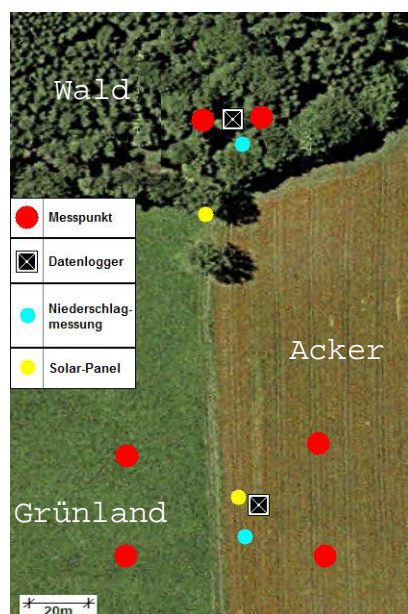


Abbildung 3.15: Räumliche Verteilung der Messtechnik auf den drei Landnutzungsformen im Saubachgebiet

Messtechnik zur Erfassung des Bodenwasserhaushalts

Im Messgebiet wurde der Bodenwassergehalt mittels TDR-Verfahren (Time Domain Reflectometrie) bestimmt, das auf der Bestimmung der Dielektrizitätszahl ϵ (DEZ, Permittivität oder dielektrische Leitfähigkeit) eines Bodens basiert. Da Wasser eine DEZ von etwa $\epsilon = 80$, Boden von $\epsilon = 3 - 5$ und Luft von etwa $\epsilon = 1$ aufweist (SMITH & MULLINS 1991), kann eine Zunahme der DEZ auf einen höheren Bodenwassergehalt zurückgeführt werden.



Abbildung 3.16: Handelsübliche TDR-Sonde (Firma UGT)

TDR-Sonden erfassen nach Ausstoß eines hochfrequenten elektronischen Spannungsimpulses die Ausbreitungsgeschwindigkeit c bzw. die Laufzeit t der elektromagnetischen Welle entlang des Sensors, die sowohl vom Leiter, als auch vom umgebenden Material abhängt (DISSE 1995). Hieraus errechnet sich die relative Dielektrizitätszahl ϵ_r des Materials über:

$$\epsilon_r = \frac{1}{\mu_r} \cdot \left(\frac{c_0 \cdot t}{2 \cdot l} \right)^2$$

Formel 3-2

mit:

ϵ_r	relative Dielektrizitätszahl des Materials [-]
μ_r	relative magnetische Permeabilität [-], bei Boden $\mu_r = 1$ (DISSE 1995)
c_0	Lichtgeschwindigkeit im Vakuum [m/s]
t	Laufzeit [s]
l	Länge des Leiters = Sondenlänge [m]

Es ergibt sich der Wassergehalt θ_v in Abhängigkeit der relativen Dielektrizitätszahl ϵ_r (TOPP et al. 1980):

$$\theta_v = -0.053 + 0,29 \cdot \epsilon_r - 5,5 \cdot 10^{-4} \cdot \epsilon_r^2 + 4,3 \cdot 10^{-6} \cdot \epsilon_r^3 \quad \text{Formel 3-3}$$

Des Weiteren wurden zur Erfassung der Saugspannung Tensiometer eingesetzt (Abbildung 3.17). Diese besitzen eine keramische Zelle mit einem maximalen Porendurchmesser von $1 \mu\text{m}$, über die der Wasseraustausch zwischen Tensiometer und Boden erfolgt, sofern die keramische Zelle in direktem Kontakt zum Bodenwasser steht. Bei sinkendem Wassergehalt des Bodens (Austrocknung) fließt Wasser aus dem Tensiometer in den Boden. Der resultierende Unterdruck entspricht der vorhandenen Saugspannung des Bodens (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Ebenso können Überdrücke, d.h. erhöhter Grundwasserspiegel oder vollständige Sättigung des Bodens, gemessen werden.



Abbildung 3.17: Handelsübliches Tensiometer (Firma UGT)

Der üblicherweise horizontale Einbau der Messinstrumente in Schürfen konnte nicht erfolgen, da hierdurch die Einschränkungen von Nutzung und Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen zu groß gewesen wären. Daher wurde eine Lösung entwickelt, die einen schrägen Einbau der Instrumente vorsah (Abbildung 3.18). Der Flächenverbrauch konnte bei dieser Variante vergleichsweise in Grenzen gehalten werden. Zum Schutz der Instrumentenköpfe und der Kabelverbindungen an den Messpunkten wurden vorgefertigte Abdeckungen aus Kunststoff über allen Punkten installiert. Die befahrbaren Stahlabdeckungen auf den Grünlandstandorten erforderten ein zusätzliches Absenken der Kunststoffdeckel unter Geländeoberkante.

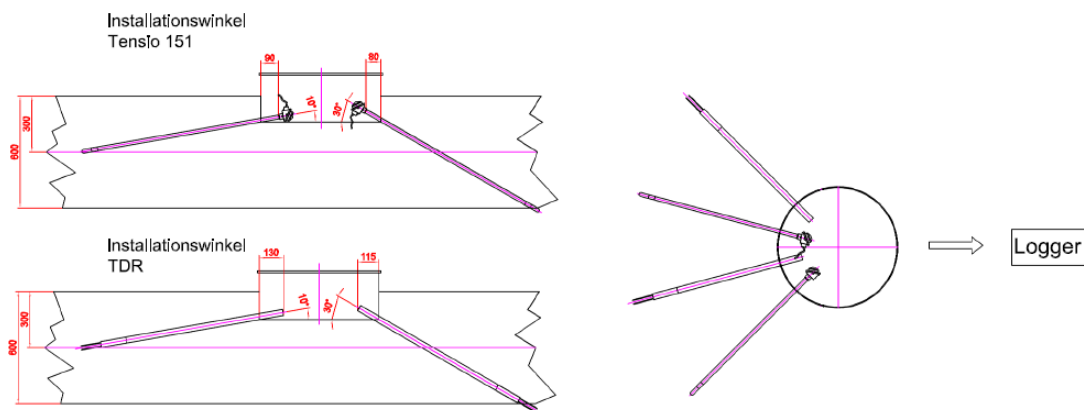


Abbildung 3.18: Räumliche Verteilung der Messtechnik auf den drei Landnutzungsformen im Saubachgebiet (Firma UGT 2009)

Im Wald wurde von diesem Konzept geringfügig abgewichen, da dort der Einbau der TDR-Sonden auf Grund des größeren nutzbaren Raums senkrecht erfolgte (Abbildung 3.19). Dabei ist zu beachten, dass auf Grund der Sondenlänge ein tiefengemittelter Wert erhalten wird, was bei der Installation berücksichtigt wurde. Die Messpunkte wurden je Landnutzung in einem Abstand von ca. 5 - 10 m voneinander angeordnet.



Abbildung 3.19: Messanordnung im Wald (andere Landnutzungen vergleichbar)

Messtechnik zur Erfassung der meteorologischen Eingangsdaten

Im Untersuchungsgebiet erfolgt die Niederschlagsmessung sowohl auf dem freien Feld zwischen Acker und Grünland als auch im Wald. Zusätzlich werden auf der Freifläche die meteorologischen Größen Luftfeuchte, Temperatur, Strahlung und Windgeschwindigkeit gemessen. Hierfür dient die Kompaktwetterstation i-Metos der Firma Pessel (Abbildung 3.20), die ein Ombrometer, ein Schalensternanemometer, einen kapazitiven Drucksensor,

ein Hygrometer, das kombiniert mit dem Thermogebler unter einem Schutzgehäuse angebracht ist, und ein Pyranometer enthält. Die Wetterstation zeichnet halbstündlich die Daten auf und verfügt über eine online-Datenübertragung.



Abbildung 3.20: Kompaktwetterstation i-Metos (Firma Pessel)

Zur Erfassung der Niederschläge im Wald wurde dort ebenfalls ein Ombrometer (Auffangfläche 200 cm², Höhe 1 m) installiert (*Abbildung 3.19*). Zusätzlich ergibt sich auf Grund der Nähe zur i-Metos-Klimastation die Möglichkeit, die Interzeptionsfähigkeit des Waldstandortes zu überprüfen. Diesen Zweck verfolgen ebenfalls drei Totalisatoren, die zusätzlich im Wald aufgestellt wurden, um die regionalen Unterschiede beim Bestandsniederschlag in Abhängigkeit der Baumüberdeckung zu erfassen. Die Totalisatoren wurden von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft mit einer größeren Messfläche (314 cm²) und einem besonderen Filtereinsatz speziell für Waldstandorte entwickelt. Angeordnet wurden sie unter dichtem bzw. lockerem Fichtenreinbestand sowie unter Buchenbestand (*Abbildung 3.21*).



Abbildung 3.21: Anordnung der Totalisatoren in der Waldfläche des Messgebiets; links: dichter Fichtenbestand, Mitte: Buchenbestand, rechts: lockerer Fichtenbestand

Erfassung des Abflusses

Durch kontinuierliche Abflussmessung wurde gewährleistet, dass das Intensiv-Messgebiet bilanziert und auch für Kalibrierzwecke herangezogen werden konnte. Die Installation der Messeinrichtung führte zu einem Teileinzugsgebiet mit einer Fläche von $A_{EZG} = 1,53 \text{ km}^2$, das die o.g. Messeinrichtungen umschloss (Abbildung 3.22).

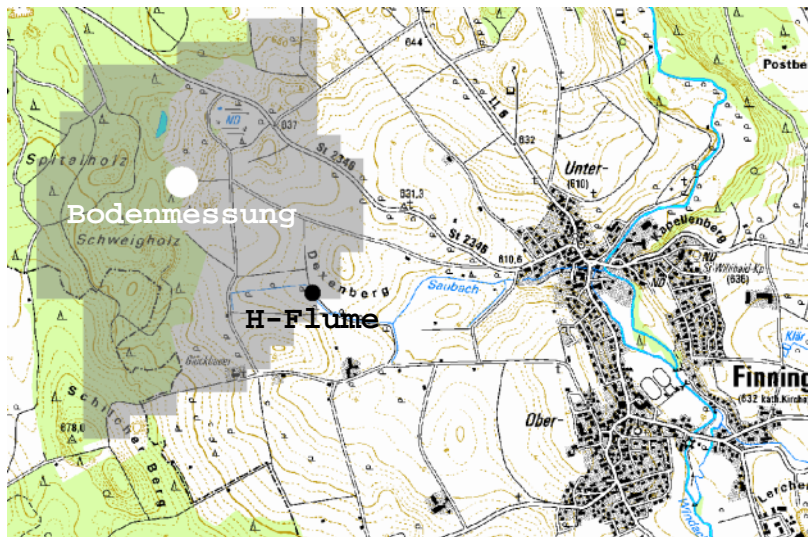


Abbildung 3.22: Standorte der Messtechnik und dazugehöriges Teileinzugsgebiet ($A_{EZG} = 1,53 \text{ km}^2$) im Saubachgebiet

Der Abfluss wird in der Regel entweder durch Herbeiführen der kritischen Fließgeschwindigkeit, z.B. durch eine Verengung des Gerinnes, oder unter Nutzung eines freien Überfalls mit Hilfe eines Messwehres gemessen.

Letztere Methode wurde im Untersuchungsgebiet in Form des sogenannten H-Flume (UGT 2009, Abbildung 3.23) verwendet. H-Flumes wurden ursprünglich entwickelt, um ein breites Spektrum an Abflüssen, beispielsweise Hoch- oder Niedrigwasserperioden, zu messen, aber auch um landwirtschaftliche Wasser- und Schneeschmelzabflüsse oder Abflüsse von industriellen Prozessen zu erfassen. Damit eignet sich dieses Instrument sehr gut zur Messung advektiver und konvektiver Hochwasserabflüsse in kleinen ländlich geprägten Einzugsgebieten.

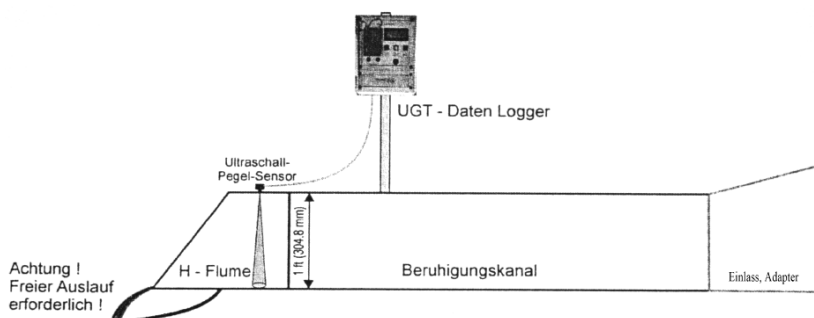


Abbildung 3.23: Aufbauskitze des H-Flumes (UGT, 2009)

Beim H-Flume dient ein Beruhigungskanal der gleichen und wellenfreien Wasserstandsverteilung über die Breite des Flumes. Dieser konnte im Messgebiet auf Grund geringer Turbulenzen relativ kurz gehalten werden. Bevor das Wasser über den trapezförmigen Auslass des Flumes zurück in den Bachlauf gelangt, wird der Wasserstand mit einem Ultraschallsensor ermittelt. Dieser misst die Distanz zwischen Sensor und Wasseroberfläche, wobei sich die Überfallhöhe aus der Differenz zwischen ermittelter Distanz und Gesamthöhe des Flumes ergibt.

Anhand der geometrischen Daten des H-Flumes und des gemessenen Wasserstandes beim Überfall wird der Abfluss wie folgt ermittelt (AIGNER 2008):

$$Q = \frac{2}{3} \mu \cdot b_w \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot h_{\ddot{u}}^{1,5} \cdot \left(1 + \frac{4 \cdot h_{\ddot{u}}}{b'} \right) \quad \text{Formel 3-4}$$

mit:

Q = Durchfluss [m^3/s]

μ = Überfallbeiwert [-]

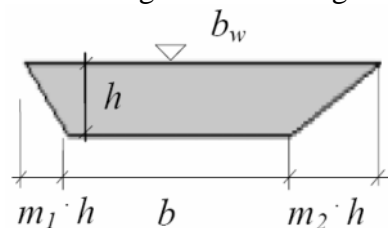
b_w = Breite des Überfalls [m]

g = Erdanziehung [m/s^2]

$h_{\ddot{u}}$ = Überfallhöhe [m]

$b' = \frac{b}{m}$, mit $m = \frac{m_1 + m_2}{2}$ (m = Böschungsbreite in Abh. von h)

Variablen gem. Abbildung:



Zur Installation des H-Flumes war eine Begradigung des Bachbettes sowie das Abtragen der Böschung des Baches erforderlich. Nach dessen Platzierung wurde der Raum zwischen H-Flume und Bachböschung wieder zugeschüttet, so dass letztere mit der Außenseite des H-Flumes abschloss. Zusätzlich wurde mit Hilfe von Holzpflocken, an denen Erdreich angehäuft wurde, ein Einlauf zum H-Flume geformt. Damit war gewährleistet, dass der gesamte Abfluss des Baches auch durch den H-Flume fließt (Abbildung 3.24).

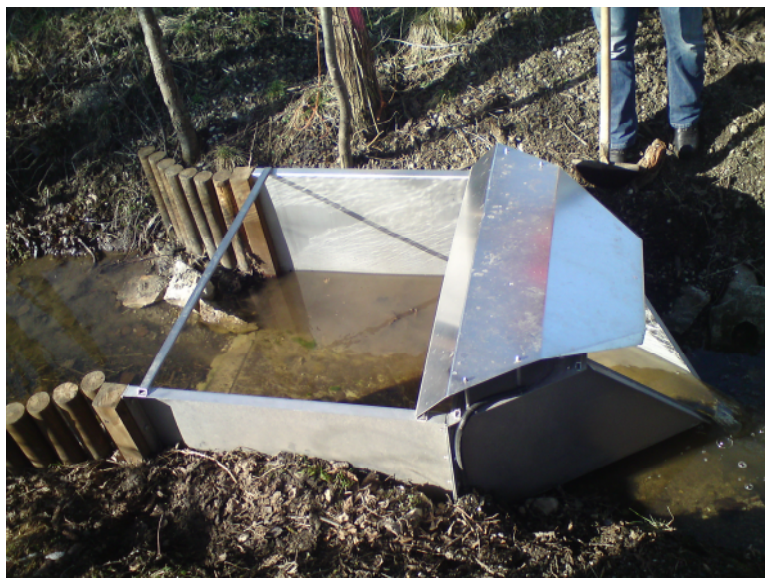


Abbildung 3.24: H-Flume im Untersuchungsgebiet Saubach

3.2.2.3. Laboruntersuchungen

Die Laboruntersuchungen dienen zum einen der Validierung der Messergebnisse im Feld, zum anderen sollten zusätzliche Informationen und Bodenkenngrößen gewonnen werden, die zur Erstellung von pF-Kurven und zur Bewertung der unterschiedlichen Pedotransferfunktionen benötigt wurden. Als wichtige im Labor zu bestimmende Parameter sind hierbei vor allem die Korngrößenverteilung, die Bodendichte und die organischen Anteile zu nennen.

Da die Feldmessungen erst ab einer Tiefe von 30 cm durchgeführt wurden, jedoch Informationen zu Infiltrations- und Wasserbewegungsprozessen gerade auch in den oberen Bodenschichten interessant und für die physikalisch basierte Modellierung essenziell sind, wurden an jedem Messplot in einer Tiefe von 10 cm Stechzylinderproben entnommen. Weiterhin wurden an den gleichen Standorten Proben in einer Tiefe von 30 cm ausgestochen, um damit im Labor pF-Kurven zu erstellen und diese anschließend mit den am jeweiligen Standort in 30 cm Tiefe gemessenen Werten zu vergleichen. Damit ergaben sich insgesamt zwölf Stechzylinderproben, jeweils zwei pro Messplot in 10 cm und in 30 cm Tiefe. Auf Grund der Höhe der Stechzylinder von 120 mm konnte man so Erkenntnisse über landnutzungsabhängige bodenhydraulische Eigenschaften durch die weitergehende Laboranalyse bis in eine Tiefe von über 40 cm erhalten. Da auf Grund der vorangegangenen Schlämmanalyse die Korngrößenverteilung der Standorte bereits bekannt war, spezialisierte sich die Laboruntersuchung der Stechzylinderproben auf die nachfolgenden Parameter:

Im ersten Schritt erfolgte mittels einer digitalen Waage die Dichtebestimmung der Proben. Jeweils ein Teil, der den Proben mittels eines kleineren Zylinders (Durchmesser 5 cm und

Höhe 2,5 cm) entnommen wurde, diente anschließend zur Bestimmung des Wassergehalts, indem dieser bei 105°C getrocknet wurde.

Mit den zwölf Restproben wurden ebenfalls in kleinen Stahlzylindern (s.o.) pF-Kurven erstellt, indem sie mit destilliertem Wasser über drei Tage aufgesättigt und anschließend in den Drucktopf eingesetzt wurden (Abbildung 3.25).



Abbildung 3.25: Versuchsaufbau zur Ermittlung der pF-Kurve im Labor; links: Druckbehälter mit den enthaltenen Bodenproben, rechts: Messuhr mit Druckanschluss

Die Erstellung der pF-Kurve für die Proben erfolgte über zehn Stufen, von atmosphärischem Druck (entspricht einem pF-Wert von 1) bis 6,4 bar (pF-Wert = 3,806). Dabei wird das Wasser aus den Proben gepresst und gesammelt. Die Proben werden nach jeder Stufe entnommen, gewogen und ihr Gewichtsverlust wird dokumentiert. Der Wechsel auf die höhere Druckstufe erfolgt immer dann, wenn bei vorhandenem Druck kein Wasser mehr ausgepresst wird. Über den Anfangswassergehalt und die jeweilige Wasserabgabe bei den einzelnen Dichtestufen können die Bodenfeuchtwerte zu den jeweiligen pF-Werten ermittelt werden, woraus sich dann die pF-Kurve generieren lässt.

Im letzten Schritt wurde mittels Glühverlust der organische Anteil der Proben bestimmt. Die Ergebnisse der Laborversuche werden in Kapitel 3.5.1 dargestellt und hinsichtlich ihrer Eignung für die anschließende Modellparametrisierung diskutiert.

3.3. Verwendete Modelle

3.3.1. WaSiM-ETH

Das **Wasserhaushalts-Simulations-Modell** WaSiM-ETH 8.4.2 ist ein deterministisches, flächendifferenziert arbeitendes, hydrologisches Einzugsgebietsmodell. Es wurde 1997 von SCHULLA an der Eidgenössischen Technischen Hochschule in Zürich entwickelt. Es ist modular aufgebaut und nutzt sowohl physikalische als auch konzeptionelle Ansätze. Das Modell wurde zur Untersuchung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten unter Berücksichtigung der klimatischen Verhältnisse und eventueller Klimaveränderungen entwickelt. Es ist in der Lage, für bestimmte Einzelereignisse, aber auch über lange Zeiträume verschiedene Szenarien zu simulieren. Im Folgenden wird das Modell in Auszügen erläutert, wobei detaillierte Angaben der Model Description (SCHULLA & JASPER 2007) entnommen werden können.

3.3.1.1. Modellkonzept

Die Struktur von WaSiM-ETH ist rasterbasiert, was zur Folge hat, dass die Berechnungen der vertikalen Flüsse in den Teilmodellen (*Abbildung 3.26*) einzeln für jede Gitterzelle durchgeführt werden. Nach Interpolation und Korrektur des meteorologischen Inputs simuliert WaSiM-ETH Interzeption, Evapotranspiration, Infiltration sowie die Bodenwasserbewegung, wobei die einzelnen Abflusskomponenten zellenweise gebildet werden. Oberflächen- und Zwischenabfluss werden über Zonen gleicher Fließzeiten intervallweise zum Gebietsauslass verschoben. Über die im Preprocessing erzeugte Gewässerstruktur fließt der als Direktabfluss ermittelte Niederschlag in Richtung Einzugsgebietsauslass, wobei innerhalb der vom Nutzer vordefinierten Teileinzugsgebiete ein Abflussrouting nach dem Prinzip der kinematischen Welle stattfindet.

WaSiM-ETH ist in zwei Modellversionen verfügbar. Die ursprüngliche Version verwendet den TOPMODEL-Ansatz (BEVEN & KIRKBY 1979). Dabei handelt es sich um eine auf dem Konzept variabler Sättigungsflächen beruhende Modellvorstellung. Die aktuelle, verbesserte Version von WaSiM-ETH errechnet die Bodenwasserströmungen auf Grundlage von Potentialgradienten und dem auf detaillierten bodenphysikalischen Eigenschaften basierenden Ansatz von RICHARDS (1931). Die Simulation der vertikalen Flüsse und damit der Abflussbildung erfolgt in WaSiM-ETH eindimensional. Im Gegensatz dazu können die Grundwasserströmungen zweidimensional modelliert werden, sofern das in WaSiM-ETH verfügbare zweidimensionale Grundwassermodell aktiviert und entsprechend parametrisiert wird.

Der physikalisch begründete Charakter von WaSiM-ETH in der RICHARDS-Version zeigt sich vor allem in der Berechnungsweise der ungesättigten und gesättigten Bodenzone, da die Bodenwasserbewegung über die VAN GENUCHTEN-Parameter (1980) mittels geeigneter Pedotransferfunktion (PTF) anhand vorliegender Bodentypen definiert wird. Dabei sollte

vor jeder Modellkalibrierung und Simulation eine eingehende Bodenanalyse im Einzugsgebiet stattfinden, um die vorliegenden Böden möglichst naturgetreu zu parametrisieren und eine für das Gebiet geeignete PTF zu wählen oder eine solche für das Gebiet aufzustellen.

Die umfassende und zeitlich sehr variabel parametrisierbare Landnutzungstabelle zeugt ebenfalls von dem physikalisch basierten Charakter von WaSiM-ETH. Dabei sind gerade für die Verdunstungsberechnung nach PENMAN-MONTEITH (1948, 1965) eingehende Literaturstudien und Felduntersuchungen notwendig, da Parameter wie Blattflächenindex, Bedeckungsgrad, Wurzeltiefen und vor allem Oberflächenwiderstände sehr schwer zu bestimmende Größen sind.

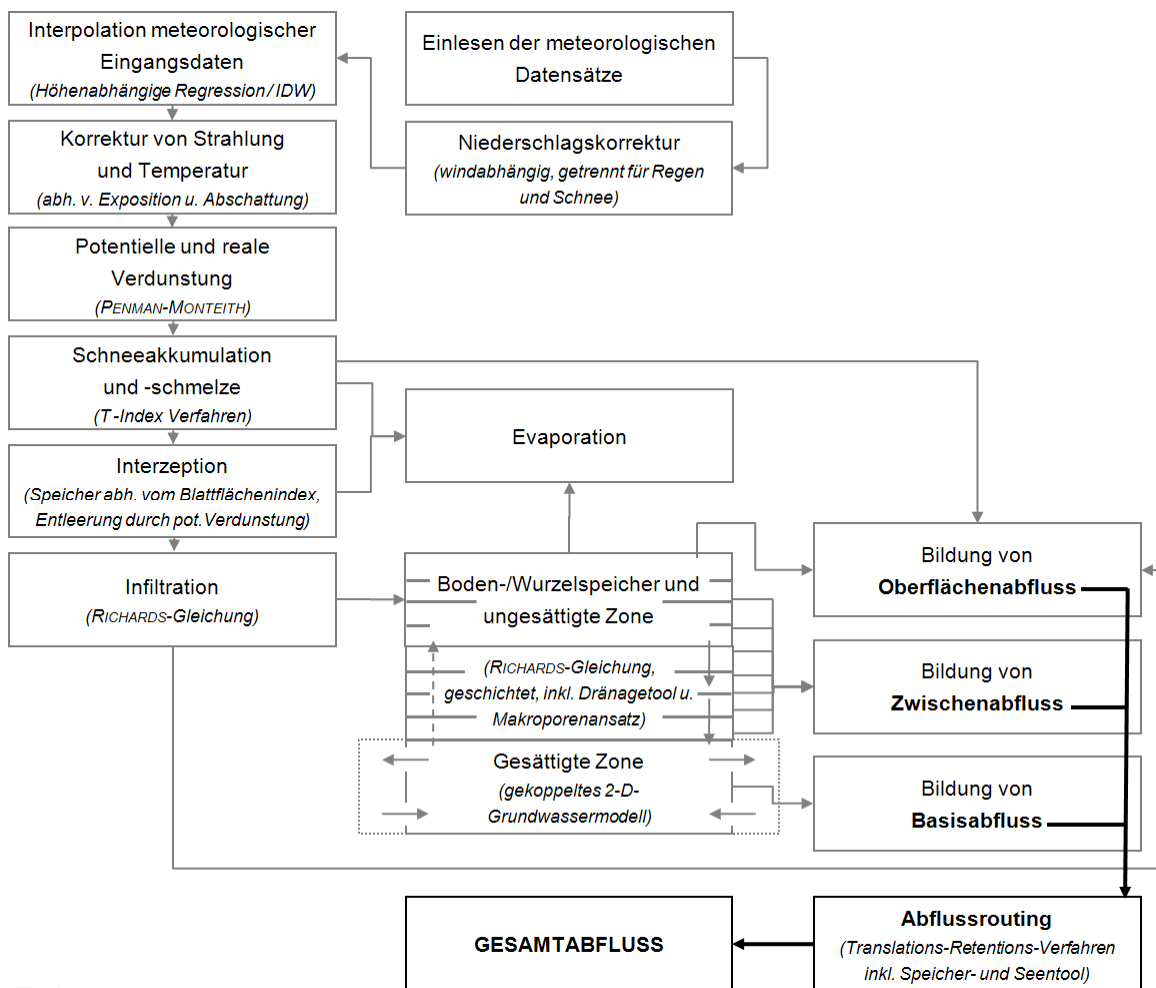


Abbildung 3.26: Modellstruktur von WaSiM-ETH 8.4.2 (SCHULLA & JASPER, 1998, verändert)

3.3.1.2. Teilmodelle

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über die in WaSiM-ETH vorhandenen Teilmodelle, von denen jedes einzelne in der Lage ist, neu berechnete Raumdaten und Zeitreihen herauszuschreiben.

Niederschlagskorrektur

Der Niederschlag wird in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit getrennt für Regen und Schnee korrigiert. Dabei ist eine Übergangstemperatur von Regen in Schnee zu definieren. Bei fehlenden Temperaturangaben wird Regen angenommen.

Interpolationsverfahren

Es stehen folgende vier Interpolationsmethoden zur Verfügung:

- Inverse-Distance-Weighting (IDW)
- Höhenabhängige Regression (Regress)
- Kombination aus IDW und Regress
- Thiessen-Polygon-Verfahren

Empfehlenswert sind vor allem die erste und dritte Methode. Letztere von beiden macht in Einzugsgebieten mit größeren Höhenunterschieden Sinn. Weiterhin ist zu beachten, dass vor allem Temperatur und Luftfeuchte eine Höhenabhängigkeit aufweisen und damit die höhenabhängige Regression oder die kombinierte Methode erfordern (PÖHLER, 2006). Die Gewichtung zwischen IDW und Regress lässt sich beliebig definieren und sollte anhand der errechneten Ergebnisse auf Plausibilität geprüft und gegebenenfalls angepasst werden.

Strahlungs- und Temperaturkorrektur

Die innerhalb der topographischen Analyse des digitalen Höhenmodells abgeleiteten Grids Exposition und Gefälle dienen als Grundlage zur Ermittlung des Zenit- und des Einfallswinkels und damit der Strahlungskorrektur nach OKE (1987). Darauf aufbauend kann eine Temperaturmodifikation durchgeführt werden, welche durch einen empirischen Skalierungsparameter für die relative Sonnenscheindauer (SSD) definiert wird. Bei vollständig bewölktem Himmel, also $SSD = 0$, findet somit keine Temperaturmodifikation statt.

Verdunstung

Die potentielle Verdunstung kann in WaSiM-ETH über verschiedene konzeptionelle Verdunstungsansätze berechnet werden. Die Wahl des jeweiligen Verfahrens hängt dabei von der Ausgangsdatenlage ab. Liegen gemäß Kapitel 3.1.1 alle meteorologischen Zeitreihen vor, sollte stets das Verfahren nach PENMAN-MONTEITH verwendet werden, da dieses Verfahren die Verdunstungsschwankungen abhängig von Tages- und Jahreszeit sowie von unterschiedlicher Witterung am besten wiedergibt. Die potentielle Evapotranspiration wird über die Landnutzungstabelle beeinflusst, in der die hierfür maßgeblichen Parameter wie Blattflächenindex, Oberflächenwiderstand, Wurzeltiefen und Rauheitsbeiwert aufgeführt sind. Anhand der Saugspannung des Bodens wird die reale Verdunstung gegenüber der potentiellen reduziert, was entweder auf zu geringe oder zu hohe Bodenfeuchte bei anaeroben Bedingungen zurückgeführt werden kann.

Schneemodell

Die Schneeakkumulation erfolgt als einfache Speicherbetrachtung in Abhängigkeit der Temperatur für jede Gridzelle. Für den Übergangsbereich von Regen zu Schnee sind die Temperatur, bei der 50 % des Niederschlags als Regen fallen (T_{RS}), sowie die Spannweite des Übergangsbereiches zu definieren ($2 \cdot T_{trans}$). Innerhalb eines realistischen Rahmens können diese Parameter bei der Modellkalibrierung verwendet werden.

Die Schneeschmelze kann sowohl von der Temperatur allein als auch von Temperatur und Wind abhängen (Temperatur-Index-Verfahren, Temperatur-Wind-Index-Verfahren). Auch hier ist eine Grenztemperatur für den Schmelzpunkt zu definieren. Diese kann zusätzlich durch einen Skalierungsparameter beeinflusst werden.

Interzeptionsmodell

Der Interzeptionsspeicher SI_{max} [mm] ist dem Schneespeicher nachgeordnet, um beispielsweise Mulchrückhalt abbilden zu können. Abhängig vom Blattflächenindex LAI [m^2/m^2], dem Vegetationsbedeckungsgrad ν [m^2/m^2] und der maximalen Schichtdicke des Wassers h_{SI} [mm] (Kalibrierungsgröße), welche zwischen 0,1 und 0,4 mm liegen sollte, ist er als einfacher Überlaufspeicher angeordnet:

$$SI_{max} = \nu \cdot LAI \cdot h_{SI} + (1 - \nu) \cdot h_{SI} \quad \text{Formel 3-5}$$

Ist der Interzeptionsspeicher gefüllt, fällt der Bestandsniederschlag auf die Bodenoberfläche durch. Mit der potentiell möglichen Verdunstungsrate wird zuerst dieser Speicher entleert, bevor anschließend Bodenverdunstung und Transpiration einsetzen.

Bodenmodell

WaSiM-ETH wurde mit zwei unterschiedlichen Ansätzen zur Berechnung der Abflussbildung entwickelt. Die ursprüngliche Version enthält den konzeptionellen TOPMODEL-Ansatz nach BEVEN und KIRKBY. Die Weiterentwicklung beschreibt auf Grundlage der RICHARDS-Gleichung den Fluss des Wassers in der ungesättigten Bodenzone und ist damit als physikalisch basiert anzusehen. Da in dieser Untersuchung ausschließlich der RICHARDS-Ansatz verwendet wird, soll in den weiteren Ausführungen von der Erläuterung des TOPMODEL-Ansatzes abgesehen werden.

Die diskretisierte RICHARDS-Gleichung im Bodenmodell erfordert eine pro Gridzelle schichtweise diskretisierte Bodensäule und stellt sich wie folgt dar:

$$\frac{\Delta \Theta}{\Delta t} = \frac{\Delta q}{\Delta z} = q_{in} - q_{out} \quad \text{Formel 3-6}$$

mit:

Θ	Wassergehalt des Bodens [-]
t	Zeit [s]
q	Fluss zwischen zwei Diskretisierungsschichten [m/s]
z	Tiefe [m]
q_{in}	Zuflüsse in die betrachtete Bodenschicht [m/s]
q_{out}	Abflüsse aus der Bodenschicht (einschließlich Interflow, Dränung) [m/s]

Dabei ergibt sich der Fluss zwischen zwei Schichten nach:

$$q = k_{eff} \cdot \frac{h_h(\Theta_u) - h_h(\Theta_l)}{0,5 \cdot (d_u + d_l)} \quad \text{Formel 3-7}$$

mit:

$$\frac{1}{k_{eff}} = \frac{d_u}{d_l + d_u} \cdot \frac{1}{k(\Theta_u)} + \frac{d_l}{d_l + d_u} \cdot \frac{1}{k(\Theta_l)} \quad \text{Formel 3-8}$$

und:

q	Fluss zwischen zwei Diskretisierungsschichten [m/s]
l, u	unten (lower), oben (upper)
k_{eff}	effektive hydraulische Leitfähigkeit [m/s]
$k(\Theta)$	hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit von Θ [m/s]
h_h	hydraulische Höhe in Abhängigkeit vom Wassergehalt als Summe aus Saugspannung $\psi(\Theta)$ und geodätischer Höhe h_{geo} [m]
d	Schichtdicken, zwischen denen der Fluss berechnet wird [m]

Die Berechnung der Saugspannung und der hydraulischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit des Wassergehalts kann in WaSiM-ETH neben der Nutzung von Tabellenwerten über den Ansatz nach VAN GENUCHTEN (1980) erfolgen:

$$\psi(\Theta) = \frac{1}{\alpha} \left[\left(\frac{\Theta - \Theta_r}{\Theta_s - \Theta_r} \right)^{-1/m} - 1 \right]^{1/n} \quad \text{Formel 3-9}$$

und:

$$\frac{k(\Theta)}{k_s} = \left[\frac{\Theta - \Theta_s}{\Theta_s - \Theta_r} \right]^{1/2} \cdot \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\Theta - \Theta_r}{\Theta_s - \Theta_r} \right)^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad \text{Formel 3-10}$$

mit:

ψ	Saugspannung [m]
α	empirischer Parameter [m^{-1}]
m	empirischer Parameter [-]
n	empirischer Parameter [-]
Θ	aktueller Wassergehalt [-]
Θ_r	residualer Wassergehalt bei $k(\Theta) = 0$ [-]
Θ_s	Sättigungswassergehalt [-]
$k(\Theta)$	hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit von Θ [m/s]
k_s	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m/s]

Die Bewegungsgleichung im RICHARDS-Bodenmodell wird vertikal mittels eindimensionalem Finite-Differenzen-Verfahren für jede diskrete Schicht in der ungesättigten Zone berechnet. Nach der Verdunstungsentnahme wird der Fluss zwischen zwei Schichten ermittelt und anschließend auftretender Interflow abgezweigt, welcher in den einzelnen Bodenschichten mit der verfügbaren Bodenfeuchte abzüglich Feldkapazität (Θ bei $\psi = 3,45$) als oberen Grenzwert aus hydraulischer Leitfähigkeit k_s [m/s], Flussdichte (über Skalierungsparameter d_r [-] und Schichtdicke Δz [m]) und dem lokalen Gefälle β [°] zellenweise gebildet wird:

$$q_{\text{ifl}} = k_s(\Theta_m) \cdot \Delta z \cdot d_r \cdot \tan \beta \quad \text{Formel 3-11}$$

Somit beeinflusst das vorliegende lokale Gefälle (maximal 45°) die Interflow-Bildung, jedoch nicht die Interflow-Konzentration. Diese erfolgt über Fließzeitzone nach der Isochronenmethode von den einzelnen Zellen zum jeweiligen Teilgebietsauslass.

Zusätzlich werden in die Berechnung Infiltration aus Flüssen bzw. Exfiltration aus dem Grundwasser sowie Grundwasserneubildung mit einbezogen. Zusätzliche Features wie Bewässerung, Dränmaßnahmen, Stauhohizonte im Boden und Überstauplächen können aktiviert werden.

Der Makroporenfluss wird in WaSiM-ETH nach dem bypass-flow-concept gebildet. Die durch Tiefe und tiefenabhängige Kapazität parametrisierten Makroporen füllen nach Überschreitung eines Schwellwertes des Niederschlags den Boden mit Wasser von unten auf und erfahren zusätzlich Infiltration in Abhängigkeit des Feuchtegehaltes der jeweiligen Bodenschicht.

Grundwassermodell

Im periodisch gekoppelten zweidimensionalen Grundwassermodell werden die Grundwasserströmungen unabhängig von der ungesättigten Bodenzone modelliert. Die Kopplung erfolgt zwischen Grundwassermodell und Bodenmodell in beide Richtungen. Der akkumu-

lierte Fluss im Bodenmodell wird mittels Grundwasserstand an das Grundwassermodell übergeben. Dort findet ausgehend von der Druckhöhenverteilung eine zweidimensionale Berechnung der lateralen Flüsse statt. Aus der Bilanzierung dieser Flüsse über die Zellgröße und die Mächtigkeit des Aquifers resultiert anschließend eine vertikale Geschwindigkeit, die dann durch die Veränderung des Grundwasserspiegels wieder als Kopplungsglied zum Bodenmodell fungiert. Das beliebig vielschichtige Grundwassermodell rechnet über ein implizites Finite-Differenzen-Verfahren und wird durch folgende Parameter definiert:

- gesättigte horizontale hydraulische Leitfähigkeit in x- und y-Richtung [m/s]
- spezifischer Speicherkoeffizient [m³/m]
- Leakagefaktoren zu Oberflächengewässern und innerhalb der Aquifere [s⁻¹]
- Randzuflüsse [m/s]
- konstante Druckhöhen [m]
- Aquifermächtigkeiten [m]

Abflusskonzentration

Als Grundlage für die Abflusskonzentration dient das im Preprocessing ermittelte Fließzeitengrid. Dies kann mittels des von SCHULLA (1997) entwickelten Tools TANALYS aus dem digitalen Höhenmodell (DHM) anhand des Oberflächengefälles und der Oberflächenrauheit abgeleitet werden. Die Abflusskonzentration erfolgt über ein Fließzeitengrid, wobei der Direktabfluss pro Zeitschritt von einer Fließzeitzone in die nächste bis zum Teilgebietsauslass geleitet und dort zu den übrigen Abflusskomponenten addiert wird. Zur Vereinfachung gilt die Annahme konstanter Rauheiten und einer mittleren Fließtiefe von 1 cm für den Landoberflächenabfluss. Mittels einer Laufzeit-Flächen-Funktion wird der Oberflächenabfluss zu Beginn eines jeden Zeitschritts in die jeweils unterhalb gelegene Zone bis hin zu einem Einzellinearspeicher ELS in der untersten Fließzeitzone geleitet. Dort kann der Direktabfluss zusätzlich über einen konzeptionellen Retentionsparameter k_D innerhalb der Kalibrierung angepasst werden:

$$Q_{D_i} = Q_{D_{i-1}} \cdot e^{-\Delta t / k_D} + \hat{Q}_D \cdot (1 - e^{-\Delta t / k_D}) \quad \text{Formel 3-12}$$

mit:

Q_{D_i}	=	durch ELS transformierter Direktabfluss im Intervall i [mm]
$Q_{D_{i-1}}$	=	Direktabfluss aus dem vorhergehenden Intervall $i-1$ [mm]
\hat{Q}_D	=	im Intervall i in der untersten Fließzeitzone zur Verfügung stehende Direktabflussmenge bezogen auf das gesamte (Teil-)Gebiet [mm]
Δt	=	Zeitintervall [h]
k_D	=	Speicherkonstante für den Direktabflussspeicher [h]

Der in den einzelnen Gridzellen gebildete Interflow wird ebenfalls über das Fließzeitengrid nach der Isochronenmethode zum Gebietsauslass hin geroutet. Dabei wird während des

Modelllaufs der pro Zelle gebildete Interflow den jeweiligen Fließzeitzone zugeschlagen. Anschließend wird das in den Fließzeitzone befindliche Wasser unter Anwendung des folgenden ELS-Ansatzes in die nächste Fließzeitzone verschoben:

$$Q_{Ii} = S_i \cdot e^{-\Delta t/k_i} \quad \text{Formel 3-13}$$

mit:

Q_{Ii}	=	durch ELS transformierter Interflow im Intervall i [mm]
S_i	=	ELS-Speicher, der sich aus dem zum Zeitpunkt i gebildeten Interflow und restlichen Interflows des Zeitschritts $i-1$ zusammensetzt [mm]
Δt	=	Zeitintervall [h]
k_i	=	Speicherkonstante für den Interflowspeicher [h]

Der Ausfluss aus der untersten Fließzeitzone ist schließlich der Interflow des jeweiligen Teilgebiets. Der Nachteil dieser Methode liegt darin, dass die Fließzeiten für alle Abflüsse einer Zelle immer gleich lang sind und damit so die in der Regel langsamere Zwischenabflusskomponente in tieferen Bodenschichten im Modell unzureichend abgebildet wird.

Abflussrouting

Bei der Simulation mehrerer Teileinzugsgebiete sind im Rahmen des Preprocessings innerhalb der Zwischengebiete Routingstrecken zu definieren. Diese werden in einem Routingstreckengrid abgespeichert und treten als Routingvorschrift in der WaSiM-ETH-Steuerdatei auf. Dort enthalten sie unter anderem Angaben zur Rauheit von Gerinne und Vorland, zur Fließlänge und zum mittleren Gefälle. Zusätzlich können in der Routingvorschrift auch Speicher, Ableitungen und Überleitungen definiert werden.

In WaSiM-ETH wird das Abflussrouting unter Verwendung eines Kinematische-Welle-Ansatzes berechnet, wobei für jede zu routende Wassermenge eine spezifische Fließgeschwindigkeit angenommen wird. Die Retention erfolgt dabei über zwei Einzellinearspeicher getrennt für Gerinne und Vorland. Damit dabei auch bei sehr kurzen Routingstrecken innerhalb des Berechnungszeitschritts von beispielsweise einer Stunde sinnvolle Retentionen und Translationen berechnet werden können, wird im Routingmodell der Zeitschritt weiter unterteilt.

Speicher und Seentool

Das 2008 entwickelte Speicher- und Seentool (JASPER 2008) dient zur Simulation einzelner Speicher, Rückhaltebecken und Seen. Diese werden unter Nutzung zweier Grids in ihrer Lage, Bezeichnung, Wassertiefe und damit ihrem Volumen definiert. Durch eine Kopplung dieser Speicher mit dem Boden-, Grundwasser- und Verdunstungsmodell ist eine Füllung und Entleerung in vertikaler Richtung gewährleistet. Zusätzlich werden innerhalb dieses Tools Input und Output des Gewässernetzes bilanziert, wobei die Abflüsse aus den Seen

durch eine Volumen-Abfluss-Beziehung im Routingabschnitt der Steuerdatei definiert werden können. Wird das größtmögliche Volumen des Speichers überschritten, so werden die Zuflüsse den Abflüssen gleichgesetzt. Für die vorliegende Untersuchung wurde das Speicher- und Seentool einer Weiterentwicklung unterzogen (SCHULLA 2009), um mit WaSiM-ETH dezentrale Kleinrückhalte simulieren zu können. Dabei wurde eine weitere Zeitschrittunterteilung implementiert, um die Becken nicht innerhalb eines Berechnungsschrittes zu überfüllen.

3.3.1.3. Eignung für die Aufgabenstellung

Die umfassenden Parametrisierungsmöglichkeiten der Landnutzungs- und Bodeneigenschaften in WaSiM-ETH eignen sich grundsätzlich sehr gut zur Simulation von Landnutzungsszenarien. Dies belegen beispielsweise Untersuchungen von NIEHOFF (2001), KLEINHANS (2003) oder PÖHLER (2006), in denen sich WaSiM-ETH als flexibles Wasserhaushaltsmodell erwiesen hat, das sich gut an Einzugsgebiete und gewünschte Anforderungen anpassen ließ.

Die Berücksichtigung geschichteter Böden und des Makroporenflusses im RICHARDS-Bodenmodell lässt in der Simulation eine Veränderung der Bewirtschaftungsform zu, da beispielsweise eine erhöhte Regenwurmtätigkeit oder ein durch Pflugeinsatz verdichteter Bodenhorizont modelliert werden kann. Die zusätzlichen Funktionen der Dränmaßnahmenmodellierung und der Speichersimulation decken ein weiteres Maßnahmenpektrum im dezentralen Hochwasserschutz ab.

Die umfassend parametrisierbare Landnutzungstabelle lässt die Quantifizierung der Einflüsse verschiedener – auch vertikal geschichteter – Vegetationstypen auf Verdunstung und Interzeption zu, was gerade bei der prozessorientierten Simulation von Aufforstungs- und Waldumbaumaßnahmen notwendig ist.

Auf Grund seiner hohen Physikalität und Variabilität ist WaSiM-ETH als geeignetes Werkzeug zur Simulation von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen anzusehen, wobei zu berücksichtigen ist, dass einzelne Teilmodelle konzeptioneller Natur sind. Seine Stärken liegen vor allem in der Modellierung der Abflussbildungsprozesse. Dabei ist die Beschaffung umfassender Datensätze für Meteorologie, Topographie, Landnutzung und Boden Voraussetzung für eine prozessorientierte Modellierung. Weiterhin sollten die Modellparametrisierung und –kalibrierung durch Feldmessungen gestützt werden, um die in Kapitel 3.1.2 aufgezeigten Unsicherheiten solch physikalisch basierter Modelle zu minimieren.

Die Schwachpunkte des Modells betreffen die Simulation punktueller Maßnahmen oder linienhafter Strukturen, wie sie vor allem bei Gewässerrenaturierungen vorkommen. Auf Grund der Rasterstruktur in WaSiM-ETH und des relativ einfachen Routingansatzes sind gerade der Parametrisierung von Maßnahmen, die die Struktur bzw. Rauheit von Gerinne und Vorland beeinflussen, deutliche Grenzen gesetzt.

Für solche Fragestellungen ist es daher sinnvoll, ein zweidimensionales hydrodynamisch-

numerisches Modell wie beispielsweise HYDRO_AS-2D zu verwenden.

Weiterhin befinden sich in WaSiM-ETH zum Teil empirische oder sehr vereinfachte Ansätze, wie beispielsweise die Darstellung der Dränmaßnahmen im Modell, die Konzentration des Interflows oder die Fließvorgaben für den Oberflächenabfluss. Dies sollte bei der Bewertung der Modellierungsergebnisse berücksichtigt werden.

3.3.2. HYDRO_AS-2D

Das Programm HYDRO_AS-2D basiert auf dem Simulationsprogramm FLOODSIM, welches an der Universität der Bundeswehr München entwickelt wurde (NUJIC 1998). Die Weiterentwicklung HYDRO_AS-2D wurde ursprünglich für die Simulation von Damm- und Deichbruchwellen konzipiert und zunächst bayern-, inzwischen aber auch europaweit verbreitet. Da es keine eigene Benutzeroberfläche verwendet, wird für das Pre- und Post-processing die Oberfläche des Programms „Surface-Water Modeling System“ (SMS) benötigt. SMS unterstützt zwei verschiedene Netztypen: das „quadratische Netz“ und das „lineare Netz“. Letzteres wird von HYDRO_AS-2D verwendet.

3.3.2.1. Modellkonzept

Das numerische Verfahren

In HYDRO_AS-2D basiert das numerische Verfahren auf der Lösung der zweidimensionalen tiefengemittelten Strömungsgleichungen (Flachwassergleichungen, ABBOT 1979) mit Hilfe der Finite-Volumen-Methode (FVM) und dem expliziten RUNGE-KUTTA-Verfahren (NUJIC 2002).

Die Flachwassergleichungen entstehen durch die Integration der dreidimensionalen Kontinuitätsgleichung und der REYNOLDS- bzw. NAVIER-STOKES-Gleichungen für inkompressible Fluide über die Wassertiefe unter der Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung und stellen sich in Vektorform wie folgt dar (NUJIC 1998), wobei der Quellterm s das Reibungsgefälle I_R und die Sohlneigung I_S impliziert:

$$\frac{\partial w}{\partial t} + \frac{\partial f}{\partial x} + \frac{\partial g}{\partial y} + s = 0 \quad \text{Formel 3-14}$$

mit:

$$w = \begin{bmatrix} H \\ uh \\ vh \end{bmatrix} \quad \text{Formel 3-15}$$

$$f = \begin{bmatrix} uh \\ u^2h + 0,5gh^2 - vh \frac{\partial u}{\partial x} \\ uvh - vh \frac{\partial v}{\partial x} \end{bmatrix} \quad \text{Formel 3-16}$$

$$g = \begin{bmatrix} vh \\ uvh - vh \frac{\partial u}{\partial y} \\ v^2h + 0,5gh^2 - vh \frac{\partial v}{\partial y} \end{bmatrix} \quad \text{Formel 3-17}$$

mit:

- u, v = Geschwindigkeitskomponenten in x- und in y-Richtung
- ν = Viskositätsansatz mit konstantem Anteil und empirischem Anteil
- H = $H = h + z$, d.h. Wasserspiegel h über Bezugsniveau z

Die räumliche Diskretisierung in HYDRO_AS-2D erfolgt über die Finite-Volumen-Methode (FVM), welche die Vorteile der Finite-Differenzen-Methode (FDM) und der Finite-Elemente-Methode (FEM) in sich vereint, da sie die Möglichkeit der unstrukturierten Netzbildung durch Dreiecks- und Viereckselemente bietet und dabei die lokale Volumenkonstanz am Berechnungsknoten gewährleistet (Abbildung 3.27). Dabei werden die numerischen Flüsse innerhalb der einzelnen Berechnungselemente bilanziert und über Elementkanten an die Nachbarknoten weitergegeben, welche über ihre Flächen- bzw. Volumenanteile gewichtet werden (FISCHER 2008).

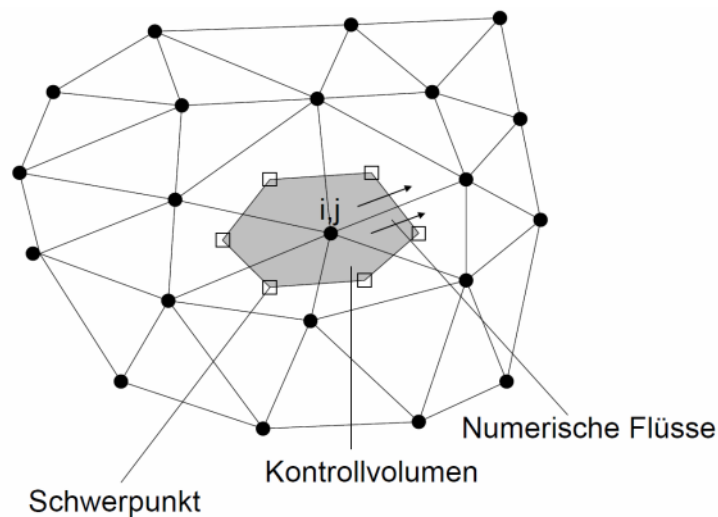


Abbildung 3.27: Finite-Volumen-Methode: Kontrollvolumen und Numerischer Fluss für den Knoten ij (FISCHER 2008)

Die Anwendung eines kombinierten Gitters ermöglicht eine genaue Anpassung an die topographischen und hydrodynamischen Gegebenheiten der jeweiligen Aufgabenstellung. Damit ist eine Modellierung von variablen Gewässerstrukturen sowie von Sohl- und Uferbeschaffenheiten gewährleistet.

Die zeitliche Diskretisierung entspricht dem expliziten RUNGE-KUTTA-Verfahren zweiter Ordnung, weshalb sich die Lösung der Parameter an einem Knoten ausschließlich auf den vorangegangenen Zeitschritt bezieht, der bereits eine Lösung liefert. Die Lösung der Flachwassergleichungen w für die Zelle ij ergibt sich nach NUJIC (2002):

$$w_{ij}^p = w_{ij}^n - \Delta t R(w_{ij}^n) \quad \text{Formel 3-18}$$

$$w_{ij}^{n+1} = 0,5[w_{ij}^n + w_{ij}^p - \Delta t R(w_{ij}^p)] \quad \text{Formel 3-19}$$

mit:

$$w_{ij}^n = \text{approximative Lösung der Flachwassergleichung an der Zelle } ij \text{ zum Zeitschritt } n$$

$$R(w_{ij}) = \frac{1}{A_{KV}} \sum_e [(\vec{f}, \vec{g}) \cdot \vec{n} dl] + s_{ij} \quad \text{Formel 3-20}$$

$$R = \text{Residuum}$$

$$A_{KV} = \text{Fläche des Kontrollvolumens}$$

$$f, g, s = \text{vgl. Formel 3-10, Formel 3-10, Formel 3-10}$$

$$\vec{n} = \text{Normalenvektor der Zellseite } e$$

$$dl = \text{Länge der Zellseite } e$$

Zur Bestimmung der Ströme (\vec{f}, \vec{g}) durch die Seiten des Kontrollvolumens werden im Allgemeinen Polynome (1d, 2d) verschiedener Ordnungsgrade eingeführt.

Randbedingungen

Sämtliche Anfangs- und Randbedingungen werden nach Erzeugen des Netzes in das Modell eingefügt. Darunter fallen z.B. Oberflächenrauheiten oder Zu- und Ausflussrandbedingungen. Die meisten zusätzlichen Randbedingungen werden über so genannte Nodestings in das Netz integriert. Nodestings sind dabei von dem erzeugten 2D-Netz unabhängige Punkteverbindungen von zwei Berechnungsknoten, denen eine Beziehung zugewiesen werden kann.

Zu- und Abflussrandbedingungen

Als obere Randbedingung wird der Zulauf in m^3/s für die gewünschten Zeitschritte und als Auslaufrandbedingung entweder das Energieliniengefälle oder die Wasserstands-Abfluss-Beziehung definiert.

Bauwerke

Bei der Darstellung von Bauwerken im HYDRO_AS-2D-Berechnungsnetz ist zu unterscheiden, ob es sich bei dem Bauwerk um ein Hindernis wie z.B. ein Haus, um eine bestimmte geometrische Form wie z.B. ein Kanal oder um ein komplexes Gebilde wie z.B. eine überströmte Brücke handelt. Auf Grund möglicher Berechnungsfehler durch Verletzung der Flachwassergleichungen und hoher Rechenzeiten bei expliziter Modellierung von Bauwerken als 2D-Netz werden solche Hindernisse als zusätzliche Bedingungen mit Hilfe von Nodestings in das Netz integriert. Einzelne Gebäude können über sehr große Rauheiten der entsprechenden Elemente oder durch „Ausstanzen“ der betroffenen Elemente aus dem 2D-Netz dargestellt werden. Letztere Methode hat zur Folge, dass ein Überströmen des Gebäudes nicht möglich ist.

Zu überströmten Bauwerken zählen Wehre, Brücken, Überfälle, Schwellen, Sohlrampen, überströmte Straßendämme oder Deiche. Grundsätzlich werden all diese Bauwerke mit der Überfallformel nach POLENI oder DU BUAT gerechnet (NUIC 1998):

$$Q = \frac{2}{3} \cdot c_s \cdot \mu \cdot b \cdot \sqrt{2g} \cdot h_w^{\frac{3}{2}} \quad \text{Formel 3-21}$$

mit:

Q	Berechneter Abfluss [m ³ /s]
h_w	Energiehöhe [m] im Oberwasser in der Überfallformel nach DU BUAT, bzw. der Wasserstand [m] nach POLENI – in Bezug auf die Kronenhöhe z_w .
μ	Überfallbeiwert (nach DU BUAT bzw. nach POLENI)
c_s	Abminderungsfaktor
b	Abflusswirksame Breite des Bauwerkes [m]

Bei allen durchströmten Bauwerken muss hinsichtlich der Leistungsfähigkeit in vier verschiedene Abflusstypen unterschieden werden:

Typ 1: Der Abflussquerschnitt läuft nicht voll und es tritt ein Fließwechsel auf.

Typ 2: Der Abflussquerschnitt läuft nicht voll und es tritt kein Fließwechsel auf. Rückstauereffekte vom Unterwasser zum Oberwasser sind möglich.

Typ 3: Der Abflussquerschnitt ist vollständig gefüllt. Durch den Fließwechsel am Auslauf liegen keine Auswirkungen vom Unterwasser auf das Oberwasser vor.

Typ 4: Der Abflussquerschnitt ist vollständig gefüllt. Da kein Fließwechsel auftritt, führen die Unterwasserstände zu einem Aufstau im Oberwasser.

Mit folgender Formel nach TORRICELLI werden in HYDRO_AS-2D durchströmte Bauwerke modelliert:

$$Q = c \cdot A \cdot \sqrt{2g\Delta h}$$

Formel 3-22

mit:

Q	berechneter Abfluss [m ³ /s]
A	durchströmte Fläche im maßgebenden Querschnitt [m ²]
Δh	Höhenunterschied zwischen dem Wasserstand im Oberwasser und im maßgebenden Querschnitt [m]
c	Abflussfaktor [-]

3.3.2.2. Eignung für die Aufgabenstellung

Für vorliegende Untersuchung ist das Modell HYDRO_AS-2D zur Berechnung der Gewässerrenaturierungen vorgesehen, da WaSiM-ETH für diese dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme deutliche Grenzen aufweist (vgl. Kap. 3.3.1.3). Die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen kann in HYDRO_AS-2D wie folgt realisiert werden:

Bereitstellung eines Entwicklungstreifens

Nur dann, wenn dieser im Ausgangszustand auf Grund von Hochwasserschutzeinrichtungen nicht in der Profilgeometrie enthalten ist. Im Entwicklungsszenario ist die Geometrie der Querprofile dann entsprechend anzupassen.

Entfernung der Ufersicherungen bzw. Einstellung der Unterhaltungsmaßnahmen

Die Auswirkungen einer solchen Maßnahme sind meist der zunehmende Strukturreichtum und die geometrische Veränderung des Gewässerprofils sowie ein Anstieg der Rauheit im jeweiligen Gebiet. Im Modell wird dies durch eine Änderung der Gewässerprofile des Flussbettes und die Erhöhung der Rauheitsbeiwerte simuliert.

Einbringung von Strukturelementen

Totholz und andere Strömunglenker können im Modell durch eine Erhöhung des Rauheitsbeiwertes umgesetzt werden. Größeren Aufwand dagegen bedeutet die genaue Abbildung solcher Strukturen im Berechnungsnetz.

Gehölzpflege und –entwicklung

Bewuchs im Ufer- und Überflutungsbereich wird über eine Anpassung der Rauheitsbeiwerte simuliert.

Abschnittsweise Uferaufweitungen und Uferabflachungen

Über eine Änderung der betreffenden Profilgeometrien können Formveränderungen von Ufern und Vorländern dargestellt werden. Die einfache Möglichkeit der Ausführung besteht im Erhöhen des Rauheitsbeiwerts im Bereich der Maßnahmen, jedoch wird das zusätzliche Volumen der Aufweitung in der Berechnung dann nicht berücksichtigt.

Sohlanhebung durch Geschiebezugabe oder Substratschüttung

Im Modell kann man diese künstliche Anhebung der Sohle durch eine Querprofiländerung simulieren.

HYDRO_AS-2D ist unter Berücksichtigung gewisser Vereinfachungen für die Modellierung von Renaturierungsmaßnahmen als sehr geeignet einzustufen, wobei je nach Detaillierungsgrad ein erheblicher Zeitbedarf für die Modellerstellung und Rechenläufe zu berücksichtigen ist.

3.4. Aufbau der Modelle

3.4.1. WaSiM-ETH

3.4.1.1. Raumdaten

Höhenmodell

Für den Aufbau des Modells wurde das Digitale Geländemodell für Deutschland (DGM-D), herausgegeben vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie – GeoDatenZentrum, verwendet. Die Rasterweite des DGM-D betrug ursprünglich 25 m. Für die weitere Modellierung mit WaSiM-ETH wurde es zur Beschleunigung der Modellierungsgeschwindigkeit auf eine Rasterweite von 100 m aggregiert. Eine größere Rasterweite konnte auf Grund sehr kleinräumiger Nutzungsunterschiede gerade auf landwirtschaftlichen Flächen und zur Darstellung der dränierten Flächen nicht gewählt werden. Das nördliche Teileinzugsgebiet der Windach besteht somit in WaSiM-ETH aus ungefähr 6800 Rasterpunkten. Für die Vermessung und zur Bildung der Volumen-Abfluss-Beziehung der in WaSiM-ETH implementierten dezentralen Rückhaltebecken wurden zusätzlich hoch aufgelöste DGMs mit einer Rasterweite von 1 m bzw. 2 m und eigene GPS-Vermessungen im Gelände herangezogen.

Aus dem DGM-D abgeleitete Grids

Mit Hilfe des von SCHULLA (1997) entwickelten Preprocessing-Tools TANALYS, das zur topographischen Analyse von Höhenmodellen dient, wurden

- das Gefällegrid als Grundlage für die Ermittlung der Fließzeiten,
- das Expositionsgrid zur Verdunstungsberechnung,
- das Fließzeitengrid zur Simulation der Abflusskonzentration und
- das Zonengrid zur Darstellung der Einzugsgebietsstruktur

erstellt. Die Einzugsgebietsstruktur definierte sich zum einen anhand vorliegender Messpegel, zum anderen anhand folgender Randbedingungen:

- Zufluss- und Abfluss des Windachspeichers (südliche Zuflussrandbedingung)
- seitliche Zuflüsse zur Windach und deren verzweigtes Gewässernetz
- Standorte der geplanten dezentralen Rückhaltebecken

Die daraus entstandenen 65 Teileinzugsgebiete mit den dazugehörigen Pegeln (*Abbildung 3.28*) ermöglichten eine umfassende Definition der Zuflussrandbedingungen für das Modell HYDRO_AS-2D.

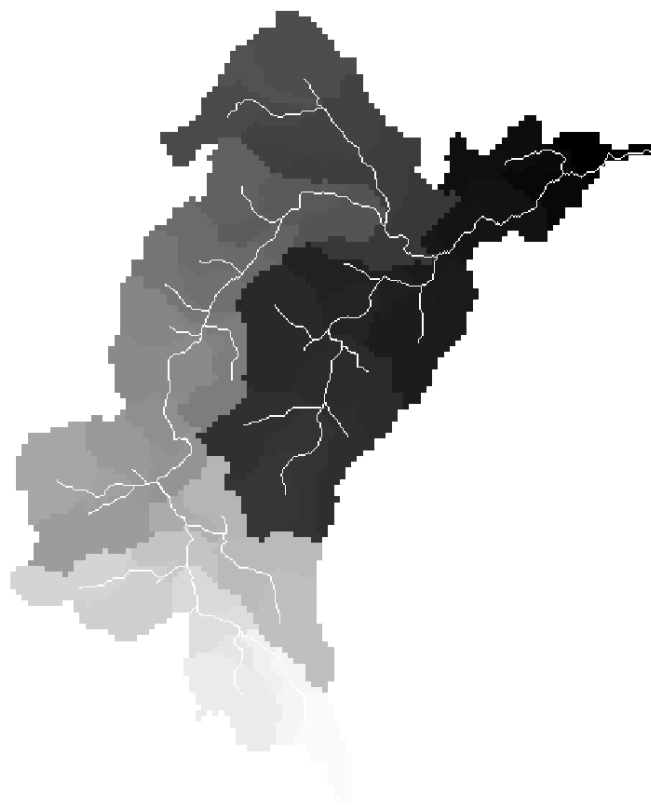


Abbildung 3.28: Mit TANALYS abgeleitete Teileinzugsgebietsstruktur für das nördliche Einzugsgebiet der Windach

Landnutzung

Das Einzugsgebiet der Windach ist sehr ländlich geprägt. Zur Bestimmung der räumlichen Verteilung der Landnutzung wurde im ersten Schritt das ATKIS Digitales-Landnutzungs-Modell (DLM, Landesamt für Vermessung und Geoinformation Bayern, 2005) herangezogen. Daraus ergaben sich folgende sieben unterschiedliche Landnutzungstypen: Wasserflächen, Siedlungen, Laubwald, Mischwald, Nadelwald, Grünland und Ackerflächen. Gerade für die Simulation dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft ist diese Landnutzungsverteilung zu grob. Daher wurden die im Projekt GLOWA-DANUBE (MAUSER, LMU München) verwendeten LANDSAT-Daten in die Landnutzungsanalyse mit einbezogen. Diese Daten werden nach dem Prinzip der Multispektral-Klassifikation durch Analyse unterschiedlicher Reflexionseigenschaften der einzelnen Landnutzungsklassen gewonnen. Daraus resultierte für das Windachgebiet eine Landnutzungsunterteilung in 30 verschiedene Klassen. Jedoch ergab eine Plausibilitätsprüfung dieser Daten durch Vergleiche mit Luftbildaufnahmen deutliche Defizite, da viele Grünlandstandorte fälschlicherweise als Laubwald klassifiziert wurden. Um solche Fehleinschätzungen auch auf Ackerstandorten auszuschließen, wurde als dritter Datensatz der über die angebauten Kulturen in Bayern (Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten) verwendet, welcher die landwirtschaftlichen Flächen für jedes Jahr in bis zu 122 Klassen unterteilt. Aus diesen drei Landnutzungsdateien wurde mit Hilfe von Luftbildaufnahmen ein Landnutzungsgrid für die vorliegende Untersuchung entwickelt, welches die gewünschte

Detailgenauigkeit für die landwirtschaftlichen Flächen aufweist und als repräsentativ für die Region gelten kann (vgl. Kap. 3.2.1.3, *Abbildung 3.6*).

Boden

Die Bodeninformationen für die Modellierung entstammen der Konzeptbodenkarte für Bayern (Stand 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt). Dieser Bodenkarte können Informationen zur Bodenform, Bodenbezeichnung, Bodenart, hydromorphe Merkmale sowie Angaben zur Nutzung und Vegetation entnommen werden. Für die einzelnen Bodentypen ist in der Standortkundlichen Bodenkarte von Bayern (BGL 1986) eine noch umfassendere Beschreibung aufgeführt, da sie Auskünfte unter anderem über den vertikalen Bodenaufbau in Abhängigkeit der Landnutzung, über Durchlässigkeiten, Grundwasserstände und Erosionsneigung gibt. Für den Leitbodentyp des Windachgebiets, die Parabraunerde mit Grünlandnutzung, stellt sich dies wie folgt dar (*Abbildung 3.29*):

Profilbeschreibung Grünland (gemittelt, repräsentatives Parabraunerde-Profil)			
Ah	0 – 14 cm	dunkelbraungrauer (10 YR 3/3–3/4), sehr stark humoser, schwach kiesiger, schwach toniger Lehm; Gefüge subpolyedrisch	Ah
Ahl	14 – 26 cm	graubrauner bis braungrauer (10 YR 4/3–5/2), humoser, kiesiger, schluffiger Lehm; Gefüge subpolyedrisch	Ahl
Bt	26 – 46 cm	brauner (10 YR 4/3–4/6), humoser, kiesiger, schwach toniger Lehm; Gefüge subpolyedrisch bis polyedrisch	Bt
Cv	46 cm +	hellgelblichbrauner (10 YR 6/3), äußerst carbonatreicher, stark bis sehr stark kiesiger, schluffig-sandiger Lehm	Cv

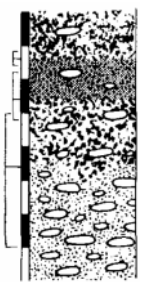


Abbildung 3.29: Beschreibung des Bodentyps Parabraunerde (Isar-Loisach- und Lechglescher) für die Landnutzungsform Grünland (BGL, 1986)

Demzufolge wurde auf Grundlage des Landnutzungsgrids und der Konzeptbodenkarte ein Bodengrid erstellt, welches eine Codierung für die einzelnen Bodentypen in Abhängigkeit der darüber liegenden Landnutzung (Acker, Grünland oder Wald) enthielt. Für diese Codierung wurden in der WaSiM-ETH-Steuerdatei für jeden Bodenhorizont die Bodenparameter, wie die gesättigte Leitfähigkeit und die VAN GENUCHTEN-Parameter, als Grundlage für das geschichtete Bodenmodell (vgl. Kap. 3.3.1.2) hinterlegt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Bodenkartierungen Punktmessungen darstellen und räumlich innerhalb kurzer Abschnitte stark variieren können (vgl. Kap. 3.1.2.1). Daher ist das Bodengrid in WaSiM-ETH auf einer Rasterweite von 100 m als grobe Abschätzung für die Bodenverteilung im Einzugsgebiet zu sehen. Im Windachgebiet besteht diese in Abhängigkeit der Landnutzung aus 135 Variationen unterschiedlicher Bodentypen, welche zu 9 Bodentypenklassen zusammengefasst werden können (vgl. Kap. 3.2.1.2, *Abbildung 3.5*). Die verschiedenen Landnutzungsformen bedeuten für die einzelnen Bodentypen vor allem Unterschiede in den obersten Bodenhorizonten sowie in der Makroporenparametrisierung. Dabei haben Landnutzung und Bewirtschaftung Einfluss auf die Lagerungsdichte und damit auf den Verlauf der pF-Kurve und die gesättigte Leitfähigkeit, was in den Kapiteln „Modellpara-

metrisierung“ (vgl. Kap. 3.5.2) und „Simulation von Landnutzungsszenarien“ (vgl. Kap. 4.1.1) näher erläutert wird.

Zusätzliche Raumdaten

Neben den bisher genannten notwendigen räumlichen Daten wurden neun Grids zur Parametrisierung des zweidimensionalen Grundwassermodells und fünf Grids zur Nutzung der speziellen WaSiM-ETH-Features wie das Drän- oder das Seentool erstellt (vgl. Kap. 4.1.1 bzw. 4.1.2).

3.4.1.2. Zeitreihen

WaSiM-ETH benötigt zusätzlich zum Niederschlag für Simulationen mit Berücksichtigung der Verdunstung nach PENMAN-MONTEITH folgende Zeitreihen (vgl. Kap. 3.3.1.2):

- Temperatur
- Luftfeuchte bzw. Luftdruck
- Globalstrahlung bzw. Sonnenscheindauer
- Windgeschwindigkeit

Diese fünf Datensätze konnten für das Einzugsgebiet der Windach über acht Messstationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern gewonnen werden, welche frei über die Homepage der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) zu erhalten sind. Sie liegen zum Teil seit 1995 vor. Zusätzlich wurden Niederschlagsdaten aus dem Messnetz 2000 (Betreiber: Deutscher Wetterdienst DWD) herangezogen, die in dieser Region seit 2003 aufgezeichnet werden (*Abbildung 3.30*). Im Einzugsgebiet der Windach selbst sind kaum meteorologische Messstationen vorhanden. Vor allem mit Hilfe der acht Stationen im näheren Umfeld (Radius < 20 km) konnte der Gebietsniederschlag für das Einzugsgebiet der Windach interpoliert werden.



Abbildung 3.30: Meteorologische Messstationen in der Region des Einzugsgebiets der Windach; Kreis: agrarmeteorologische Messstationen, Dreieck: Messstationen des DWD (Messnetz 2000)

Die Modellkalibrierung und –validierung erfolgt bei Niederschlag-Abfluss-Modellen in der Regel anhand gemessener Abflusszeitreihen. Simulationsergebnisse von komplexen Wasserhaushaltsmodellen wie WaSiM-ETH sollten an zusätzlichen Messreihen wie Verdunstung oder Grundwasserständen validiert werden, da dies die Fehlersuche bei der Parametrisierung der Teilmodelle erleichtert. Für das Windachmodell standen die Abflussmessreihen Werksabfluss Windachspeicher als südliche Randbedingung für das nördliche Teilgebiet und der Pegel Greifenberg zur Kalibrierung in stündlicher Auflösung zur Verfügung (vgl. Kap. 3.2.1, *Abbildung 3.4*). Zusätzlich wurden zur Modellkalibrierung die Daten der Grundwassermessstelle „Eching P2“ herangezogen, die sich im Norden des Einzugsgebiets nahe der Ampermündung befindet (Messzeitraum: 2002 - 2008, WWA Weilheim).

3.4.2. HYDRO_AS-2D

Als Datengrundlage diente ein digitales Geländemodell aus Laserscan-Daten mit Rasterweiten von 1 m x 1 m bzw. 2 m x 2 m (Bayer. LfU, 2008), welches für das gesamte Windacheinzugsgebiet vorlag. Da die Laserscandaten die Geländeoberfläche ausschließlich bis zur Wasseroberfläche erfassen können, wurden zusätzlich Querprofilaufnahmen mit Hilfe des LEICA GPS 1200 durchgeführt. Dabei werden die Daten mittels Differential Global Positioning System (DGPS) erfasst, das unter Nutzung der GPS-Satelliten und zusätzlicher Referenzstationen eine Genauigkeit von wenigen Zentimetern erreichen kann. Die GPS-

Vermessung der Querprofile wurde in Abständen von 20 m - 50 m und zusätzlich bei besonderen Uferbeschaffenheiten für alle Zuflüsse der Windach nördlich des Windachspeichers durchgeführt. Zusätzlich wurden Lage und Geometrie vorliegender Schwellen und Durchlässe erfasst. Ein zweidimensionales Modell der Windach selbst lag bereits aus Vorstudien vor und wurde vom Wasserwirtschaftsamt Weilheim für die vorliegende Untersuchung zur Verfügung gestellt.



Abbildung 3.31: Vermessung der Windachzuflüsse mittels DGPS

Neben den Querprofilen und dem digitalen Geländemodell wurden zusätzlich zur Generierung des Berechnungsnetzes mittels des Netzgenerierungstools LASER_AS-2D Bruchkanten und Uferlinien, die seitens des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim zur Verfügung gestellt wurden, verwendet. Zur Flussschlaucherstellung diente das Programm FLUSSNETZ, das zum einen die Messpunkte der Querprofile verbindet, zum anderen die erstellten Querprofile mit den Uferlinien verknüpft und im letzten Schritt ein rektanguläres Berechnungsnetz in den Flussschlauch integriert. Mittels des Programms LASER_AS-2D erfolgte anschließend die Implementierung des Flussschlauches und der Bruchkanten in das Vorlandnetz. Letzteres wurde zuvor ausgedünnt, um die Simulationszeit durch die geringere Anzahl an Berechnungspunkten herabzusetzen.

In einer Vorstudie (BRUNNER 2008) wurden die Zuflüsse der Windach Langenmoosbach, Schweinach, Fischbach, Saubach, Kehrgraben, Harresbach und Roßbach nach oben genannter Vorgehensweise im Modell erstellt. Anschließend wurden die Zuflüsse mit dem vorhandenen Modell des Hauptschlauches der Windach zu einem Berechnungsnetz für das gesamte nördliche Windachgebiet gekoppelt (Abbildung 3.32).

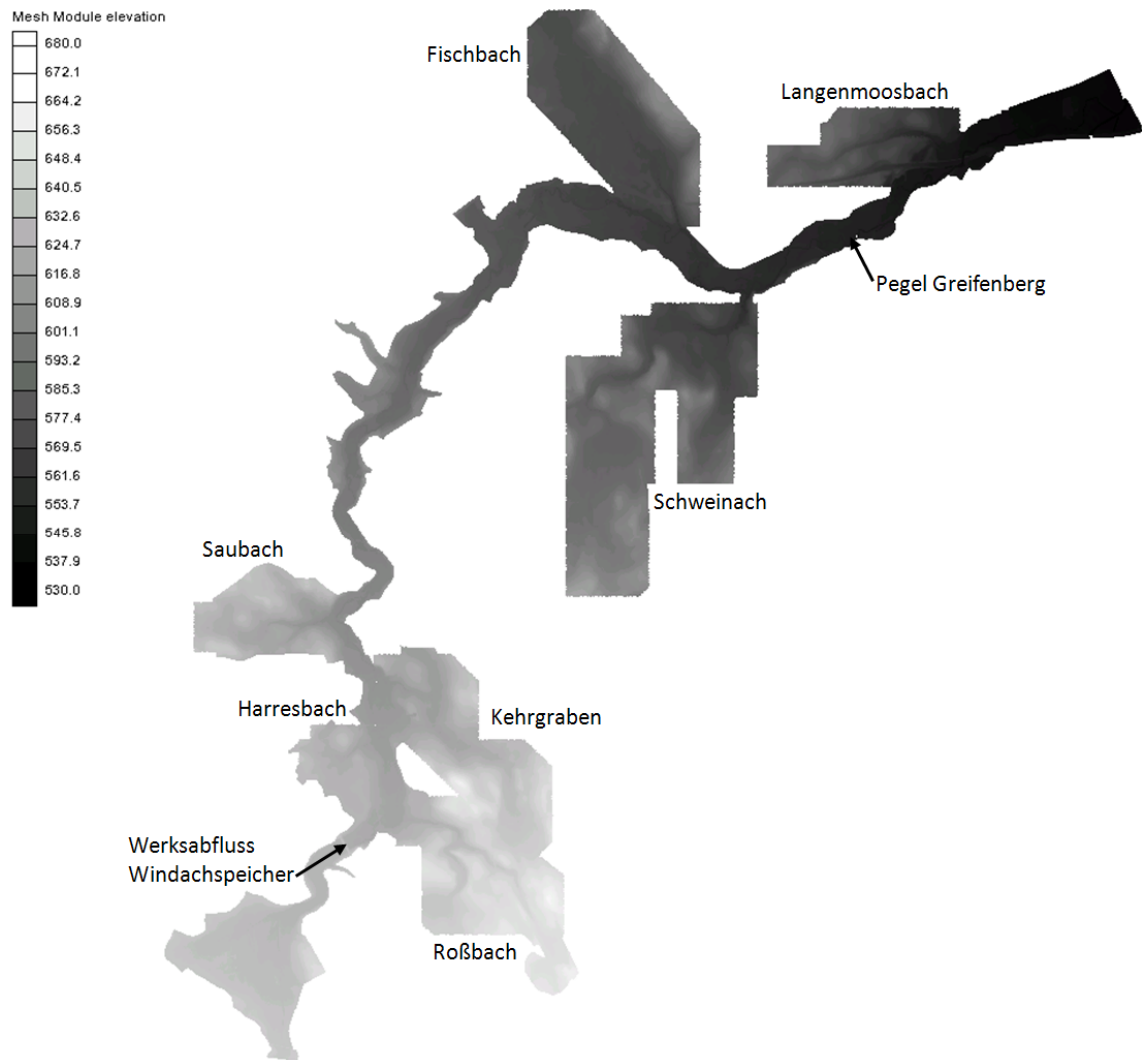


Abbildung 3.32: Berechnungsnetz (Höhenmodell) des nördlichen Einzugsgebiets der Windach für HYDRO_AS-2D

3.5. Modellparametrisierung und –kopplung

3.5.1. Datengrundlage aus experimenteller Arbeit

In Kapitel 3.1.2 wurde auf die Unsicherheiten hingewiesen, welche gerade bei der Parametrisierung der Böden in physikalisch basierten Niederschlag-Abfluss-Modellen vorliegen. Daher wurden innerhalb dieser Untersuchung Feldmessungen angestellt, um die charakteristischen und auch landnutzungsabhängigen bodenhydraulischen Eigenschaften des Hauptbodens Parabraunerde im Windachgebiet zu erhalten. Die Analyse erfolgte dabei zusätzlich im Labor und diente als Grundlage zur Generierung von pF-Kurven mittels der in Kapitel 3.1.2.2 vorgestellten Pedotransferfunktionen.

3.5.1.1. Labormessungen

Innerhalb der Laboruntersuchungen wurden die Kenngrößen Bodendichte und organischer Anteil sowie die pF-Kurven für jeweils zwei Standorte je Landnutzungsart (Grünland, Wald und Acker) in 10 cm und 30 cm Tiefe bestimmt. Die Korngrößenverteilung der Lehm Böden mit einem relativ konstanten und dominierenden Schluffanteil ergab sich durch die Schlämmanalyse (vgl. Kap. 3.2.2.1) und stellt sich wie in *Tabelle 3.10* aufgelistet dar. Da die Schlämmanalyse im Rahmen der den Laboruntersuchungen vorangegangenen Bohrstockanalyse entstand, liegen die Werte repräsentativ für beide Messplots der jeweiligen Landnutzung vor.

Tabelle 3.10: Korngrößenverteilung der im Labor untersuchten Bodenproben

Tiefe: 10 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
Ton [%]	35,5		26,6		35,5	
Schluff [%]	43,1		46,8		39,6	
Sand [%]	21,4		26,6		24,9	
Tiefe: 30 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
Ton [%]	38,4		25,9		26,6	
Schluff [%]	40,9		47,2		47,3	
Sand [%]	20,7		26,9		26,1	

Trockenrohdichte und organischer Anteil

Durch Trocknen, Wiegen und anschließenden Glühverlust wurden für die zwölf Bodenproben (vier je Landnutzung) Trockenrohdichte und organische Anteile bestimmt (Tabelle 3.11). Unabhängig von der Landnutzung ist bei allen Böden eine Zunahme der Bodendichte mit der Tiefe erkennbar. Beim Standort Grünland ist diese Zunahme im Mittel am größten. Die Werte entsprechen dabei den Messergebnissen von DIEPOLDER et al. (2005, vgl. Abbildung 2.10) für Grünlandstandorte mit geringer Bodenbelastung. Die größte Bodendichte ist beim Acker (2) in 30 cm Tiefe zu finden und berechtigt mit einem Wert von $1,62 \text{ g/cm}^3$ zur Annahme einer Pflugsohle (vgl. Kap. 2.2.1.3). Auffällig ist, dass Wald grundsätzlich größere Bodendichten als Grünland aufweist. Dabei ist anzumerken, dass in dieser Datenerhebung die aufliegende Streu aus Nadeln und Laub nicht erfasst, jedoch anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA05, BFGR 2005) anschließend im Modell berücksichtigt wurde.

Aus den Messdaten lässt sich in diesem Fall folgern, dass das allgemein angenommene erhöhte Speicher- und Infiltrationspotential von Waldböden nicht im Matrixfluss, sondern in der organischen Auflage und den durch das Wurzelwerk erzeugten präferenziellen Fließwegen begründet ist.

Tabelle 3.11: Im Labor bestimmte Kennwerte der Bodenproben im Saubachgebiet für die Standorte Grünland, Wald und Acker in 10 cm und 30 cm Tiefe mit Einstufung des Humusgehalts gemäß KA05 (BFGR 2005)

Tiefe: 10 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
C_{org} [%]	12,99 (h5)	7,39 (h4)	7,04 (h4)	7,63 (h4)	10,12 (h5)	5,36 (h4)
Dichte [g/cm^3]	0,90	1,06	1,24	1,26	1,08	1,36
Tiefe: 30 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
C_{org} [%]	9,10 (h5)	4,50 (h4)	3,61 (h3)	3,85 (h3)	5,18 (h4)	5,68 (h4)
Dichte [g/cm^3]	1,32	1,48	1,36	1,53	1,28	1,62

Analog zu den Trockenrohdichten sind die organischen Anteile bei den Grünlandstandorten vor allem im Oberboden am höchsten. Sie entsprechen damit gemäß KA05 der Einstufung „stark humos“ bis „sehr stark humos“. Wie auch bei den Waldstandorten ist eine deutliche Abnahme des Humusanteils mit der Tiefe erkennbar. Beim Acker (2)-Standort bleibt der Humusanteil mit der Tiefe konstant, was auf eine Bodendurchmischung durch Pflugeinsatz zurückgeführt werden kann.

Der durch ZACHARIAS & WESSOLEK (2007) bestätigte Zusammenhang zwischen Bodendichte und organischem Anteil kann durch die Messdaten bestätigt werden (*Abbildung 3.33*).

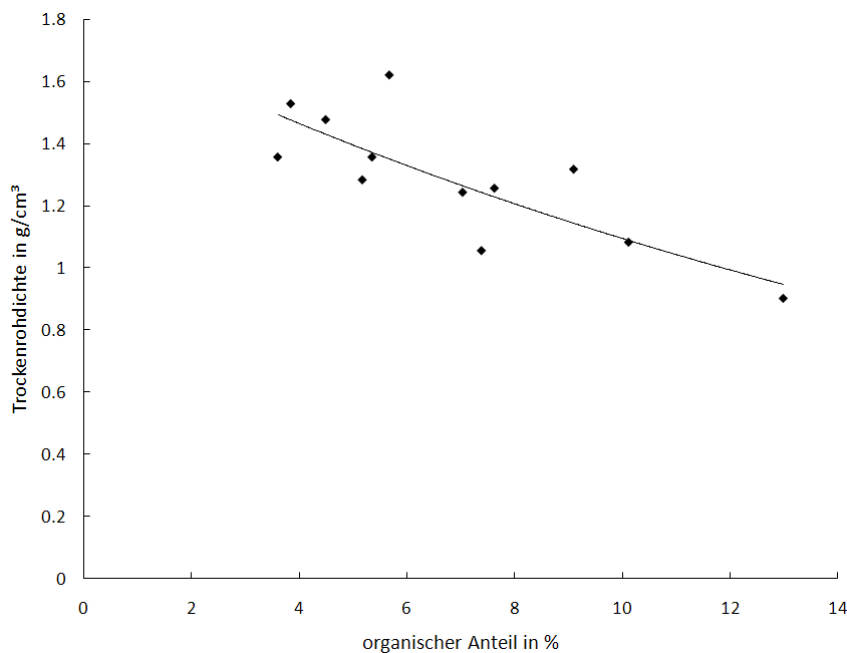


Abbildung 3.33: Trockenrohichte der Bodenproben in Abhängigkeit des organischen Anteils (Korrelation $r = -0,79$) mit Regressionskurve (exponentiell: $R^2 = 0,67$)

pF-Kurven

Mit der in Kapitel 3.2.2.3 beschriebenen Versuchsanordnung wurden für die zwölf Bodenproben pF-Kurven für den Bereich von $pF = 0$ bis $pF = 4$ bestimmt (*Abbildung 3.34*). Bei der Betrachtung der pF-Kurven zeigen sich merkliche Übereinstimmungen innerhalb der Landnutzungen, die sich aber untereinander deutlich unterscheiden.

Auf Grund ihrer geringen Bodendichte enthalten die Böden am Grünlandstandort im gesättigten Zustand den höchsten Feuchtegehalt von über 60 Vol.-% in 10 cm Tiefe und ca. 50 Vol.-% in 30 cm Tiefe, jeweils gefolgt vom Ackerstandort und dann vom Waldstandort. Auffällig ist, dass der Bereich unterhalb von $pF = 1,8$ – auch entwässerbare Porosität genannt – bei fast allen Kurven nahezu waagrecht ist. Dies ist besonders bei den Ackerproben aus 30 cm Tiefe der Fall, die in ihrem Verlauf sehr gut übereinstimmen. Daher kann bei diesen beiden Proben die sehr geringe entwässerbare Porosität auch auf die Bodenverdichtung durch Pflugeinsatz hindeuten, welche ein Durchsickern in diesem Bereich hemmt (vgl. *Abbildung 2.7*).

Der Bereich zwischen $pF = 1,8$ und $pF = 4,2$ steht für das pflanzenverfügbare Wasser (nutzbare Feldkapazität, nFK) und damit für die Wasserspeicherfähigkeit eines Bodens. Die pF-Kurven der Grünlandstandorte weisen in diesem Bereich durchweg den größten Gradienten auf. Dies deutet auf das große Speichervermögen dieser humosen Böden hin,

welches in 10 cm Tiefe bei deutlich über 30 Vol.-% liegt. Bei den anderen beiden Landnutzungsformen liegen diese Werte jeweils unter 30 Vol.-% (Tabelle 3.12). Auf Grund der Versuchsanordnung lassen sich über den Totwasserbereich keine Aussagen machen. Weiterhin ist das relativ geringe Speichervermögen der Waldböden in 30 cm Tiefe auffällig. Dies ist möglicherweise auf eine Verdichtung der Bodenmatrix durch ein erhöhtes Wurzelauftreten an Waldstandorten zurückzuführen.

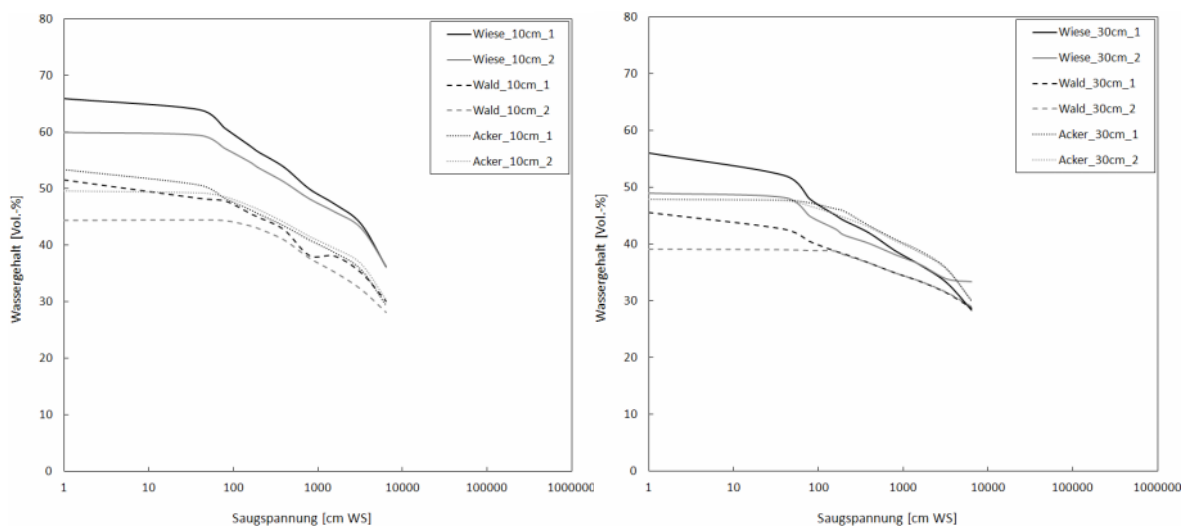


Abbildung 3.34: Im Labor ermittelte pF-Kurven für Wiese, Wald und Acker in 10 cm und 30 cm Tiefe

Tabelle 3.12: Entwässerbare Porosität ($pF < 1,8$) und nutzbare Feldkapazität ($1,8 < pF < 4,2$) in Vol.-% auf Grundlage der im Labor ermittelten pF-Kurven

Tiefe: 10 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
$pF < 1,8$	3,4	1,7	4,1	0,7	4,7	1,4
$1,8 < pF < 4,2$	37,4	33,3	26,2	23,1	27,5	27,2
Tiefe: 30 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
$pF < 1,8$	6,1	2,7	4,4	0,3	0,5	0,6
$1,8 < pF < 4,2$	28,0	16,7	15,1	12,8	25,1	25,3

Die Laborergebnisse belegen für das Messgebiet, dass die unterschiedlichen Landnutzungen die bodenhydraulischen Eigenschaften deutlich beeinflussen. Trotz ähnlicher Korngrößenverteilung und damit gleicher Bodenart weichen die Kenngrößen Bodendichte, organischer Anteil und Verlauf der pF-Kurve in Abhängigkeit der Landnutzung deutlich voneinander ab. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer landnutzungsabhängigen Pa-

rametrisierung von Böden in hydrologischen Modellen.

Die günstigsten hydrologischen Eigenschaften weisen dabei die Grünlandstandorte auf, bei welchen durch die größten organischen Anteile und die daraus resultierenden geringen Bodendichten das größte Speicher- und Versickerungsvermögen der Bodenmatrix für anfallenden Niederschlag nachgewiesen werden konnte.

3.5.1.2. Feldmessungen

Wie auch bei den Laboruntersuchungen wurden im Feld die bodenhydraulischen Kennwerte Bodenfeuchte und Saugspannung in 30 cm Tiefe gemessen. Zusätzlich wurden Tensiometer und TDR-Sonden in 60 cm Tiefe installiert, um die Tiefenversickerungseigenschaften der Böden und eine mögliche Pflugsohle auf Ackerstandorten nachweisen zu können.

Die Ganglinien der Tensiometer an den einzelnen Standorten lassen diesbezüglich Aussagen zu (vgl. *Abbildung 3.35* und *Abbildung 3.36*).

Analog zu den Laboruntersuchungen weisen die verschiedenen Landnutzungsformen untereinander deutliche Unterschiede auf, wohingegen die Werte an den beiden Messplots innerhalb einer Landnutzungsform gut übereinstimmen. So besitzen die Ganglinien an den Grünlandstandorten durchweg die größte Dynamik, während der Saugspannungsverlauf der Waldstandorte die geringste Reaktion auf anfallende Niederschläge zeigt.

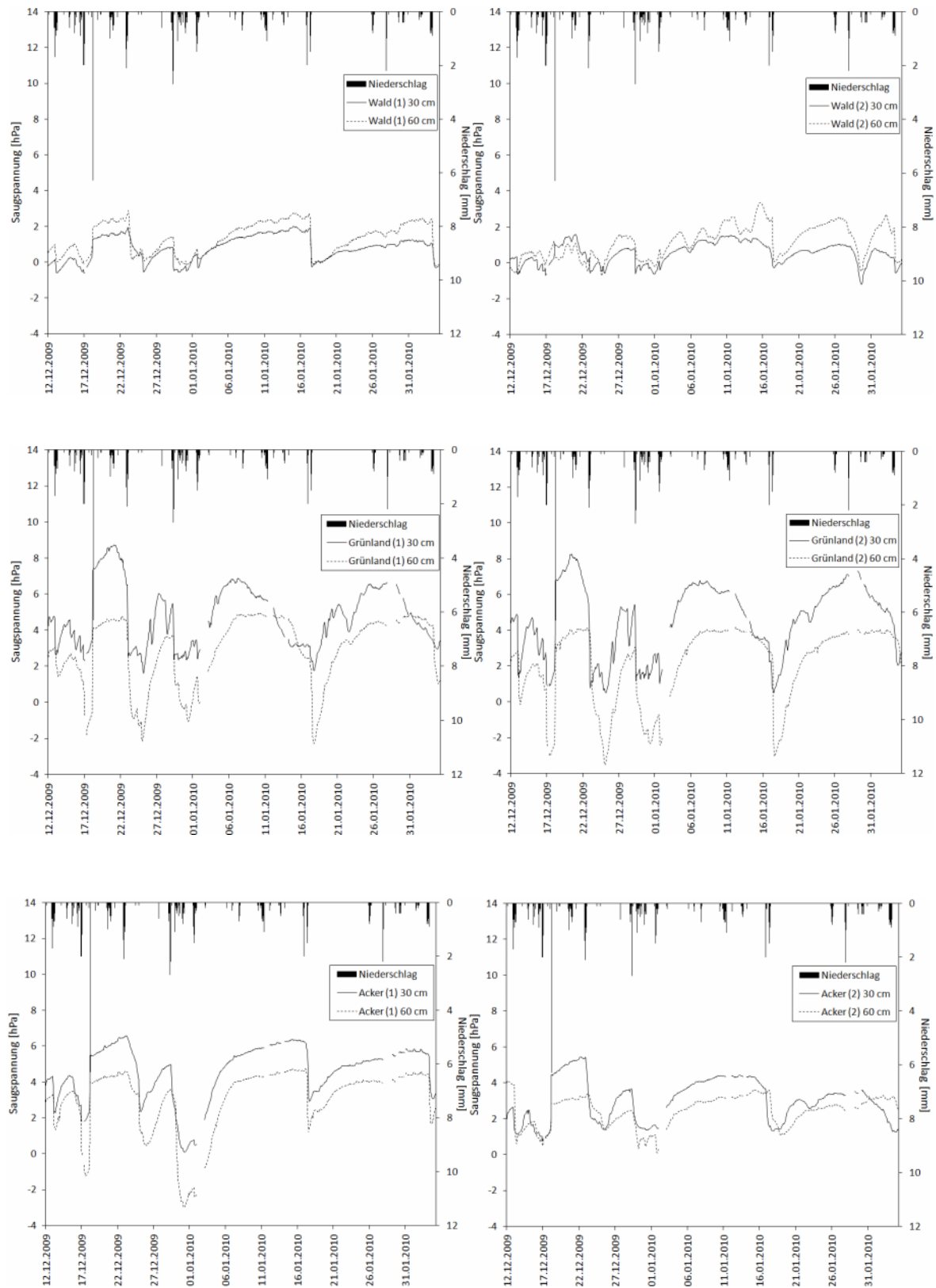


Abbildung 3.35: Verlauf der Tensiometer-Ganglinien in Abhängigkeit der Landnutzung und Bodentiefe für den Zeitraum vom 12.12.2009 - 01.02.2010; oben: Wald, Mitte: Grünland, unten: Acker

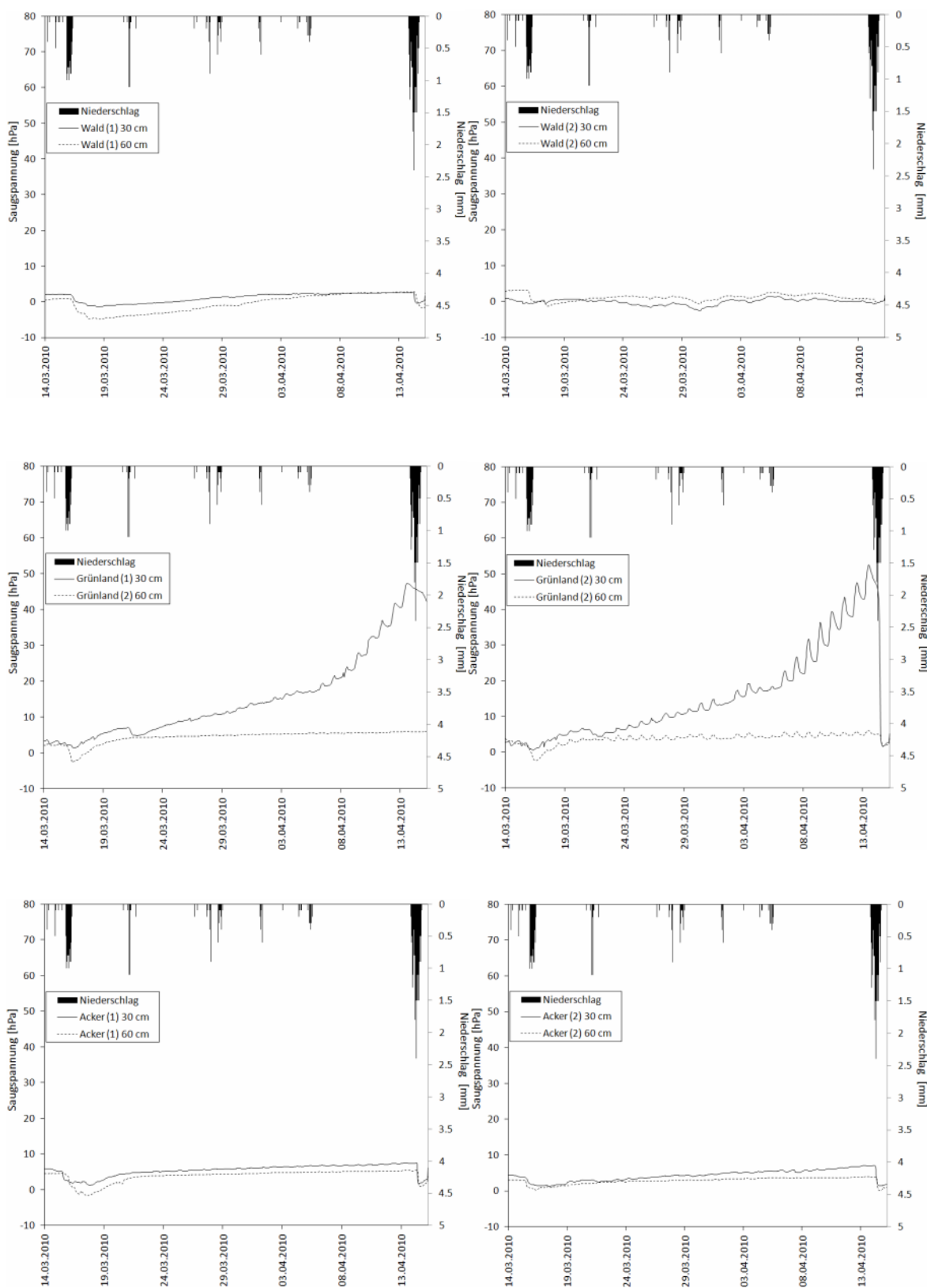


Abbildung 3.36: Verlauf der Tensiometer-Ganglinien in Abhängigkeit der Landnutzung und Bodentiefe für den Zeitraum vom 14.03.2010 - 14.04.2010; oben: Wald, Mitte: Grünland, unten: Acker

Zum einen kann dies auf die im Labor festgestellten ungünstigeren hydraulischen Eigenschaften der Bodenmatrix im Wald zurückgeführt werden, zum anderen liegt es in der erhöhten Interzeptionskapazität von Waldstandorten begründet, welche kleinere Niederschläge nahezu komplett abpuffern können. Die Messergebnisse der Totalisatoren im Wald bestätigen dies, da bei Messungen über einen einwöchigen Zeitraum gerade geringe Niederschläge durch den Interzeptionsspeicher deutlich abgemindert werden konnten:

- 22.10.2009 - 29.10.2009:
 - o Freilandniederschlag (gemessen): 7,4 mm
 - o mittlerer Niederschlag, an den Totalisatoren im Wald gemessen: 3,7 mm

- 30.10.2009 - 06.11.2009:
 - o Freilandniederschlag (gemessen): 27,0 mm
 - o mittlerer Niederschlag, an den Totalisatoren im Wald gemessen: 24,8 mm

Dabei wurde der größte Interzeptionsverlust von über 5 mm beim dichten Nadelwald festgestellt, während der geringste beim lockeren Laubwald auftrat.

Die in *Abbildung 3.35* beim Acker gleichfalls fehlende Reaktion der Saugspannungsganglinie auf kleinere Niederschläge kann vor allem mit den im Vergleich zum Grünland ungünstigeren Bodenverhältnissen auf Grund dichter Böden begründet werden. Beim Acker (2)-Standort bestätigt sich die mehrfach angesprochene Vermutung einer Pflugsohle, da beispielsweise am 16.01.2010 die Reaktion in 60 cm Tiefe gegenüber der in 30 cm Tiefe deutlich verzögert eintritt. Im Gegensatz dazu sinkt der Saugspannungsverlauf bei Wald und Grünland in den unterschiedlichen Tiefen nahezu parallel.

Analog zu den niederschlagsreichen Phasen sind die Reaktionen des Grünlandstandortes auf Trockenphasen am deutlichsten (*Abbildung 3.36*). Zwischen 24.03.2010 und 13.04.2010 steigt der Saugspannungsverlauf in 30 cm Tiefe beim Grünland sehr stark an, während es im Wald und auf dem Acker kaum Reaktionen auf diese Trockenphase gibt. Im Wald kann diese Beobachtung mit der vorliegenden Abschattung durch die Baumkronen begründet werden. Auf dem Acker bewirkt die im Frühjahr kaum vorhandene Vegetation ein Ausbleiben der Transpiration, welche auf den Wiesenstandorten aber gegeben ist. So ist eine Wiederherstellung des verfügbaren Bodenspeichers in Trockenphasen vor allem auf Grünlandstandorten möglich. Insgesamt bestätigen diese Feldmessungen die Laboruntersuchungen, da auch im Feld der Boden unter Grünland das günstigste hydraulische Verhalten hinsichtlich Infiltration, Versickerung und Wiederherstellung des verfügbaren Bodenspeichers aufweist.

pF-Kurven

Unter zusätzlicher Nutzung der Bodenfeuchteverläufe konnten aus den Messungen der Saugspannung pF-Kurven für die zwölf Böden erstellt werden (Abbildung 3.37). Dabei wurden unter Nutzung der VAN GENUCHTEN-Gleichung (Formel 3-1) und des Gütekriteriums Root Mean Square Error (RMSE) die VAN GENUCHTEN-Parameter so optimiert, dass die beste Anpassung an die Messwerte erzielt werden konnte.

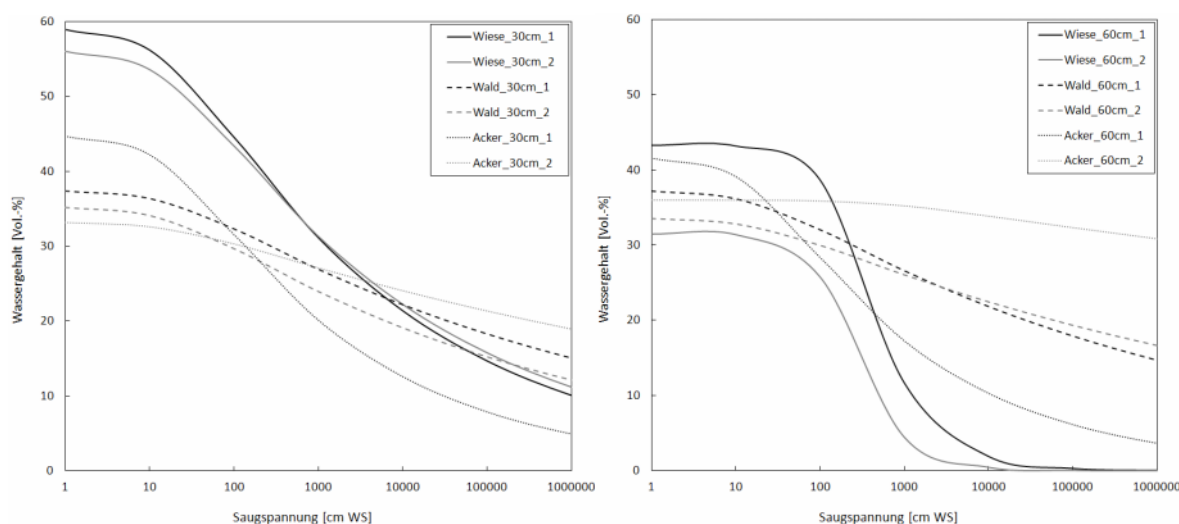


Abbildung 3.37: An die Messwerte im Feld angepasste pF-Kurven (Kriterium RMSE) für Wiese, Wald und Acker in 30 cm (links) und 60 cm (rechts) Tiefe

Der Verlauf der pF-Kurven unterscheidet sich je nach Landnutzung sehr deutlich, stimmt aber innerhalb der jeweiligen Landnutzung wie bereits bei den Laboruntersuchungen gut überein.

In 30 cm Tiefe ist mit 55 Vol.-% - 60 Vol.-% am Grünlandstandort der größte Sättigungswassergehalt festzustellen, während Acker und Wald mit 35 Vol.-% - 45 Vol.-% deutlich geringere Werte aufweisen. Im Gegensatz zu den Laboruntersuchungen lassen sich bei den Feldmessungen größere entwässerbare Porosität erkennen (Bereich unter $pF = 1,8$), die beim Grünlandstandort ca. 10 Vol.-% beträgt. Während die Werte an den beiden Ackerstandorten voneinander abweichen, liegt die entwässerbare Porosität an beiden Waldstandorten bei deutlich unter 5 Vol.-%, was für eine dichtere Bodenmatrix spricht. Analog zu den Laboruntersuchungen ist im weiteren Verlauf der pF-Kurven der Gradient bei den Grünlandstandorten auffällig, was wiederum für das hohe Speicherpotential dieser Böden spricht.

Dies ist ebenfalls in 60 cm Tiefe erkennbar, wobei in diesem Bereich der Grünland (2)-Standort einen deutlich geringeren Sättigungswassergehalt aufweist, was auf eine sehr dichte Lagerung des Bodens in dieser Tiefe zurückzuführen ist. Der bereits mehrfach als Pflugsohle deklarierte Acker (2)-Messplot fällt in beiden Tiefen mit der am schwächsten abfallenden pF-Kurve auf und bestätigt damit eine sehr dichte Lagerung mit einem kaum

vorhandenen Grobporenanteil, wodurch die These der Pflugsohle weiter gestützt wird. Insgesamt werden durch die Erstellung der pF-Kurven aus den Messdaten im Felde die Erkenntnisse der Laboruntersuchungen durchweg bestätigt. Die Grünlandstandorte weisen in dieser Betrachtung ebenfalls die insgesamt günstigsten bodenhydraulischen Eigenschaften auf.

In der weiteren Analyse verschiedener Pedotransferfunktionen hinsichtlich ihrer Eignung für die hydrologische Modellierung des Untersuchungsgebietes im ersten Schritt die Messdaten des Labors verwendet. Im zweiten Schritt wurden die Ergebnisse dann mit Hilfe der Messdaten aus dem Felde validiert.

3.5.2. Parametrisierung von WaSiM-ETH

3.5.2.1. Wahl der geeigneten Pedotransferfunktion

In Kapitel 3.1.2.2 wurden die Einflüsse unterschiedlicher Pedotransferfunktionen (PTF) auf die Modellierungsergebnisse verdeutlicht und insgesamt neun verschiedene PTF vorgestellt. Als Grundlage für die PTF dienen Bodenkenngrößen wie Korngrößenverteilung, Bodendichte und organische Anteile.

Da diese Kenngrößen durch die Laboruntersuchungen für die einzelnen Messplots ermittelt wurden, konnten mit Hilfe der PTF pF-Kurven für die zwölf Bodenproben generiert und anschließend mit den im Labor ermittelten realen pF-Kurven verglichen werden (*Abbildung 3.38*). Hieraus konnte zumindest für den Leitbodentyp Parabraunerde im Untersuchungsgebiet die am besten geeignete PTF ermittelt werden. Da bei den PTF in Tabellenform die Bodendichte nicht oder nur in begrenztem Umfang berücksichtigt wurde, diese aber gemäß den Felduntersuchungen das hydraulische Verhalten der Böden erheblich beeinflusst und auch bei der Parametrisierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen eine besondere Rolle spielt, wurden diese PTF nicht in die weitere Analyse mit einbezogen.

Bei erster Betrachtung der Diagramme (*Abbildung 3.38* bzw. *Anlage A.1.*) ist erkennbar, dass die jeweils im Labor gemessene Kurve meist innerhalb der Streuung aus den verschiedenen mittels PTF generierten pF-Kurven liegt. Der Verlauf ähnelt dabei vor allem den pF-Kurven nach WÖSTEN et al. oder WEYNANTS et al.. Im Bereich unter $pF = 1,8$ kann auch eine gute Übereinstimmung mit der pF-Kurve nach VERECKEN erkannt werden. Jedoch ergab die Analyse der Messdaten, dass dieser Bereich gegenüber den Feldmessungen zu flach verläuft. Die *Tabelle 3.13* zeigt unter Nutzung des Gütekriteriums RMSE die mittlere Abweichung der generierten pF-Kurven von den Labormesswerten.

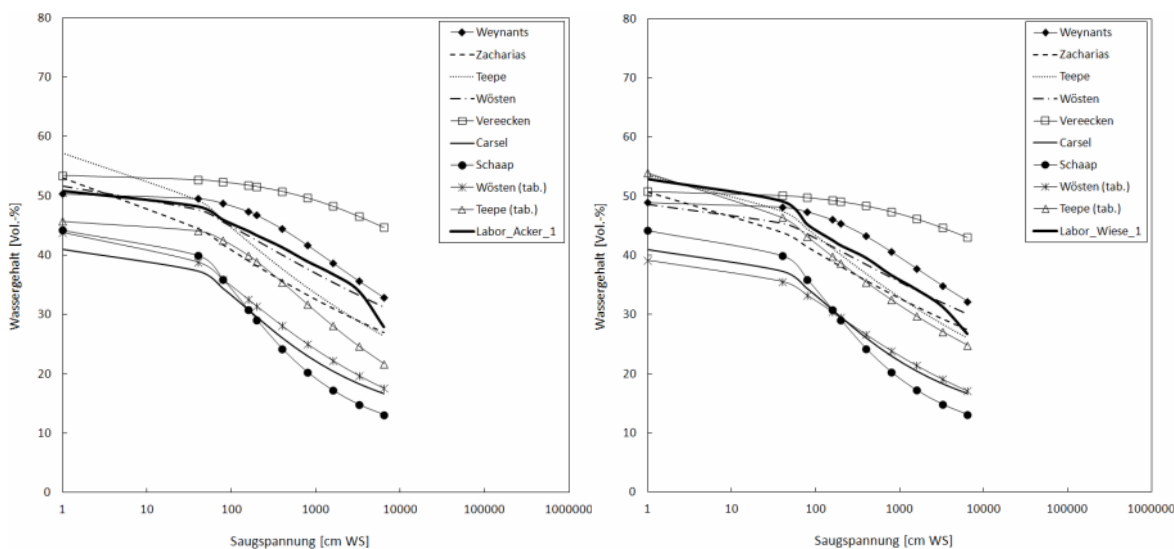


Abbildung 3.38: Im Labor ermittelte pF-Kurven im Vergleich mit den mittels PTF generierten, beispielhaft für die Standorte Acker_1 (in 10 cm Tiefe) und Wiese_1 (in 30 cm Tiefe)

Tabelle 3.13: Mittlere Abweichung in % der mittels PTF generierten pF-Kurven von den im Labor bestimmten

RMSE/ \bar{x} [%]	Grünland		Wald		Acker	
Tiefe: 10 cm	1	2	1	2	1	2
Teepe	14,7	24,2	12,8	13,1	9,1	10,8
Vereecken	19,2	16,2	18,3	21,3	23,9	12,4
Weynants	6,4	10,1	4,3	7,0	6,9	3,6
Wösten	9,7	17,5	5,6	5,8	3,4	8,3
Zacharias	21,2	30,1	11,1	9,6	11,1	11,2
RMSE/ \bar{x} [%]	Grünland		Wald		Acker	
Tiefe: 30 cm	1	2	1	2	1	2
Teepe	5,1	8,7	13,6	16,2	14,4	13,3
Vereecken	23,8	16,4	13,8	14,9	10,3	11,7
Weynants	9,1	6,3	8,1	10,3	4,4	4,3
Wösten	5,5	5,5	7,5	10,1	10,2	8,9
Zacharias	8,3	7,9	5,9	9,7	12,2	10,8

Bei Betrachtung der Tabelle bestätigt sich der erste Eindruck, da die pF-Kurven nach WEYNANTS et al. und WÖSTEN et al. mit einer mittleren Abweichung von 7 % bzw. 8 %

deutlich unter den Abweichungen der anderen PTF liegen.

Um diese Ergebnisse auch für die Feldmessdaten zu verifizieren und schließlich die für die hydrologische Modellierung geeignete PTF zu identifizieren, wurden im nächsten Schritt die mittels PTF generierten pF-Kurven mit den im Felde gemessenen Wertepaaren für Saugspannung und Bodenfeuchte verglichen (Abbildung 3.39 und Anhang A.2.). Hierbei konnten die Laborergebnisse nicht hundertprozentig bestätigt werden, da die pF-Kurve nach WEYNANTS et al. gerade im Bereich unter $pF = 2$ kaum den Messdaten entsprach. Augenscheinlich konnte durch WÖSTEN et al. eine deutlich bessere Übereinstimmung mit den Messdaten erzielt werden.

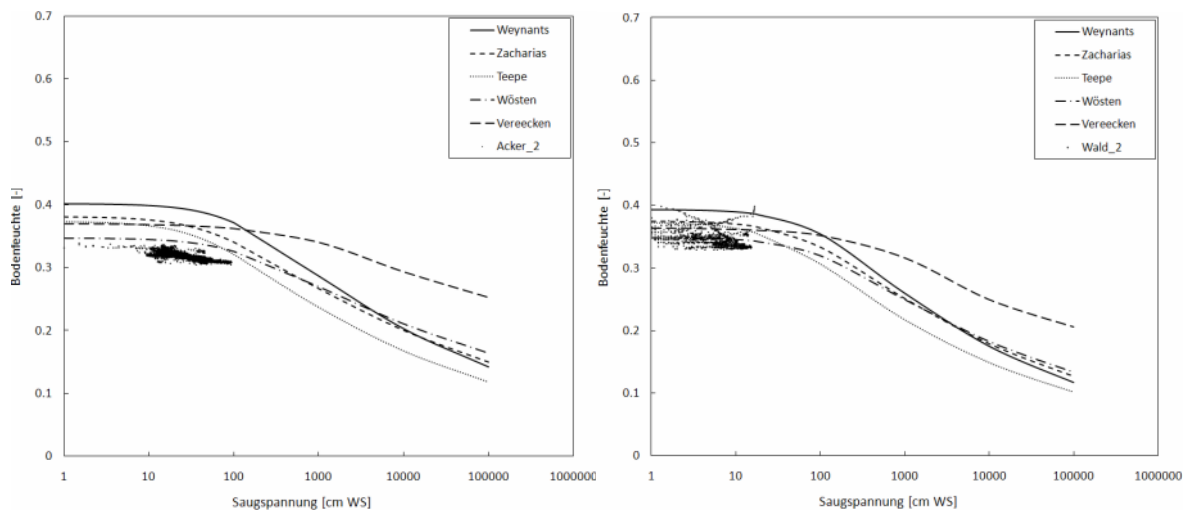


Abbildung 3.39: Im Feld gemessene pF-Werte im Vergleich mit den mittels PTF generierten pF-Kurven, beispielhaft für die Standorte Acker_2 und Wald_2 in 30 cm Tiefe

Die rechnerische Analyse durch Ermittlung der durchschnittlichen Abweichung der generierten Werte von den im Felde gemessenen Werten ergab, dass sich die pF-Kurve nach WÖSTEN et al. mit unter 10 % Abweichung mit Abstand am geringsten von den gemessenen Werten unterscheidet (Tabelle 3.14). In dieser Betrachtung ergab die PTF nach WEYNANTS et al. die größte Abweichung gegenüber den Messdaten.

Somit wurde für die weitere Untersuchung und als Grundlage für das RICHARDS-Bodenmodell in WaSiM-ETH die PTF nach WÖSTEN et al. gewählt. Diese ist gerade im Hinblick auf die Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen als sehr geeignet einzustufen, da neben der Korngrößenverteilung sowohl die Trockenrohdichte als auch der organische Anteil in die Regressionsgleichungen für die VAN GENUCHTEN-Parameter und für die gesättigte Leitfähigkeit mit einfließen.

Tabelle 3.14: Mittlere Abweichung in % der mittels PTF generierten pF-Kurven von den im Feld gemessenen

RMSE/ \bar{x} [%] Tiefe: 30 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
Teepe	9,2	7,0	9,7	10,9	13,9	11,5
Vereecken	16,6	12,4	9,7	10,7	20,7	16,0
Weynants	10,7	8,3	14,9	16,5	19,8	23,5
Wösten	9,0	6,8	7,1	8,8	11,4	8,0
Zacharias	11,1	9,1	10,2	12,1	12,7	15,4
RMSE/ \bar{x} [%] Tiefe: 60 cm	Grünland		Wald		Acker	
	1	2	1	2	1	2
Teepe	6,1	15,7	6,7	8,5	18,5	8,5
Vereecken	6,8	17,5	5,6	8,5	17,2	8,0
Weynants	7,8	29,2	10,6	18,9	22,2	12,9
Wösten	6,9	14,5	5,3	7,3	14,6	7,2
Zacharias	6,4	20,5	7,8	12,2	18,2	9,9

3.5.2.2. Landnutzungsabhängige bodenhydraulische Parameter

Auf Grundlage der Freilandmessungen, Labormessungen, der Standortkundlichen Bodenkarte von Bayern (BGL 1986) und der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA05, BfGR 2005) erfolgte die landnutzungsabhängige Bodenparametrisierung in WaSiM-ETH.

Die räumliche Bodenverteilung der Konzeptbodenkarte für Bayern (Stand 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt) wurde mit Hilfe des Programms ArcGIS mit dem Landnutzungsgrid verschnitten, um für jeden Bodentyp die dazugehörige Landnutzung zu erhalten. Der grundsätzliche vertikale Aufbau der verschiedenen Bodentypen konnte der Standortkundlichen Bodenkarte von Bayern (BGL 1986) entnommen werden, welche in Abhängigkeit der Landnutzung Angaben zu Bodenart, organischen Anteilen und Bodendichte liefert. Die Informationen zur Bodenart ergaben mit Hilfe der KA05 die Masseprozent-Anteile für Sand, Schluff und Ton, welche als Eingangsgrößen für die PTF nach WÖSTEN et al. dienen. Über die in der Standortkundlichen Bodenkartierung angegebenen Humusanteile des jeweiligen Bodens konnten aus der KA05 die mittleren Masseprozentanteile der organischen Anteile als Eingangsgröße für die PTF nach WÖSTEN et al. gewonnen werden (Tabelle 3.15). Sie deckten sich gut mit den in den Laboruntersuchungen erhaltenen organischen Anteilen für die einzelnen Landnutzungen (Tabelle 3.11).

Tabelle 3.15: mittlere Humusanteile gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung KA05 (BfGR 2005, verändert)

Kurzzeichen	Bezeichnung	Masse-%
h0	humusfrei	0
h1	sehr schwach humos	0,5
h2	schwach humos	1,5
h3	mittel humos	3,0
h4	stark humos	6,0
h5	sehr stark humos	11,5

Zusätzlich zum Humusanteil ging als Eingangsparameter in die PTF nach WÖSTEN et al. auch die Trockenrohddichte mit ein, welche der KA05 entnommen werden konnte und anschließend über die in *Abbildung 3.33* aufgeführte Regressionsbeziehung in Abhängigkeit der organischen Anteile des jeweiligen Bodens angepasst wurde. So ergab sich beispielsweise für den Bodentyp Parabraunerde landnutzungsspezifisch folgender vertikaler Bodenaufbau:

Tabelle 3.16: Parametrisierung von organischem Anteil und Trockenrohddichte in Abhängigkeit der Landnutzung, beispielhaft für Parabraunerde

Horizontbezeichnung	Tiefe [cm]	Grünland		Wald		Acker	
		C _{org} [%]	Dichte [g/cm ³]	C _{org} [%]	Dichte [g/cm ³]	C _{org} [%]	Dichte [g/cm ³]
Auflagehumus	ca. + 5	-	-	> 30 %	0,5	-	-
Ah /Ap	ca. 0 - 15	11,5	1,0	6,0	1,3	6,0	1,3
Ah/Al	ca. 15 - 30	6,0	1,3	3,0	1,5	6,0	1,3
Bt	ca. 30 - 50	3,0	1,5	0	1,6	0	1,7
Cv	ca. > 50	0	1,7	0	1,7	0	1,7

Analog zur Bodenmatrix wurden die präferenziellen Fließwege differenziert für die unterschiedlichen Landnutzungsformen im Bodenmodell parametrisiert. Den Ackerflächen wurde dabei der geringste Makroporenanteil und den Waldflächen der größte zugewiesen (*Tabelle 3.17*). Als Anhaltspunkt für die Dimensionierung dienten Untersuchungen nach ZEHE (1999) und AKKERMANN (2004).

Tabelle 3.17: Parametrisierung der Makroporen in Abhängigkeit der Landnutzung; konv.: konventionelle Bewirtschaftung

Landnutzung	Acker (konv.)	Grünland	Wald
Makroporenkapazität	0,5 mm	2,0 mm	3,0 mm
Maximale Makroporentiefe	0,3 m	0,8 m	1,0 m

3.5.2.3. Parametrisierung der Vegetation

Die Vegetation wird in WaSiM-ETH über folgende Parameter definiert:

- Albedo α [-]
- Bewuchshöhe h bzw. aerodynamische Rauheitslänge z_0 [m^2]
(ca. $0,136 \cdot h$, BRUTSAERT 1982)
- Blattflächenindex LAI [m^2/m^2]
- Stomatawiderstand r_c [s/m]
- Vegetationsbedeckungsgrad VCF [m^2/m^2]
- Wurzeltiefe z [m]

Von diesen Parametern hängt damit unter Nutzung des PENMAN-MONTEITH-Ansatzes die Verdunstungshöhe, aber auch das Interzeptionspotential der jeweiligen Vegetationsform ab. Dabei kann in WaSiM-ETH 8.4.2 eine bis zu täglich aufgelöste Parametrisierung der Landnutzung erfolgen, welche von der Genauigkeit der Mess- bzw. der Literaturwerte abhängt. Liegen keine Messwerte vor, bietet sich innerhalb der Intervalle der in der Literatur verfügbaren Pflanzenparameter die Möglichkeit der Feinkalibrierung zur Anpassung der Gesamtwasserbilanz. Verwendete Literaturangaben für o. a. Pflanzenparameter sind ROBOCK (1980), HOYNINGEN-HUENE (1983), BRUTSAERT (1982), SCHRÖDTER, H. (1985), BURMAN & POCHOP (1994), DEMIRCAN (1995), DISSE (1995), EHLERS (1996), SCHULLA & JASPER (1998), NIEHOFF (2001), ATV-DVWK (2002) und BREUER ET AL. (2003). Folgende Diagramme zeigen beispielhaft für die im Windachgebiet typischen Landnutzungen Grünland, Nadelwald und Mais die mittleren Werte der einzelnen Vegetationsparameter, welche den o. g. Quellen entnommen wurden. Auf Grund fehlender Messdaten dienten diese Werte als Grundlage für die weitere Modellierung.

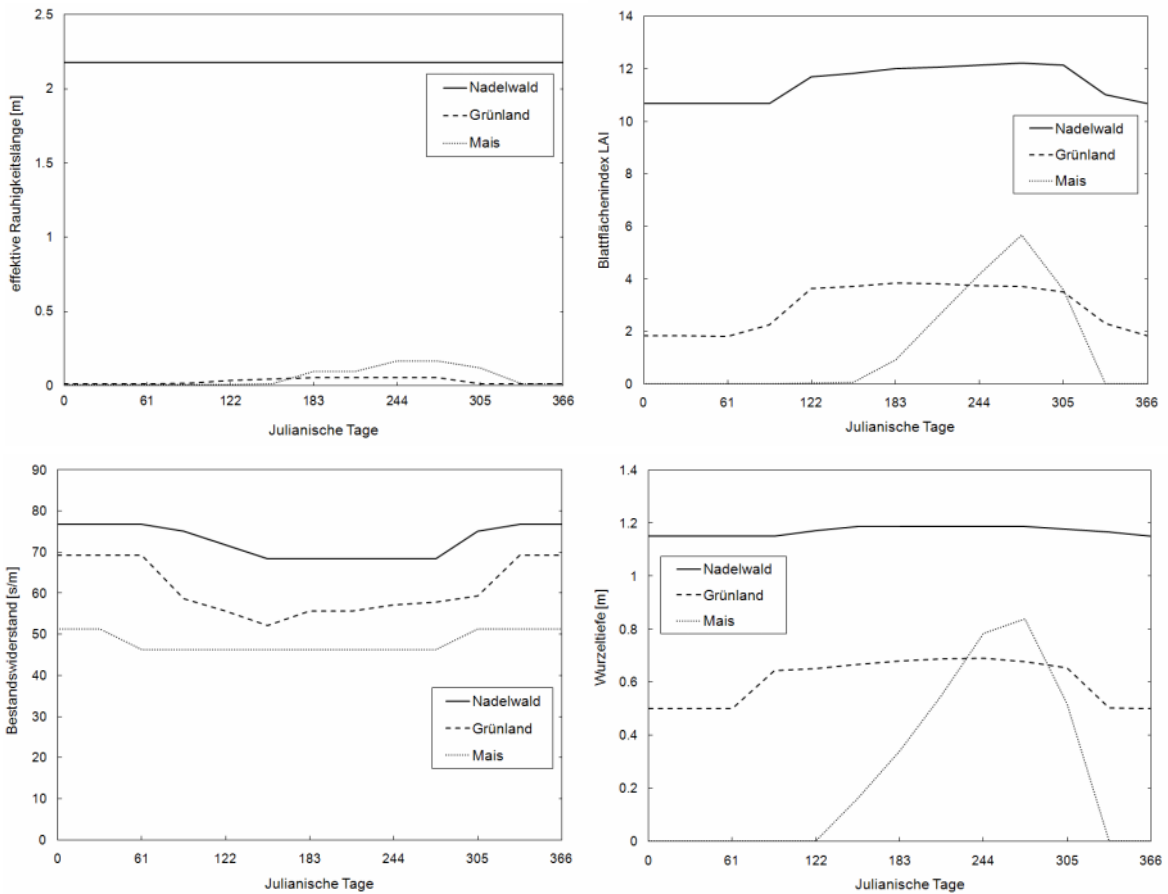


Abbildung 3.40: Mittlere Literaturwerte ausgewählter Vegetationsparameter für Nadelwald, Grünland und Mais; oben links: effektive Rauheitslänge, oben rechts: Blattflächenindex, unten links: Bestandswiderstand, unten rechts: Wurzeltiefe

3.5.3. Kalibrierung von WaSiM-ETH

Die Modellkalibrierung von WaSiM-ETH erfolgte am Pegel Greifenberg ($A_{EZG} = 124,12 \text{ km}^2$) nahe dem Gebietsauslass. Neben einer Optimierung des Gütekriteriums nach NASH & SUTCLIFFE (1970) und einer stimmigen Volumenbilanz war die realitätsgetreue Erfassung der einzelnen Abflusskomponenten Kalibrierungsschwerpunkt. Zur Modellkalibrierung wurden ausschließlich konzeptionelle Parameter verwendet, welche nicht anhand von Feld- und Labormessungen sowie eingehender Literaturstudien definiert wurden. Die in den vorhergehenden Kapiteln festgelegten Pflanzen- und Bodenparameter wurden damit innerhalb der Kalibrierung nicht variiert. Dadurch soll eine weitgehend physikalisch basierte Modellierung des Ist-Zustandes und der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen gewährleistet werden, welche ausschließlich durch Anpassung der physikalisch basierten Parameter im Modell umgesetzt werden.

3.5.3.1. Gewählte Zeiträume

Folgende Zeiträume wurden innerhalb der Kalibrierung und Validierung berücksichtigt:

- 01.06.2002 bis 31.05.2003, inkl. Augusthochwasser 2002 (Kalibrierung)
- 01.06.2003 bis 31.08.2005, inkl. Augusthochwasser 2005 (Validierung)

In jedem Betrachtungszeitraum wurde damit jeweils ein Hochwasserereignis berücksichtigt (August 2002 und August 2005). Um das nördliche Teileinzugsgebiet der Windach an diesen Realereignissen kalibrieren zu können, wurde das restliche Gebiet südlich des Windachspeichers mit einbezogen. Dies erfolgte mit Hilfe der Abflussganglinie des Windachspeichers, welche als Zuflussrandbedingung für das Nordgebiet definiert wurde. Dadurch konnte der reale Gesamtabfluss für die jeweiligen Zeiträume am Pegel Greifenberg nachgebildet werden (vgl. Kap. 3.2.1, *Abbildung 3.4*). Zur Abschätzung der Wirksamkeit der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen dienten in der weiteren Untersuchung ausschließlich die Abflüsse im Nordgebiet. Zusätzlich wurden zur Beurteilung der Güte der Kalibrierungsergebnisse eine Grundwassermessstelle im Windachgebiet und die im Saubachgebiet gewonnenen Messdaten (Messzeitraum 2009 - 2010) herangezogen.

3.5.3.2. Parametersensitivitäten

Für die Kalibrierung dienten in erster Linie die konzeptionellen Parameter des Bodenmodells sowie die Eigenschaften des gekoppelten zweidimensionalen Grundwassermodells (Grundwasserleitfähigkeit und Kolmation). Die *Tabelle 3.18* gibt einen Überblick über die wichtigsten Kalibrierungsparameter in WaSiM-ETH.

Tabelle 3.18: Parametersensitivitäten der wichtigsten Kalibrierungsparameter in WaSiM-ETH; %-Angaben beziehen sich auf die Veränderung der Gesamtabflussspitze durch Variation der Kalibrierungsparameter innerhalb des Wertebereichs beim maßgeblichen Kalibrierungsereignis (August 2002)

Teilmodell	Parameter	Wertebereich	Beeinflusste Abflusskomponenten	Auswirkung auf Gesamtabflussspitzen
Boden-Modell	k_d bzw. k_i (Retentionskonstante für Direktabfluss bzw. Zwischenabfluss)	5 - 100	Direktabfluss bzw. Zwischenabfluss	groß, abh. vom Anteil an Direktabfluss bzw. Zwischenabfluss (> 30 %)
	d_r (Skalierung des Interflows)	5 - 50	Primär: - Interflow - Direktabfluss Sekundär: - Basisabfluss	mittel (10 % - 20 %)
	k_{rec} (Abnahme der gesättigten Leitfähigkeit mit der Tiefe)	0,1 - 0,9	Primär: - Interflow Sekundär: - Basisabfluss - Direktabfluss	gering (< 10 %)
Grundwassermodell	Kolmationsgrid	$1 \cdot 10^{-7}$ - $1 \cdot 10^{-5}$	Primär: - Basisabfluss - Direktabfluss Sekundär: - Interflow	mittel (10 % - 20 %)
	gesättigte Leitfähigkeit des Aquifers (x,y-Richtg.)	$1 \cdot 10^{-6}$ - $1 \cdot 10^{-5}$	alle Abflusskomponenten gleichermaßen	mittel (10 % - 20 %)
Schnee-Modell	TGF (Tag-Grad-Faktor)	1,5 - 3,0	Direktabfluss	mittlere Auswirkung vor allem im Frühjahr

Demnach haben die Retentionskonstanten für den Oberflächenabfluss und den Zwischenabfluss k_d und k_i den größten Einfluss auf die Form der simulierten Abflussganglinie. Die Variation dieser Parameter bewirkt ohne Änderung des Gesamtabflussvolumens eine Stauchung oder Streckung der Abflussganglinie. Die Aufteilung in die einzelnen Abflusskomponenten kann vor allem durch den Skalierungsparameter für den Zwischenabfluss d_r beeinflusst werden, was wiederum Auswirkungen auf die Abflussspitzen hat. Mittels der Parameter Kolmation und Leitfähigkeit des Aquifers im gekoppelten Grundwassermodell können primär Basisabfluss und Grundwasserstand angepasst werden, wobei zusätzliche Einflüsse auf die übrigen Abflusskomponenten auftreten. Die *Abbildung 3.41* verdeutlicht die genannten Zusammenhänge für die wichtigsten Kalibrierungsparameter beispielhaft für das Auguthochwasser 2002. WaSiM-ETH wurde für das Windachgebiet am Pegel Greifenberg in folgenden Schritten kalibriert:

- Herstellung ausgeglichener Grundwasserbedingungen (Jahresgang)
Dabei spielen die Initialisierung des Grundwasserstandes sowie die Anzahl der Vorläufe – im Windachgebiet bewährten sich drei Läufe mit jeweils einer Dauer von einem Jahr – zum Füllen der Initialspeicher eine Rolle.
- Anpassung des Grundwasserstandes (Vergleich mit GW-Messstelle Eching)
Über die Aquiferdicke kann der Grundwasserstand weiter angeglichen werden. Zusätzlich wird der Grundwasserstand über die Leitfähigkeit des Aquifers und die Kolmation definiert.
- Parametrisierung des Basisabflusses
Eine größere Leitfähigkeit des Aquifers sowie eine geringere Kolmation führen zu dynamischeren und insgesamt höheren Basisabflüssen.
- Parametrisierung des Zwischenabflusses
Der Parameter d_r ermöglicht eine Erhöhung des Zwischenabflusses in Volumen und Spitze um das Dreifache mit einer entsprechenden Reduzierung des Oberflächen- und Basisabflusses.
- Überprüfung durch Volumenbilanz
Die Justierung erfolgt in erster Linie durch d_r und die Parameter des Grundwassermodells. Weiterhin können Landnutzungsparameter wie Oberflächenwiderstände, Blattflächenindices oder Schichtdicken des Wasserfilms auf den Blattflächen im Rahmen der Literaturwerte genutzt werden.
- Streckung bzw. Stauchung der Abflussspitzen
Die Form der Abflussganglinie wird durch die Retentionsparameter k_d für den Oberflächenabfluss und k_i für den Zwischenabfluss maßgeblich verändert, wobei das Abflussvolumen konstant bleibt.

(Die kursiven Angaben beziehen sich ausschließlich auf die Kalibrierung des Windachgebiets und können für andere Einzugsgebiete abweichen.)

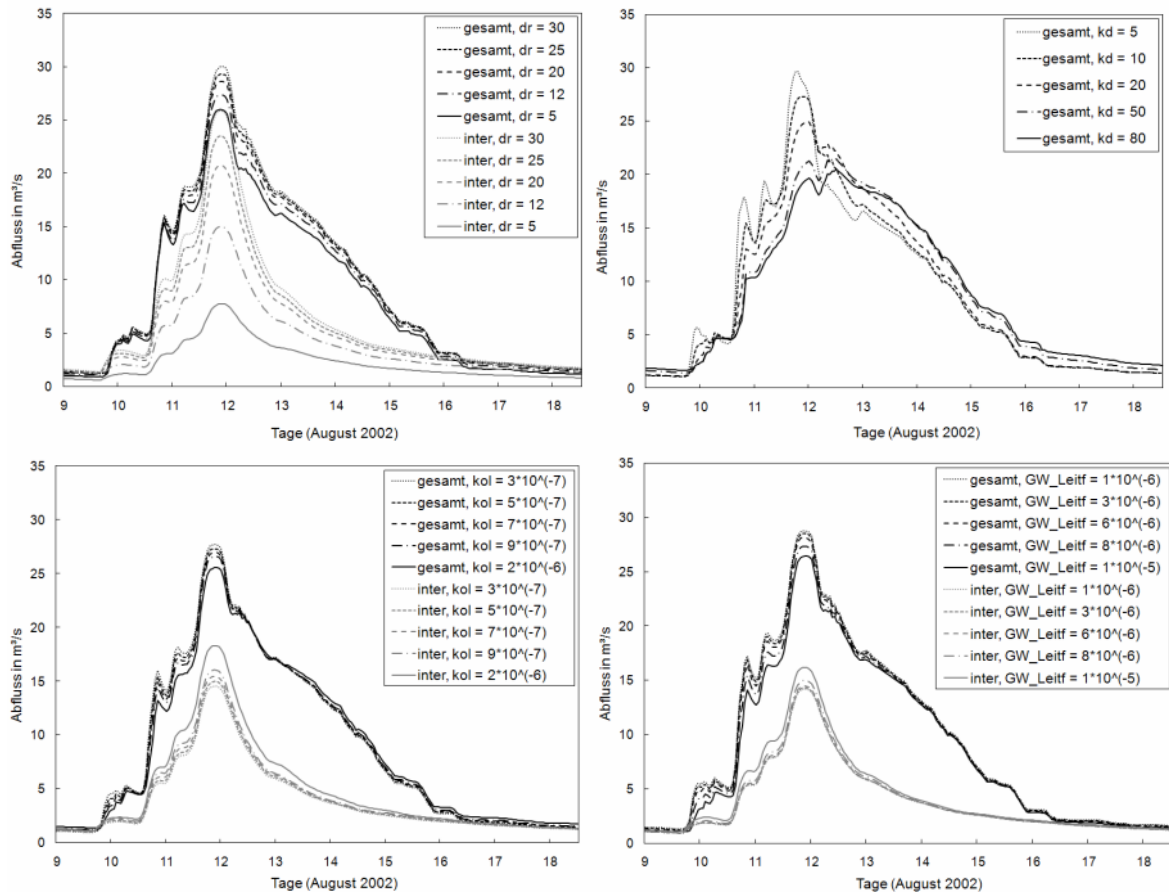


Abbildung 3.41: Parametersensitivitäten am Beispiel des Augusthochwassers 2002 für Gesamt- und Zwischenabfluss; oben links: d_r [-], oben rechts: k_d [1/s], unten links: Leitfähigkeit der Kolmationsschicht [m/s], unten rechts: Leitfähigkeit des Aquifers [m/s]

3.5.3.3. Ergebnisse

Die Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse können als sehr gut bewertet werden (Tabelle 3.19). In beiden Fällen wurde ein Gütekriterium nach NASH & SUTCLIFFE (1970) von deutlich über 0,9 erzielt. Auch bei den simulierten Gesamtabflussvolumina besteht eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Werten. Dabei wird der Niedrigwasserbereich fast ausschließlich durch den simulierten Basisabfluss abgebildet, wie es auch in der Realität der Fall ist.

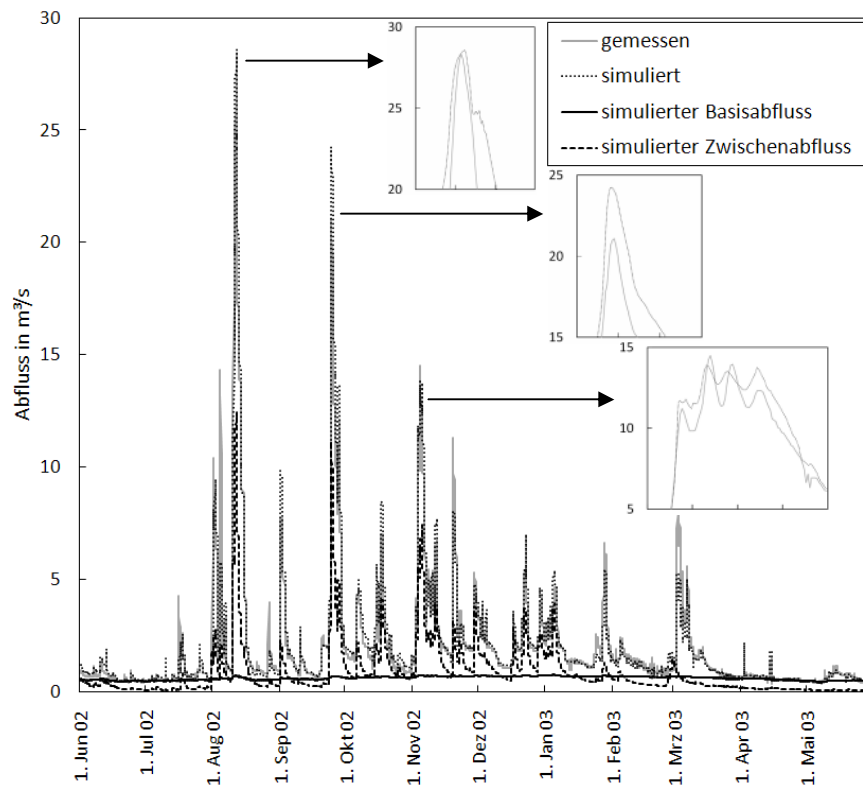
Tabelle 3.19: Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung von WaSiM-ETH

	Kalibrierung	Validierung
Gütekriterium nach NASH & SUTCLIFFE (1970)	0,94	0,93
Volumen (sim.)/Volumen (gem.)	1,03	1,00
Basisabfluss/Gesamtabfluss	0,29	0,44

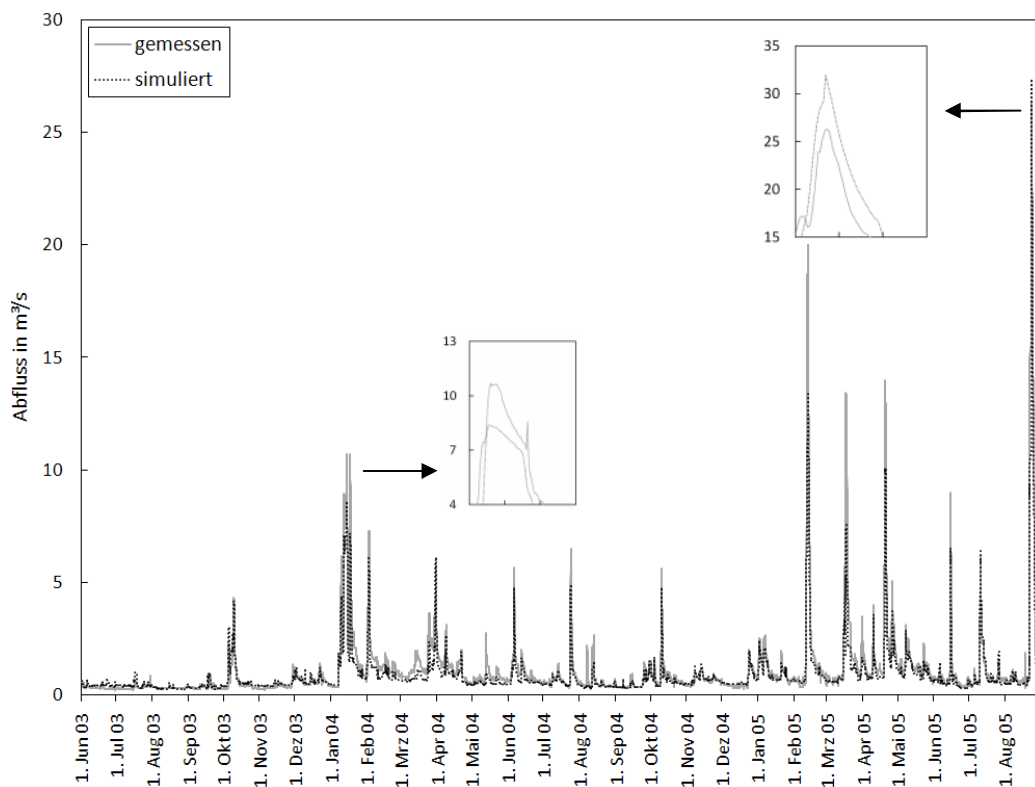
Im Kalibrierungszeitraum wird sowohl das Hochwasserereignis von 2002 als auch der Niedrigwasserbereich genau getroffen (*Abbildung 3.42*). Bei den kleineren Abflussspitzen gibt es zum Teil leichte Unter- bzw. Überschätzungen. Insgesamt werden die drei Abflusskomponenten realitätsnah wiedergegeben, da die kleineren Spitzen gerade im Herbst und im Winter hauptsächlich durch den Zwischenabfluss gebildet werden. Der Oberflächenabfluss trägt vor allem bei den großen Ereignissen und im Frühling bei Schneeschmelze zum Abflussgeschehen bei.

Im Validierungszeitraum sind die Zusammenhänge zwischen simulierten und gemessenen Abflüssen ähnlich, da hier der Niedrigwasserverlauf ebenfalls weitgehend der Realität entspricht. Die mittleren Spitzen wurden etwas unterschätzt, der Hochwasserabfluss von 2005 leicht überschätzt (*Abbildung 3.43*).

Der Vergleich mit den Werten der Grundwassermessstelle Eching zeigt, dass in diesem Gebiet der simulierte Grundwasserstand von der Höhe her mit der gemessenen Ganglinie grundsätzlich übereinstimmt (*Abbildung 3.44*). Dass die Dynamik nicht nachgebildet werden konnte liegt daran, dass der simulierte Grundwasserstand im Modell ein gemittelter Flächenwert des Teilgebietes zwei ist, in dem sich die Grundwassermessstelle Eching befindet, die im Gegensatz dazu Punktmesswerte liefert.



**Abbildung 3.42: Kalibrierung von WaSiM-ETH am Pegel Greifenberg ($A_{EZG} = 124,12 \text{ km}^2$);
Zoomfenster: ausgewählte Abflussspitzen**



**Abbildung 3.43: Validierung von WaSiM-ETH am Pegel Greifenberg ($A_{EZG} = 124,12 \text{ km}^2$);
Zoomfenster: ausgewählte Abflussspitzen**

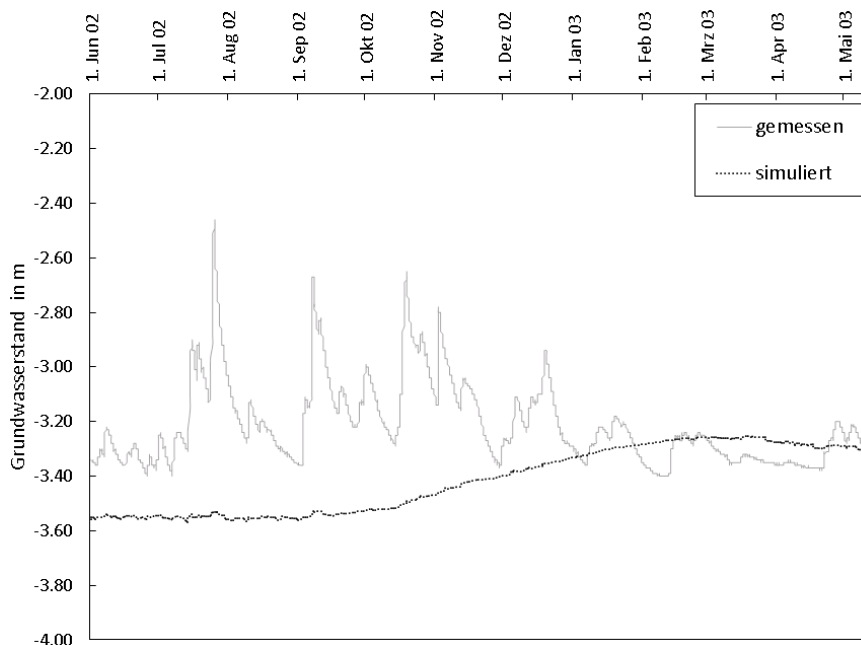


Abbildung 3.44: Vergleich von simuliertem Grundwasserstand und tatsächlichem an der Grundwassermessstelle Eching

Die Modellvalidierung wurde zusätzlich anhand der in dieser Untersuchung gewonnenen Messdaten aus dem Intensiv-Messgebiet Saubach durchgeführt (Zeitraum: 10/2009 - 03/2010). Dabei wurde der simulierte Bodenfeuchteverlauf an der Rasterzelle im Modell, an der sich die Messplots des Intensiv-Messgebiets Saubach (vgl. Kap. 3.2.2) befinden, mit den gemessenen Werten verglichen. Da sich sowohl der Acker- als auch der Grünlandmessplot innerhalb der 100 m x 100 m Rasterzelle im Modell befinden, sind in *Abbildung 3.45* die Bodenfeuchteganglinien für Acker und für Grünland abgebildet. Die im Modell als Grünland definierte Rasterzelle gibt vor allem die beim Grünland-Messplot ermittelte Bodenfeuchteganglinie an diesem Standort vom mittleren Wert wie auch von der Dynamik her gut wieder, wobei die Amplitude moderater als bei der Punktmessung ausfällt.

Weiterhin wurde der simulierte Abfluss im Teilgebiet Saubach mit dem durch den H-Flume aufgezeichneten Abfluss verglichen. Die meteorologischen Daten der i-Metos Wetterstation (vgl. Kap. 3.2.2.2) dienen dabei als Modellinput für WaSiM-ETH. In *Abbildung 3.46* ist der Abfluss an diesem Pegel von Oktober 2009 bis Februar 2010 dargestellt. Die Dynamik der Abflüsse wird gut und das Hochwasserereignis im Dezember 2010 sehr gut getroffen, so dass auch unter diesen Gesichtspunkten die Modellkalibrierung als sehr gut bewertet werden kann.

Sowohl im Messgebiet als auch im gesamten Untersuchungsgebiet wurden die oberirdischen Abflüsse sehr gut nachgebildet und die unterirdischen Verhältnisse von den Tendenzen her gut erfasst, so dass eine prozessorientierte Modellierung der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen für das Untersuchungsgebiet mit WaSiM-ETH gewährleistet werden kann.

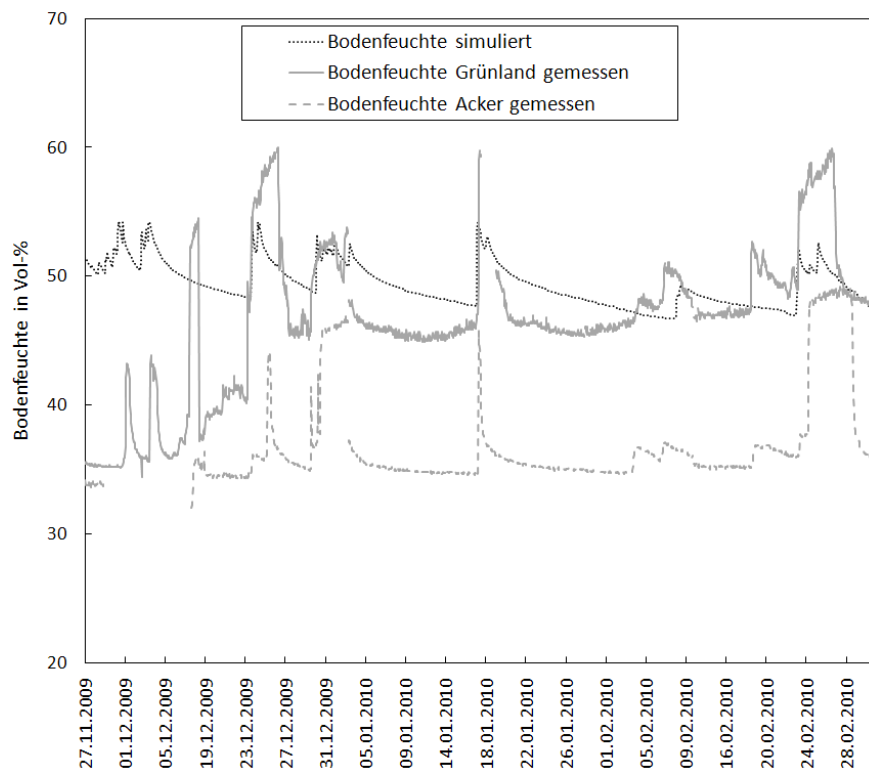


Abbildung 3.45: Vergleich der simulierten Bodenfeuchte mit der realen im Messgebiet Saubach in 30 cm Tiefe

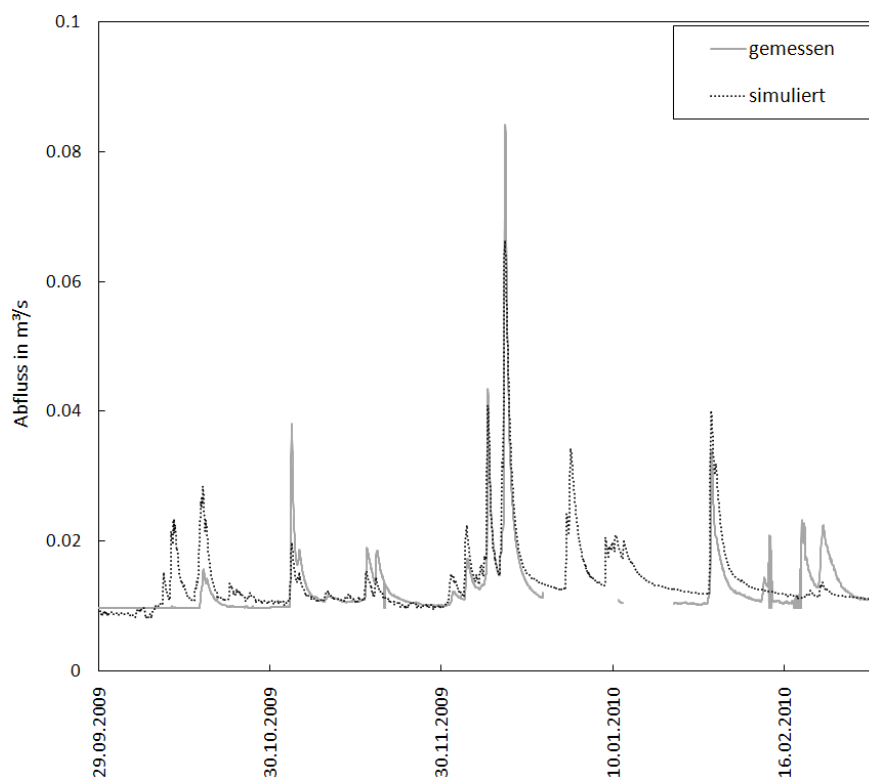


Abbildung 3.46: Vergleich des gemessenen und simulierten Abflusses am Pegel Saubach (Teilzugsgebiet im Windachgebiet, $A_{EZG} = 1,53 \text{ km}^2$)

3.5.4. Randbedingungen für HYDRO_AS-2D

3.5.4.1. Rauheiten

Für die Modellierung der Rauheiten wurden Erfahrungswerte gemäß dem Handbuch HYDRO_AS-2D (NUJIC 2006) und die in Kapitel 2.2.3 aufgeführten Rauheitsbeiwerte verwendet (Tabelle 3.20).

Tabelle 3.20: Verwendete Rauheiten für die Modellierung der Windach und ihrer Zuflüsse mit HYDRO_AS-2D

Landnutzung	Stricklerbeiwert in $m^{1/3}/s$
Waldflächen	10
Kulturland	14
Siedlung	15
Moor	16
Grünland	20
Gewässer	31
Auenv egetation	10

Zur Bestimmung der regionalen Verteilung der unterschiedlichen landnutzungsbedingten Rauheitswerte diente das in WaSiM-ETH genutzte Landnutzungsgrid (vgl. Kap. 3.4.1.1), welches dem HYDRO_AS-2D-Berechnungsnetz hinterlegt wurde (Abbildung 3.47).

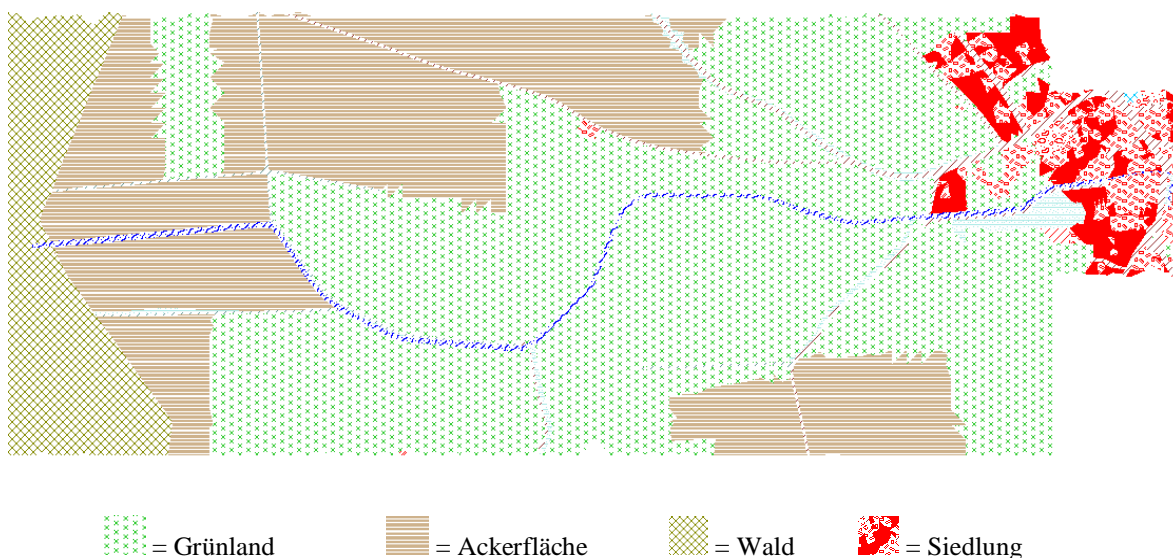


Abbildung 3.47: Verteilung der Rauheiten im Einzugsgebiet der Windach für HYDRO_AS-2D am Beispiel Saubach

3.5.4.2. Offline-Kopplung mit WaSiM-ETH

Um die Wirksamkeit der simulierten Maßnahmen trotz der Verwendung zweier unterschiedlicher Modelle (WaSiM-ETH 8.4.2 und HYDRO_AS-2D) vergleichen zu können, müssen für beide Modelle gleiche Randbedingungen vorliegen und ihre Simulationsergebnisse für den Ist-Zustand übereinstimmen.

Die Landnutzungsverteilung kann in beiden Modellen als gleich angesehen werden, da das Landnutzungsgrid von WaSiM-ETH als Basis für die Zuweisung der Rauheiten in HYDRO_AS-2D diene (vgl. Kap. 3.5.4.1).

Die Zuflussrandbedingungen in HYDRO_AS-2D definieren sich über die Abflüsse der Teileinzugsgebiete in WaSiM-ETH. Auf Grund der hochaufgelösten Einzugsgebietsstruktur von WaSiM-ETH ergeben sich durch die zahlreichen Pegelstellen insgesamt 65 Zuflussrandbedingungen für das hydrodynamisch-numerische Modell. Die *Abbildung 3.48* verdeutlicht dies am Beispiel des Saubachs: Die Abflüsse der vier kleinen Teileinzugsgebiete summieren sich über die Fließlänge des Saubachs bis hin zur Windach zum Gesamt-abfluss auf. Auf Grund der sehr kleinen Teileinzugsgebiete entsteht somit eine quasi-diffuse Zugabe der Abflüsse. Dadurch wird in HYDRO_AS-2D vermieden, dass es in der Tiefe des Einzugsgebiets zu verfrühten Ausuferungen kommt, weil trotz kleinerer Querschnitte eine einzige Zuflussganglinie verwendet wird, die vom Volumen her der Ausflussganglinie entspricht.

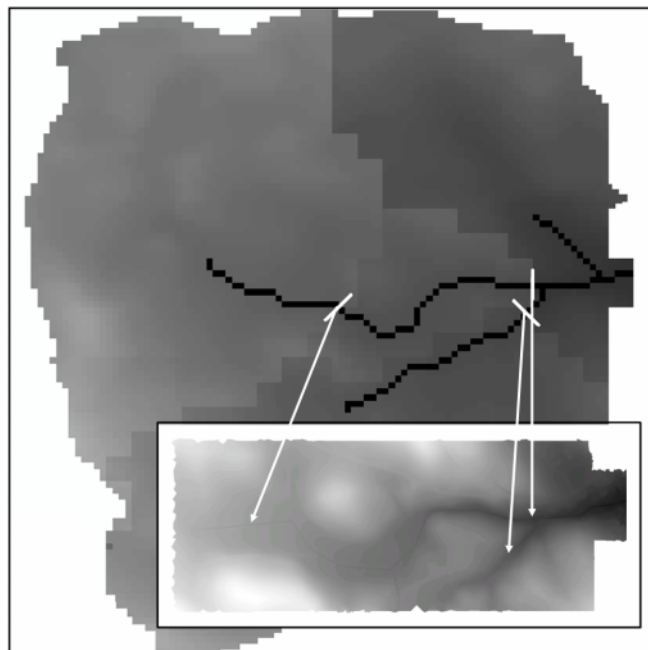


Abbildung 3.48:Prinzip der offline-Kopplung von WaSiM-ETH und HYDRO_AS-2D am Beispiel des Windachzuflusses Saubach; großes Fenster: Teilgebietsstruktur in WaSiM-ETH mit Pegelstellen, kleines Fenster: Berechnungsnetz von HYDRO_AS-2D, weiße Pfeile: Zuflussrandbedingungen der Teilgebietsabflüsse

Durch diese offline-Kopplung der beiden Modelle konnte eine hohe Modellübereinstimmung für den Ist-Zustand erzielt werden, was sich beim zehnjährlichen Hochwasserabfluss (Augusthochwasser 2002) im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach zeigt (*Abbildung 3.49*):

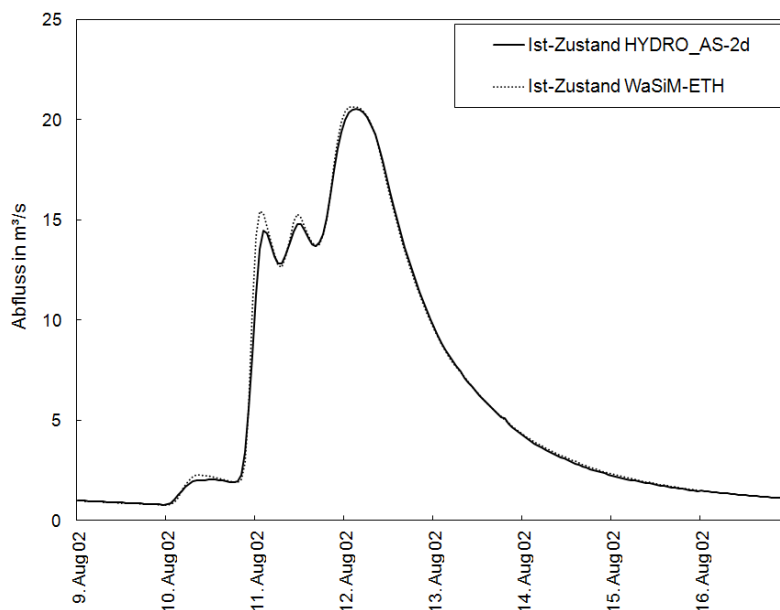


Abbildung 3.49: Zehnjährlicher Hochwasserabfluss im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach (Pegel Greifenberg), simuliert mit HYDRO_AS-2D und WaSiM-ETH

Der Modellansatz ist somit geeignet, die einzelnen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen mit dem dafür vorgesehenen Modell zu simulieren und anschließend die Wirksamkeiten zu vergleichen. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, Maßnahmenkonzepte zu entwickeln, indem man zuerst verschiedene Maßnahmenzenarien in WaSiM-ETH simuliert und die Ergebnisse anschließend als Zuflussrandbedingungen in HYDRO_AS-2D zur Berücksichtigung von zusätzlichen Gewässerrenaturierungen im jeweiligen Maßnahmenkonzept verwendet.

4. Anwendung der Modelle

Beim Nachweis der Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen wurde so vorgegangen, dass im ersten Schritt einzelne Maßnahmen betrachtet wurden, um nach deren Bewertung im zweiten Schritt ein für das Gebiet wirksames und realisierbares Maßnahmenkonzept zu entwickeln. Die Berechnungen wurden anhand von vier unterschiedlichen Hochwasserereignissen durchgeführt, da die Wirksamkeit der Maßnahmen für verschiedene Niederschlagsformen – advektiv und konvektiv – quantifiziert werden sollte. Zwei der Ereignisse waren Realereignisse und zwei waren künstlich generierte Zukunftsszenarien (*Abbildung 4.1*). Die beiden Realereignisse (August 2002 und Mai 1999) sind charakteristische advektive Hochwasserereignisse mit einer Dauer von mehreren Tagen und einem lang anhaltenden Vorregenereignis kombiniert mit einer hohen Vorfeuchte im Boden. Im Gegensatz dazu sind die beiden Zukunftsszenarien (Juli 2034 und September 2042) typische konvektive Hochwasserereignisse mit einer kurzen Anstiegszeit, einer geringen Gesamtdauer und einem relativ geringen Volumen. Generiert wurden diese Ereignisse innerhalb der Studie „Entwicklung einer Methodik zur Erstellung von Hochwasserrückhaltekonzepten unter Berücksichtigung des Klimawandels am Beispiel der Windach“ (RIEGER 2010) unter Nutzung der regionalen Klimamodelle REMO und MM5.

Die Jährlichkeiten der Realereignisse sind am Pegel Greifenberg für das Gesamteinzugsgebiet der Windach ($A_{EZG} = 124 \text{ km}^2$) gemäß dem Hochwassernachrichtendienst Bayern (www.hnd.bayern.de, Zugriff 04/2011) als HQ_5 (August 2002) bzw. als HQ_{50} (Mai 1999) einzustufen. Innerhalb dieser Hochwasserstatistik wurde die Wirkung des Windachspeichers, der die Abflüsse aus dem südlichen Teilgebiet deutlich dämpft und zu entsprechend geringeren Abflüssen am Pegel Greifenberg führt, mit berücksichtigt. Da in dieser Untersuchung ausschließlich das nördliche Teilgebiet ($A_{EZG} = 65 \text{ km}^2$) betrachtet wurde, ergeben sich aus den Abflüssen des Nordgebietes (*Abbildung 4.1*, Abfluss „simuliert ohne Speicher“) höhere Jährlichkeiten, wenn sie auf die Fläche des Gesamtgebiets umgerechnet werden oder die Abflussspenden mit dem HQ_{100} -Abflussspendendiagramm des Bayerischen Landesamtes für Umwelt verglichen werden (*Abbildung 4.2*). Das Pfingsthochwasser 1999 ist mit $43 \text{ m}^3/\text{s}$ (Nordgebiet) bei dieser Umrechnung (dann ca. $83 \text{ m}^3/\text{s}$) als ein selteneres Ereignis als ein HQ_{100} (Annahme HQ_{100}) einzustufen. Der errechnete Abfluss für das nördliche Teileinzugsgebiet entspricht einer Abflussspende von ca. $660 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$ und damit gemäß dem HQ_{100} -Abflussspendendiagramm (Isar-Gebiet) ebenfalls einem HQ_{100} . Damit liegt für das August 2002-Ereignis mit einer Abflussumrechnung von $21 \text{ m}^3/\text{s}$ auf etwa $40 \text{ m}^3/\text{s}$ die Jährlichkeit zwischen HQ_{10} und HQ_{20} (Annahme HQ_{10}). Die Plausibilität dieser Annahmen ergibt sich weiterhin durch die Betrachtung eines dem nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach sehr ähnlichen Einzugsgebiets, das in etwa auf dem gleichen geographischen Breitengrad liegt: Pegel Aßling/Attel ($A_{EZG} = 66,58 \text{ km}^2$). Das HQ_{100} liegt in diesem Gebiet bei $35 \text{ m}^3/\text{s}$, das HQ_{50} bei $30 \text{ m}^3/\text{s}$ und das HQ_{10} bei $18 \text{ m}^3/\text{s}$

(www.hnd.bayern.de, Zugriff 04/2011).

Die Abflüsse der Zukunftsszenarien können demnach gemäß ihrer Abflussspitzen als HQ_{50} (Juli 2034, Szenario 1) und als HQ_{60} (September 2042, Szenario 2) festgelegt werden.

Erwartungsgemäß weisen diese beiden durch konvektive Niederschläge generierten Abflüsse trotz ihrer höheren Jährlichkeiten deutlich geringere Abflussvolumina auf als das reale HQ_{10} -Ereignis (Tabelle 4.1). In den weiteren Ausführungen werden die genannten Hochwasserereignisse wie folgt bezeichnet:

- Auguthochwasser 2002: HQ_{10_a} (a für advektiv)
- Pfingsthochwasser 1999: HQ_{100_a}
- Szenario 1 (Juli 2034): HQ_{50_k} (k für konvektiv)
- Szenario 2 (September 2042): HQ_{60_k}

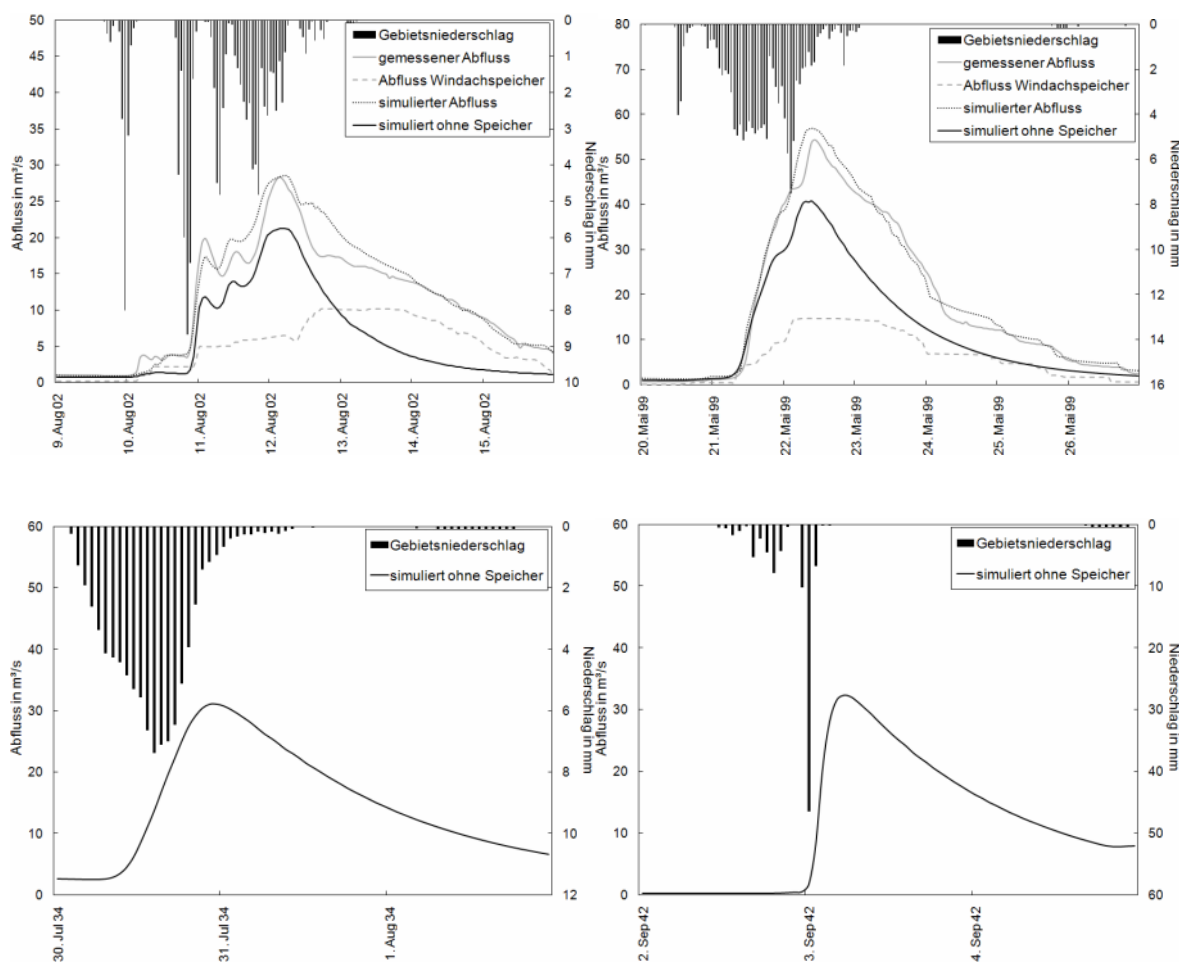


Abbildung 4.1: Ereignisse zur Simulation dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen (verwendet wurden die Ereignisse „ohne Speicher“, Pegel Greifenberg; oben links: Auguthochwasser 2002 (HQ_{10}), oben rechts: Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100}), unten links: Szenario 1 (HQ_{50}), unten rechts: Szenario 2 (HQ_{60}))

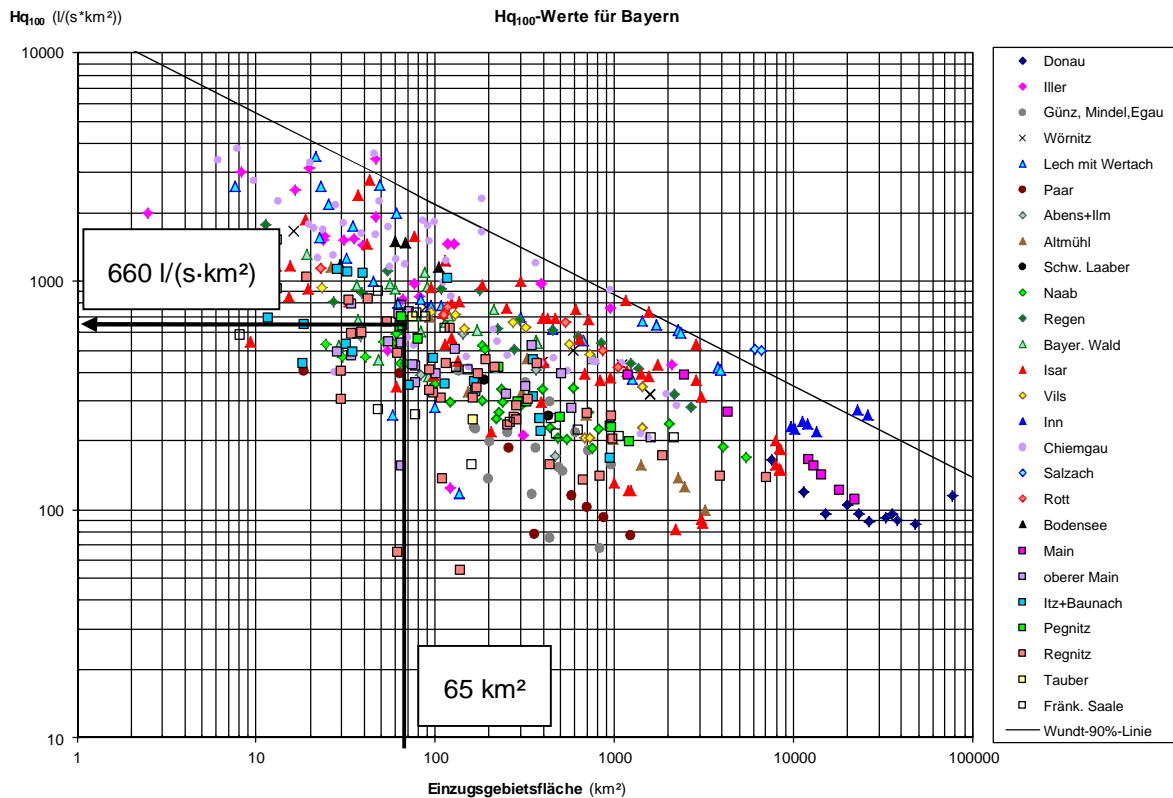


Abbildung 4.2: HQ₁₀₀-Werte an Bayerischen Pegeln (Hydrologische Planungsgrundlagen, www.lfu.bayern.de, Zugriff 04/2011) inkl. Abfluss des Pfingsthochwassers 1999 im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach ($A_{EZG} = 65 \text{ km}^2$ am Pegel Greifenberg)

Tabelle 4.1: Ereignisse zur Simulation dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen (a = advektiv, k = konvektiv, N = Niederschlag)

Ereignis (Abkürzung)	Abfluss-Spitze	Jährlichkeit	Abflussvolumen
Augusthochwasser 2002 (HQ _{10_a})	21 m ³ /s	10 a	3 466 037 m ³
Pfingsthochwasser 1999 (HQ _{100_a})	43 m ³ /s	100 a	9 934 740 m ³
Szenario 1 (HQ _{50_k})	31 m ³ /s	50 a	2 923 532 m ³
Szenario 2 (HQ _{60_k})	32 m ³ /s	60 a	1 994 423 m ³
Ereignis (Abkürzung)	N-Summe	N-Dauer	Max. N
Augusthochwasser 2002 (HQ _{10_a})	105,4 mm	76 h	8,7 mm
Pfingsthochwasser 1999 (HQ _{100_a})	136,7 mm	68 h	7,5 mm
Szenario 1 (HQ _{50_k})	90,9 mm	39 h	7,4 mm
Szenario 2 (HQ _{60_k})	93,6 mm	26 h	40,5 mm

4.1. Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen

Folgendes Kapitel behandelt die Einzelbetrachtung der im ländlich geprägten Einzugsgebiet der Windach umsetzbaren dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen. Es wird dabei in Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie dezentrale Kleinkrückhalte und Renaturierungsmaßnahmen unterschieden.

4.1.1. Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen

Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflussen primär die Abflussbildung, da sie vor allem die Bodeneigenschaften und damit das Infiltrationsverhalten verändern beziehungsweise auf Grund variierender Vegetationsformen die Interzeption erhöhen. Aus diesem Grund wurde für diese Maßnahmen ausschließlich das weitgehend physikalisch basierte Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH verwendet.

4.1.1.1. Maßnahmen im Ackerbau

Bei den Maßnahmen im Ackerbau stehen vor allem erosions- und stoffaustragsmindernde Effekte durch eine ständige Bodenbedeckung sowie eine Bereitstellung größerer Wassermengen für die angebauten Kulturen durch eine Verbesserung der Bodenstruktur im Vordergrund (vgl. Kap. 2.1.2.1). Die konservierende Bodenbearbeitung zeigt hierbei deutliche Vorteile gegenüber der klassischen Pflugbearbeitung. Hinsichtlich der Hochwasser mindernden Wirkung dieser Maßnahme belegen viele Studien, dass ihr vor allem unter gesättigten Bedingungen deutliche Grenzen gesetzt sind (vgl. Kap. 2.3.3.1). Um auch sehr feuchte und damit nicht befahrbare Standorte bewirtschaften zu können, wurden diese durch Dränmaßnahmen großflächig künstlich entwässert. Die Auswirkung dieser Flächen auf das Abflussgeschehen wird in der Wissenschaft kontrovers diskutiert (vgl. Kap. 2.2.2.2).

Konservierende Bodenbearbeitung

Bei der konservierenden Bodenbearbeitung liegt im Vergleich zum Pflugeinsatz eine größere Regenwurmdichte vor, die je nach Bodentiefe bei ungefähr der zwei- bis vierfachen Anzahl liegt. Diese präferenziellen Fließwege können durch die fehlende bzw. geringer ausgeprägte Pflugsohle tiefere Bodenspeicher erschließen. Weiterhin steigen bei der konservierenden Bodenbearbeitung durch die nicht wendende Bearbeitungstechnik die organischen Anteile im Oberboden stark an, was vor allem in der oberen Bodenschicht zu einer geringeren Bodendichte als bei konventionell bearbeiteten Böden führt (kons.: ca. $1,20 \text{ g/cm}^3$, konv.: ca. $1,35 \text{ g/cm}^3$). Im Gegensatz zum gepflügten Boden nimmt die Bodendichte bei der konservierenden Bodenbearbeitung mit der Tiefe bis hin zur Pflugsohle, die 25 cm - 30 cm unter Geländeoberkante liegt, deutlich zu (kons.: ca. $1,50 \text{ g/cm}^3$, konv.:

ca. 1,35 g/cm³). Die Pflugsohle selbst hingegen führt beim Pflugeinsatz gegenüber der konservierenden Bodenbearbeitung zu einer deutlichen Verdichtung der betroffenen Schichten (kons: ca. 1,55 g/cm³, konv.: ca. 1,65 g/cm³) und ist kaum durch Makroporen unterbrochen. Weiterhin kann in diesem Fall der Oberboden auf Grund fehlender Vegetation zu Verschlämmung neigen, was eine sehr undurchlässige und dichte Schicht mit einer Stärke von bis zu 2,5 cm als Folge hat (konv.: ca. 1,8 g/cm³).

In WaSiM-ETH wurden diese charakteristischen Eigenschaften der jeweiligen Bearbeitungsform hauptsächlich im Bodenmodell parametrisiert. Gemäß *Tabelle 2.8* bedeutet dies bei der konservierenden Bodenbearbeitung eine Vervierfachung der Makroporenkapazität und eine Vergrößerung der Makroporenlänge von 0,3 m auf 0,6 m. Die Bodendichte und organischen Anteile konnten gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA05 (BfGR 2005) für die einzelnen Bodenschichten wie in *Tabelle 4.2* aufgeführt angenommen werden.

Tabelle 4.2: Mögliche Verteilung der Bodendichten in einem konventionell (konv. Bearb.) und einem konservierend (kons. Bearb.) bearbeiteten Boden auf Grundlage der KA05 (BfGR 2005); Dichtestufen: 1 sehr gering - 4 hoch, Humusgehalt: h1 sehr schwach humos - h5 sehr stark humos

Bodenschicht Bezeichnung	Dicke [cm]	Dichtestufe (Humusgehalt)	
		Konv. Bearb.	Kons. Bearb.
Verschlämmung bei konv. Bearb.	2	4 (h4)	-
erhöhter org. Anteil bei kons. Bearb.	10	2 (h4)	1 (h5)
durch Pflug gelockert bei konv. Bearb.	15	2 (h4)	3 (h3)
Pflugsohle bei konv. Bearb.	5	4 (h1)	3 (h2)

Die getroffenen Annahmen decken sich mit den im Untersuchungsgebiet gemessenen Werten für einen konventionell bearbeiteten Ackerboden (*Tabelle 3.11*). Auf dieser Grundlage konnte das Bodenmodell in Abhängigkeit von Bodenart, Bodendichte und organischen Anteilen hinsichtlich gesättigter Leitfähigkeit (Werte gemäß KA05, 2005) und VAN-GENUCHTEN-Parameter (gemäß PTF nach WÖSTEN et al., 1999) angepasst werden. Zusätzlich wurden die Wurzeltiefen in der Landnutzungstabelle bei der konservierenden Bodenbearbeitung analog zu den Makroporen verlängert.

Simuliert wurden die vier Hochwasserereignisse für folgende Bearbeitungsszenarien:

- a) Ist-Zustand (17 % Ackerfläche) mit konventioneller Bodenbearbeitung
- b) Ist-Zustand mit konservierender Bodenbearbeitung
- c) 100 % Ackerfläche im Einzugsgebiet mit konventioneller Bodenbearbeitung
- d) 100 % Ackerfläche im Einzugsgebiet mit konservierender Bodenbearbeitung

Auf Grund des vorliegenden relativ geringen Ackerflächenanteils im Untersuchungsgebiet dienen die Extremszenarien mit 100 % Ackerfläche der besseren Verdeutlichung des Einflusses der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsformen auf den jeweiligen Hochwasserabfluss.

Bei Auswertung der Modellierungsergebnisse zeigt sich, dass allein die Erhöhung des Ackerflächenanteils im Einzugsgebiet von 17 % auf 100 % bei allen Ereignissen zu einer deutlichen Erhöhung der Abflussspitze führt (vgl. Anlage A.3a):

- HQ_{10_a}: von 20,7 m³/s auf 23,7 m³/s (14,5 %)
- HQ_{100_a}: von 42,8 m³/s auf 44,8 m³/s (4,7 %)
- HQ_{50_k}: von 31,2 m³/s auf 33,0 m³/s (5,8 %)
- HQ_{60_k}: von 32,4 m³/s auf 36,0 m³/s (11,1 %)

Am deutlichsten ist dies beim zehnjährlichen Ereignis zu erkennen (*Abbildung 4.3*). Begründet liegt dieser Hochwasseranstieg in der Verschlammungsneigung konventionell bearbeiteter Ackerböden und der geringeren Anzahl an präferenziellen Fließwegen. Durch die Erhöhung des Ackerflächenanteils resultiert hieraus ein im Mittel um knapp 30 % erhöhter Oberflächenabfluss.

Folglich ist eine Extensivierung der Landwirtschaft grundsätzlich als wirksame dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme anzusehen, welche bei großflächiger Umsetzung auch bei selteneren advektiven Hochwasserereignissen zu einer merklichen Scheitelreduzierung und einer Verringerung der erosionsfördernden Oberflächenabflüsse führt.

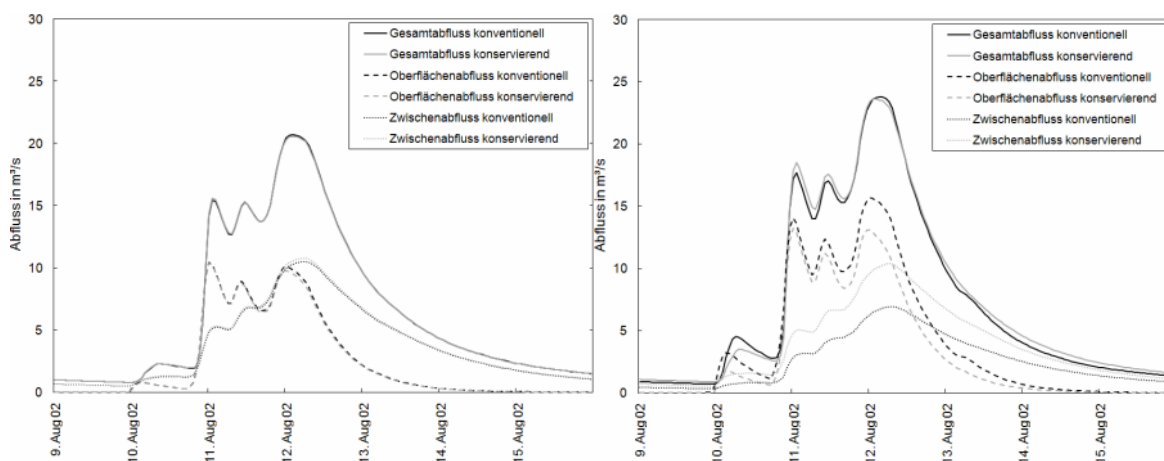


Abbildung 4.3: Gesamtabfluss, Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss für das Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) bei konventioneller und bei konservierender Bodenbearbeitung; links: Ist-Zustand der Landnutzung (17 % Ackerfläche), rechts: 100 % Ackerfläche im Einzugsgebiet

Sowohl bei 17 % Ackerflächenanteil als auch bei 100 % hat die Maßnahme „konservierende Bodenbearbeitung“ auf die Gesamtabflussspitze einen relativ geringen Einfluss. Beim HQ_{50_k}-Ereignis und auch teilweise beim HQ_{100_a}-Ereignis ist sogar eine leichte Erhöhung der Abflussscheitel durch diese Maßnahme festzustellen (Tabelle 4.3). Die größte Scheitelabminderung liegt mit bis zu 6 % beim HQ_{60_k}-Ereignis vor, das durch ein sehr geringes Volumen und sehr kurze Anstiegszeiten charakterisiert ist. Kleinere Abflussspitzen bzw. -schwankungen werden bei der konservierenden Bodenbearbeitung gegenüber der konventionellen durchweg abgedämpft.

Im Gegensatz zur Gesamtabflussmenge unterscheiden sich bei den jeweiligen Bearbeitungsformen hauptsächlich die Teilabflüsse. Alle Simulationsläufe stimmen darin überein, dass bei der konservierenden Bodenbearbeitung der Oberflächenabfluss gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung deutlich abnimmt (bei 100 % Acker im Mittel um 11,6 %). Bei Abflussspitzen, die primär durch rasche Oberflächenabflüsse beeinflusst werden und deren Eintreten vor den verzögert abfließenden Zwischenabflüssen erfolgt, wie es beispielsweise beim HQ_{60_k}-Ereignis der Fall ist, können hieraus deutliche Scheitelabminderungen resultieren. Die erhöhten Zwischenabflüsse bei der konservierenden Bodenbearbeitung können sich vor allem bei längeren Anstiegszeiten der Gesamtabflussganglinie negativ auswirken. Die Bedeutung der Anstiegszeit für die Wirksamkeit der Maßnahme „konservierende Bodenbearbeitung“ wird in allen Simulationen bestätigt, da gerade in den ersten Stunden des Hochwasserereignisses die Abflüsse beim konventionellen Ackerbau auf Grund der schnell reagierenden Oberflächenabflüsse durchweg größer sind (vgl. Anlage A.3a). Im weiteren Verlauf wird dies durch die dominierenden Zwischenabflüsse der konservierenden Bodenbearbeitung relativiert.

Während die Aufteilung in die einzelnen Abflusskomponenten auf Grund des gewählten RICHARDS-Ansatzes in WaSiM-ETH als sehr realitätsnah bewertet werden kann, so birgt gerade die Konzentration des Zwischenabflusses gewisse Unsicherheiten, da die Konzentration aller gebildeten Abflüsse zellenweise der gleichen Fließvorschrift folgt (vgl. Kap. 3.3.1.2). In der Realität würde eine mögliche langsamere Konzentration der verzögerten Zwischenabflusskomponente in tieferen Bodenschichten vor allem bei der konservierenden Bodenbearbeitung zu geringeren Abflussspitzen führen.

In jedem Fall liegen die Vorteile der konservierenden Bodenbearbeitung unabhängig von der Ereignischarakteristik in der Reduzierung der erosionsbestimmenden Oberflächenabflüsse, welche je nach Ereignis und flächenhafter Umsetzung im Windachgebiet bis zu 20 % betragen kann.

Tabelle 4.3: Gesamtabfluss [m³/s] und Zwischen- bzw. Oberflächenabfluss (in % bezogen auf den Gesamtabfluss) in Abhängigkeit der Bodenbearbeitungsform (konv. = konventionell, kons. = konservierend) und des Ackerflächenanteils im Einzugsgebiet; SÄ = Scheiteländerung

Ereignis (17 % Acker)	Gesamtabfluss + SÄ [m ³ /s]	Anteil in % am Gesamtabfluss	
		Zwischenabfluss	Oberflächenabfluss
HQ _{10_a} (konv.)	20,7	50,0	48,4
HQ _{10_a} (kons.)	20,6 (- 0,4 %)	51,2	47,2
HQ _{100_a} (konv.)	42,8	41,8	56,8
HQ _{100_a} (kons.)	42,7 (- 0,2 %)	42,9	55,7
HQ _{50_k} (konv.)	31,2	39,9	59,3
HQ _{50_k} (kons.)	31,3 (+ 0,3 %)	40,3	58,9
HQ _{60_k} (konv.)	32,4	10,1	89,1
HQ _{60_k} (kons.)	32,3 (- 0,3 %)	10,5	88,7
Ereignis (100 % Acker)	Gesamtabfluss + SÄ [m ³ /s]	Anteil in % am Gesamtabfluss	
		Zwischenabfluss	Oberflächenabfluss
HQ _{10_a} (konv.)	23,7	29,5	67,4
HQ _{10_a} (kons.)	23,6 (- 0,4 %)	43,5	54,8
HQ _{100_a} (konv.)	44,8	25,2	72,6
HQ _{100_a} (kons.)	45,0 (+ 0,4)	34,6	64,1
HQ _{50_k} (konv.)	33,0	24,8	73,8
HQ _{50_k} (kons.)	34,1 (+ 3,3)	32,8	66,4
HQ _{60_k} (konv.)	36,0	4,3	94,8
HQ _{60_k} (kons.)	33,9 (- 5,8)	7,6	91,5

Um den Einfluss des Bodens auf die Wirksamkeit der konservierenden Bodenbearbeitung nachzuweisen, wurde diese Maßnahme im nächsten Schritt für die Szenarien „100 % Sandboden im Einzugsgebiet“ und „100 % Tonboden im Einzugsgebiet“ unter der Annahme eines Ackerflächenanteils von 100 % simuliert (Abbildung 4. und Tabelle 4.4).

Hieraus wird der dominierende Einfluss der vorliegenden Bodenverhältnisse deutlich, da der Gesamtabfluss bei 100 % Sandboden ungefähr halbiert und bei 100 % Tonboden deutlich erhöht wird.

Eine überschlägige Vergleichsrechnung mit dem SCS-Verfahren und einem gewählten mittleren CN-Wert von 45 für die vorliegende Landnutzung bei Sandböden bzw. von 83 bei Tonböden bestätigt diese großen Unterschiede. Hierbei werden unter Verwendung der Niederschlagssumme des Augusthochwassers 2002 (105 mm) bei 100 % Sandboden etwa 29 % des Effektivniederschlags ermittelt, der bei 100 % Tonboden im Einzugsgebiet berechnet wird. Verwendet man unter den gleichen Randbedingungen das für deutsche Verhältnisse entwickelte LUTZ-Verfahren mit einem Anfangsverlust von 1,77 mm (Ton) bzw. 7,27 mm (Sand) und einem Endabflussbeiwert von 0,20 (Ton) und 0,74 (Sand), liegt das Verhältnis der Effektivniederschläge bei ca. 4:1.

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass beim durchlässigen Sandboden der Einfluss der

konservierenden Bodenbearbeitung durchweg sehr hoch ist und ereignisunabhängig zu geringeren Hochwasserabflüssen führt. Ursache hierfür ist das Ausbleiben oder das sehr geringe Auftreten steiler Oberflächenabflüsse, die im Gegensatz dazu bei der konventionellen Bodenbearbeitung auf Grund von Pflugsohle und Verschlammung vorliegen und so zu hohen Abflussspitzen führen (*Abbildung 4.4*, links). Besonders deutlich wird dies beim konvektiven HQ_{60_k} -Ereignis, bei dem die Abflussspitze durch die konservierende Bodenbearbeitung um ca. 37 % verringert wird. Anzumerken ist, dass die Abflussspitze dieses Ereignisses bei 100 % Sandboden im Gebiet einem zweijährlichen Hochwasserabfluss entspricht.

Im Gegensatz dazu liegen die Abflüsse beim Szenario „100 % Tonboden“ im Mittel ca. dreimal so hoch, so dass alle Ereignisse außer dem HQ_{10} einem Hochwasser der Jährlichkeit 100 oder seltener entsprechen. Auch in diesem Fall sind die Oberflächenabflüsse, welche bei diesem Szenario im Mittel mit 83,6 % deutlich dominieren, bei konventioneller Bodenbearbeitung höher als bei der konservierenden. Dabei liegt der Unterschied in den Spitzen der Oberflächenabflüsse im Mittel bei weniger als 4 %. Die durch die größere Abflussbildung auch länger andauernden Ereignisse werden zusätzlich von den verzögerten Zwischenabflüssen beeinflusst. So führt bei konservierender Bodenbearbeitung die deutlich höhere Interflow-Komponente dazu, dass die Gesamtabflussspitze etwas höher ist als bei konventioneller Bodenbearbeitung. Bei letzterer fließt nahezu der gesamte Niederschlag oberflächlich ab und verteilt sich so gleichmäßiger über die Dauer des Ereignisses, was gerade in der Anfangsphase des Hochwasserereignisses – beispielhaft beim HQ_{10_a} -Ereignis zwischen 10. und 11. August (*Abbildung 4.4*, rechts) – erkennbar ist. Im Gegensatz dazu kommt es bei der konservierenden Bodenbearbeitung zur Überlagerung früherer Niederschläge, die als Zwischenabfluss, und späterer Niederschläge, die als Oberflächenabfluss abfließen.

Auch in diesem Fall sollte der Interflow-Ansatz in WaSiM-ETH kritisch betrachtet werden, da gerade bei tonigen Böden ein deutlich langsames Abfließen der Zwischenabflüsse gegenüber sandigen Böden zu erwarten ist, was aber so in WaSiM-ETH nicht berücksichtigt wird. Demnach sollten unter realen Bedingungen die Abflussspitzen bei der konservierenden Bodenbearbeitung und tonigen Böden etwas geringer ausfallen, als es die Modellrechnungen darstellen.

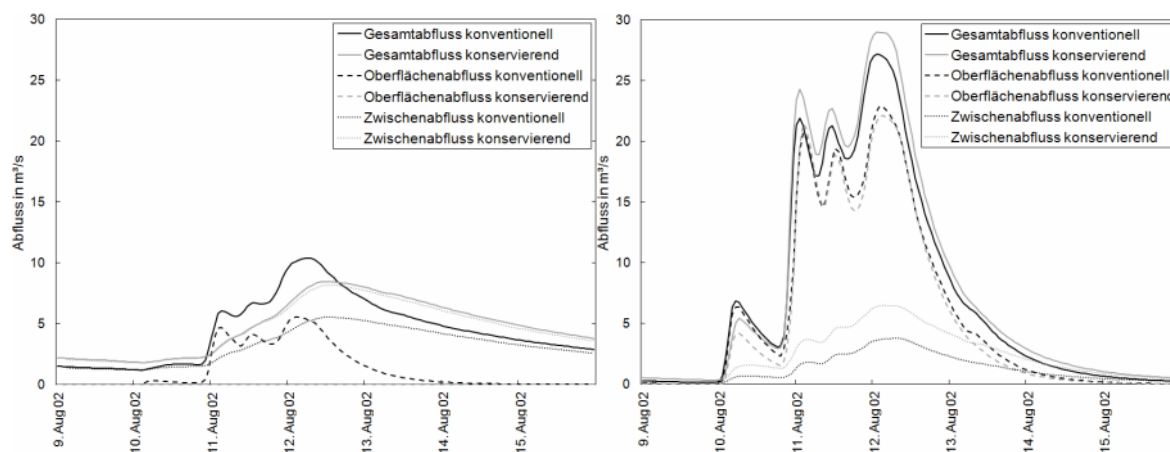


Abbildung 4.4: Gesamtabfluss, Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss für das Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) bei konventioneller und bei konservierender Bodenbearbeitung; links: 100 % Sandboden und Ackerfläche im Einzugsgebiet, rechts: 100 % Tonboden und Ackerfläche im Einzugsgebiet

Tabelle 4.4: Gesamtabfluss [m³/s] und Zwischen- bzw. Oberflächenabfluss (in % bezogen auf den Gesamtabfluss) in Abhängigkeit der Bodenbearbeitungsform (konv. = konventionell, kons. = konservierend) und der vorliegenden Bodenart im Einzugsgebiet (Annahme: 100 % Ackerflächenanteil im Einzugsgebiet); SÄ = Scheiteländerung

Ereignis (100 % Sand)	Gesamtabfluss + SÄ [m ³ /s]	Anteil in % am Gesamtabfluss	
		Zwischenabfluss	Oberflächenabfluss
HQ _{10_a} (konv.)	10,4	53,2	45,3
HQ _{10_a} (kons.)	8,5 (- 18,3 %)	96,3	0
HQ _{100_a} (konv.)	18,6	53,5	44,8
HQ _{100_a} (kons.)	15,4 (- 17,2 %)	93,5	2,3
HQ _{50_k} (konv.)	13,1	49,2	48,6
HQ _{50_k} (kons.)	9,7 (- 26,0 %)	95,2	0,3
HQ _{60_k} (konv.)	11,9	35,6	62,9
HQ _{60_k} (kons.)	7,5 (- 37,0 %)	90,3	4,6
Ereignis (100 % Ton)	Gesamtabfluss + SÄ [m ³ /s]	Anteil in % am Gesamtabfluss	
		Zwischenabfluss	Oberflächenabfluss
HQ _{10_a} (konv.)	27,2	13,8	85,0
HQ _{10_a} (kons.)	28,9 (+ 6,3 %)	21,6	77,2
HQ _{100_a} (konv.)	48,4	17,8	81,1
HQ _{100_a} (kons.)	50,9 (+ 5,2 %)	22,8	76,2
HQ _{50_k} (konv.)	37,4	10,6	88,2
HQ _{50_k} (kons.)	39,0 (+ 4,8 %)	18,3	80,5
HQ _{60_k} (konv.)	37,4	6,4	92,7
HQ _{60_k} (kons.)	38,4 (+ 3,2 %)	11,7	87,4

Dränmaßnahmen

Ähnlich wie im gesamten bayerischen Raum wurden die landwirtschaftlichen Flächen im Untersuchungsgebiet zur Nutzbarmachung umfassend dräniert. Der Flächenanteil der in ungefähr 0,8 m Tiefe und in 10 m Abstand voneinander liegenden Dränrohre beträgt ca. 11 % der Einzugsgebietsfläche und ca. 50 % der Ackerflächen (vgl. Kap. 3.2.1.3). Ihr Einfluss auf Hochwasserabflüsse hängt vor allem vom Niederschlagsereignis und den vorliegenden Böden ab (vgl. Kap. 2.2.2.2).

Durch ein in WaSiM-ETH implementiertes Modul konnten innerhalb der Untersuchung die im Windachgebiet vorliegenden Dränabflüsse simuliert werden, welche im Modell separat berechnet und anschließend dem Zwischenabfluss hinzuaddiert werden. Folgende Abbildung verdeutlicht schematisch die Funktionsweise des Dränmoduls in WaSiM-ETH (Abbildung 4.5). Die hierfür notwendigen Modellparameter sind die Dräntiefe z_d und der Dränabstand d_h , welche für das Windachgebiet auf 0,8 m und 10 m festgelegt wurden.

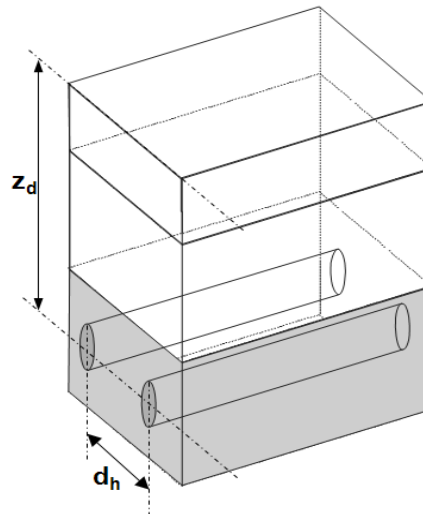


Abbildung 4.5: Schematische Darstellung des Dränmoduls im geschichteten Bodenmodell von WaSiM-ETH; z_d = Dräntiefe [m], d_h = Dränabstand [m]

Auf dieser Grundlage wird der Dränabfluss in Abhängigkeit der Eigenschaften der dränwirksamen Bodenschicht mittels folgender Gleichung errechnet:

$$q_{\text{drain}} = k(\theta) \cdot \frac{2 \cdot d_m}{d_h} \cdot \frac{cs}{d_h} \quad \text{Formel 4-1}$$

mit:

q_{drain}	=	Zwischenabfluss der durch Dränung entwässerten Schicht m [m/s]
$k(\theta)$	=	hydr. Leitfähigkeit in Abhängigkeit des Bodenwassergehalts [m/s]
d_m	=	Schichtdicke [m]
d_h	=	horizontaler Abstand der Dränrohre [m]
cs	=	Rasterweite der Gridzellen [m]

Der Quotient $2d_m/d_h$ stellt dabei den mittleren hydraulischen Gradienten in der Bodenschicht m dar, in der sich die Dränrohre befinden, während cs/d_h die Entwässerungsdichte aus der Gridzelle beschreibt. Damit führt das Dränmodul zu einer schnelleren Abnahme der Bodenfeuchte in der betroffenen Schicht und damit zu einer erhöhten Infiltration in den darüber liegenden Schichten. Insgesamt ist der Ansatz als sehr vereinfacht zu bewerten, da zum einen die Rasterstruktur des Modells die komplexen bodenhydraulischen Verhältnisse am einzelnen Dränrohr nicht ermöglicht und zum anderen die Dränrohre hinsichtlich Durchmesser und Materialeigenschaften nicht parametrisiert werden können. Weiterhin ergeben sich auch in diesem Fall die bereits mehrfach betonten Unsicherheiten der in WaSiM-ETH modellierten Abflusskonzentration, da die Dränabflüsse zellenweise den gebildeten Zwischenabflüssen hinzuaddiert werden.

Zum Nachweis des Einflusses der Dränmaßnahmen auf Hochwasserabflüsse wurden folgende Varianten mit dem Ist-Zustand (Dränabstand 10,0 m und Dräntiefe 0,8 m, Dränflächenanteil 11 %) verglichen (vgl. Anhang A.3b):

- a) keine Dränmaßnahmen
- b) Halbieren des Dränabstandes bzw. der Dräntiefe auf 5,0 m bzw. 0,4 m

Um zusätzlich den Einfluss der Bodenart auf die Wirkung von Dränmaßnahmen zu bestimmen, wurden die Szenarien für den Ist-Zustand der Bodenverteilung im Windachgebiet sowie analog zur konservierenden Bodenbearbeitung für die Szenarien „100 % Tonboden“ und „100 % Sandboden“ im Einzugsgebiet simuliert (*Abbildung 4.6* und *Tabelle 4.5*). Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass die Dränmaßnahmen beim Ist-Zustand der Bodenverteilung kaum einen Einfluss auf die Hochwasserabflüsse haben. Die Scheiteländerungen liegen durchweg unter einem Prozent und sind noch am ehesten beim HQ_{10_a}-Ereignis ausgeprägt. Es ist die Tendenz erkennbar, dass im Windachgebiet die Dränmaßnahmen die Hochwasserabflüsse eher erhöhen als reduzieren. Dieser Effekt wird durch eine Verringerung des Dränabstandes und der Dräntiefe verstärkt. Beim sehr kurzen HQ_{60_k}-Ereignis ist der Einfluss der Dränmaßnahmen durchweg am geringsten, da hier die Ereignisursache ein Infiltrationsüberschuss auf Grund sehr kurzer und starker Niederschläge ist. Damit erfolgt der Abfluss in kürzerer Zeit als dem Niederschlagswasser bleibt, um bis zu den Dränmaßnahmen zu sickern.

Die Variantenrechnungen mit 100 % Ton- oder 100 % Sandboden im Einzugsgebiet bestätigen grundsätzlich den derzeitigen Stand der Forschung (vgl. Kap. 2.2.2.2). Demnach werden bei Tonböden Abflussscheitel durch Dränmaßnahmen eher verringert, während sie bei Sandböden zu einer Hochwasserverschärfung führen, da ihnen der infiltrierende Niederschlag rasch zugeführt wird. Daher ist bei letzterer Variante der Einfluss der Dränmaßnahmen am größten, was zusätzlich daran liegt, dass bei dieser Variante mit 100 % Sand-

boden die Abflussscheitel viel geringer sind ($HQ_2 - HQ_{10}$).

Damit sind Dränmaßnahmen als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme in jedem Fall einzugsgebietsspezifisch und immer unter Berücksichtigung der vorliegenden Bodenverhältnisse zu bewerten. Im Windachgebiet können die Hochwasserscheitel durch einen Rückbau der Dränmaßnahmen kaum reduziert werden.

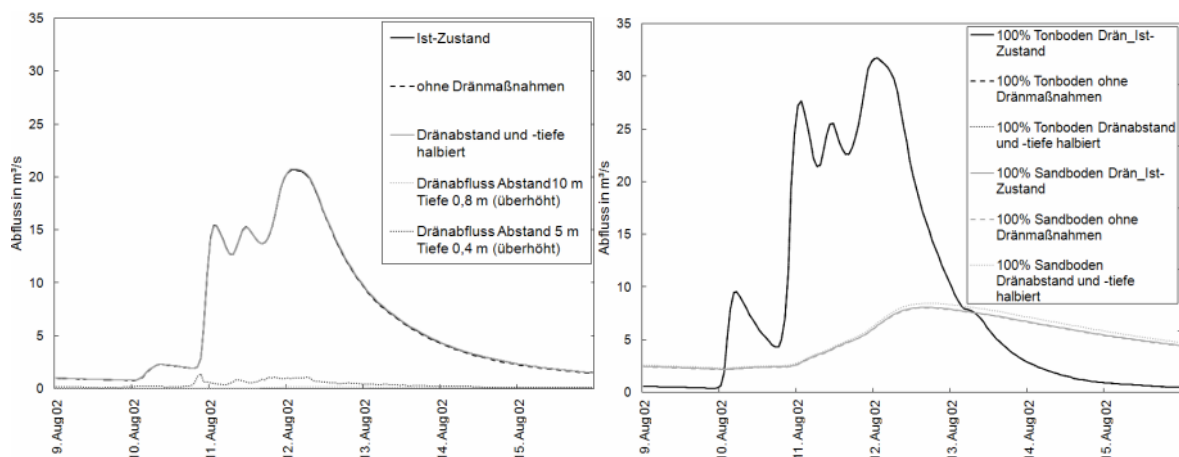


Abbildung 4.6: Abfluss beim Auguthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) für den Ist-Zustand der Dränmaßnahmen (Dränabstand 10,0 m, Dräntiefe 0,8 m), ohne Dränmaßnahmen und mit halbiertem Dränabstand und halbiertem Dräntiefe; links: Dränvarianten für den Ist-Zustand der Bodenverteilung, rechts: Dränvarianten bei 100 % Tonböden und bei 100 % Sandböden im Einzugsgebiet

Tabelle 4.5: Scheitelabminderung (-) und Scheitelerhöhung (+), bezogen auf den Ist-Zustand (Dränabstand 10,0 m, Dräntiefe 0,8 m) für die Varianten „ohne Dränmaßnahmen“ und „Dränabstand und –tiefe halbiert“ und bezogen auf unterschiedliche Bodenverhältnissen im Einzugsgebiet

Ereignis (ohne Dränmaßnahmen)	Ist-Zustand der Bodenverteilung [%]	100 % Tonboden [%]	100 % Sandboden [%]
HQ_{10_a}	- 0,1	+ 0,1	- 0,5
HQ_{100_a}	± 0	± 0	- 2,1
HQ_{50_k}	± 0	± 0	- 0,9
HQ_{60_k}	± 0	+ 0,1	± 0
Ereignis (Dränabstand und –tiefe halbiert)	Ist-Zustand der Bodenverteilung [%]	100 % Tonboden [%]	100 % Sandboden [%]
HQ_{10_a}	+ 0,4	± 0	+ 5,0
HQ_{100_a}	+ 0,1	± 0	+ 6,8
HQ_{50_k}	+ 0,2	- 0,1	+ 4,7
HQ_{60_k}	± 0	± 0	- 0,7

4.1.1.2. Maßnahmen auf Grünlandstandorten

Erhöhte mechanische Belastung

Die mechanische Bodenbeanspruchung auf Grünlandstandorten hat durch immer schwerere Maschinen und höhere Schnittfrequenzen in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen. Gemäß den Ausführungen in Kapitel 2.2.1.3 wird dadurch vor allem die Trockenrohdichte in den oberen Bodenschichten solcher Standorte beeinflusst. Die gesättigte Leitfähigkeit und die präferenziellen Fließwege hingegen bleiben gemäß aufgeführter Untersuchungen weitgehend unberührt.

Im WaSiM-ETH-Bodenmodell konnte die veränderte Bodendichte, welche in den ersten 10 cm bei starker Belastung um ca. 7 % zunimmt (vgl. Kap. 2.2.1.3, *Abbildung 2.10*), über die VAN-GENUCHTEN-Parameter mit Hilfe der gewählten PTF nach WÖSTEN et al. (1999) für die Grünlandstandorte parametrisiert werden. Die Makroporenkapazität und -tiefe sowie die gesättigte Leitfähigkeit wurden gemäß den Ergebnissen der bereits erläuterten Befahrbarkeitsuntersuchungen auf Grünlandstandorten nicht verändert.

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass der Gesamtabfluss durch eine erhöhte maschinelle Belastung auf Grünlandstandorten grundsätzlich zunimmt (*Abbildung 4.7*, *Tabelle 4.6* und *Anhang A.3c*). Begründet ist dies durch den etwas höheren Oberflächenabfluss. Da die Scheitelerhöhungen durchweg deutlich unter 1 % liegen, ist der Einfluss der erhöhten maschinellen Belastung auf Grünlandstandorten als äußerst gering einzustufen. Es ist jedoch ein Unterschied zwischen konvektiven und advektiven Niederschlagsereignissen festzustellen, da erstere durch die Maßnahme stärker beeinflusst werden als letztere. Vor allem beim HQ_{50_k}-Ereignis ist ein deutlicher Anstieg des Oberflächenabflusses um 4,2 % zu verzeichnen, der aber auf Grund der geringeren Zwischenabflüsse zu einer marginalen Scheitelerhöhung führt.

Eine Reduzierung der mechanischen Belastung von Grünlandstandorten durch geringere Schnittfrequenzen und bodenschonende Bereifungen an Landmaschinen kann somit kaum als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme angesehen werden, da ihre Wirkung äußerst gering ist. Generell ist dennoch auf bodenschonende Techniken zu achten, da die gerade bei konvektiven Niederschlägen vorliegenden erhöhten Oberflächenabflüsse verstärkt zu Erosion und Stoffausträgen führen können.

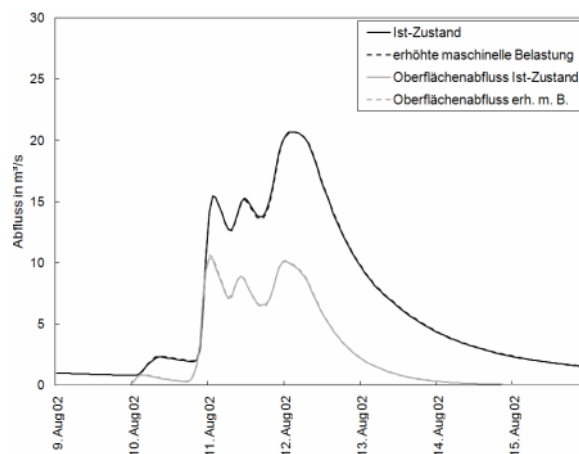


Abbildung 4.7: Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss beim Auguthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) für den Ist-Zustand und erhöhte maschinelle Belastung auf Grünlandstandorten

Tabelle 4.6: Änderung der Abflussspitze (HQ_{max}) und des Oberflächenabflussvolumens (V_{sur}) durch erhöhte maschinelle Belastung auf Grünlandstandorten

Ereignis	HQ _{max} [%]	V _{sur} [%]
HQ _{10_a}	± 0	+ 1,0
HQ _{100_a}	+ 0,1	+ 1,1
HQ _{50_k}	+ 0,4	+ 4,2
HQ _{60_k}	+ 0,3	+ 0,9

Renaturierung von Moorflächen

Durch Torfabbau und großflächige Entwässerung zur landwirtschaftlichen Nutzung wurde der Flächenanteil der in Europa vorkommenden Moore drastisch reduziert. Auch in der Jungmoränenlandschaft, in der die Moorbildung durch den Gletscherrückgang in verbliebenen Zungen- und Zweigbecken sowie Tälern und Toteisbecken begünstigt war, wurden die Moore größtenteils zerstört (BGL 1986). Die meisten der im Jahre 1913 im Windachgebiet noch vorhandenen Niedermoor- und Hochmoorflächen wurden im Zuge der Nutzbarmachung landwirtschaftlicher Flächen entwässert und zu Grünland- bzw. Ackerstandorten umgewandelt (*Abbildung 4.8*). Insgesamt betrug der ursprüngliche Anteil der Moorflächen im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach ungefähr 6,5 %.

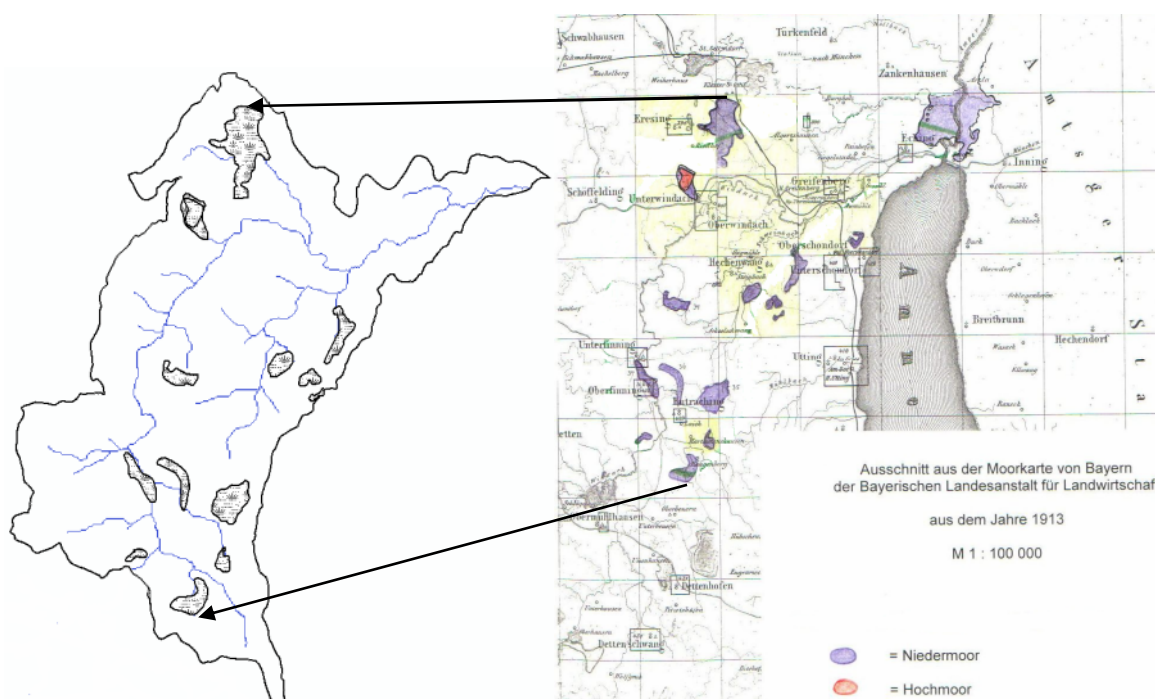


Abbildung 4.8: In WaSiM-ETH implementierte Moorflächen (links) im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach gemäß der Moorkarte aus Bayern aus dem Jahre 1913 (rechts, Quelle: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft)

Die bodenhydraulischen Eigenschaften von Mooren sind dadurch gekennzeichnet, dass die gesättigte Leitfähigkeit und die entwässerbare Porosität an der Oberfläche sehr groß sind und in den ersten 60 cm deutlich abnehmen. Hinsichtlich des Verlaufs ihrer Tiefenfunktion für den Filtrationskoeffizienten und die entwässerbare Porosität gibt es grundsätzlich zwei unterschiedliche Typen an Moorökotopen (vgl. *Abbildung 2.11* und *Abbildung 2.12*):

- Die Seggen-Ökotope mit rasch abnehmender entwässerbarer Porosität in den ersten 5 cm und einem um zwei bis drei Zehnerpotenzen rückläufigen Filtrationskoeffizienten in den ersten 20 cm.

- Die Sphagnum-Ökotope mit einem gleichmäßigen Rückgang der entwässerbaren Porosität bis in eine Tiefe von 60 cm sowie einem gemäßigteren Rückgang des Filtrationskoeffizienten.

In vorliegender Untersuchung wurden beispielhaft beide Moortypen hinsichtlich ihrer Auswirkung auf Hochwasserabflüsse untersucht, wobei gemäß LFU (2005) im Untersuchungsgebiet vor allem Braunmoos-Seggen-Schilf- und Bruchwaldtorfe zu erwarten sind (Typ 1 gem. *Abbildung 2.11* und *Abbildung 2.12*). In WaSiM-ETH wurde demnach die gesättigte Leitfähigkeit für Moorböden gem. Kap. 2.2.1.3 wie folgt definiert:

- Seggen-Ökotoptop:
 - 0 - 2,5 cm Bodentiefe: 100 cm/h
 - 2,5 - 5,0 cm Bodentiefe: 50 cm/h
 - 5 - 10 cm Bodentiefe: 15 cm/h
 - 10 - 20 cm Bodentiefe: 2,5 cm/h
 - 20 - 40 cm Bodentiefe: 0,1 cm/h
 - 40 - 60 cm Bodentiefe: 0,03 cm/h
- Sphagnum-Ökotoptop:
 - 0 - 20 cm Bodentiefe: 25 cm/h
 - 20 - 40 cm Bodentiefe: 5,0 cm/h
 - 40 - 60 cm Bodentiefe: 0,25 cm/h

Analog dazu dienen die VAN-GENUCHTEN-Parameter zur Anpassung der entwässerbaren Porosität ($pF < 1,8$) für Moorböden (*Abbildung 4.9*):

- Seggen-Ökotoptop:
 - 0 - 2,5 cm Bodentiefe: 0,70
 - 2,5 - 5,0 cm Bodentiefe: 0,40
 - 5 - 10 cm Bodentiefe: 0,25
 - 10 - 20 cm Bodentiefe: 0,20
 - 20 - 40 cm Bodentiefe: 0,15
 - 40 - 60 cm Bodentiefe: 0,15
- Sphagnum-Ökotoptop:
 - 0 - 20 cm Bodentiefe: 0,70
 - 20 - 40 cm Bodentiefe: 0,40
 - 40 - 60 cm Bodentiefe: 0,20

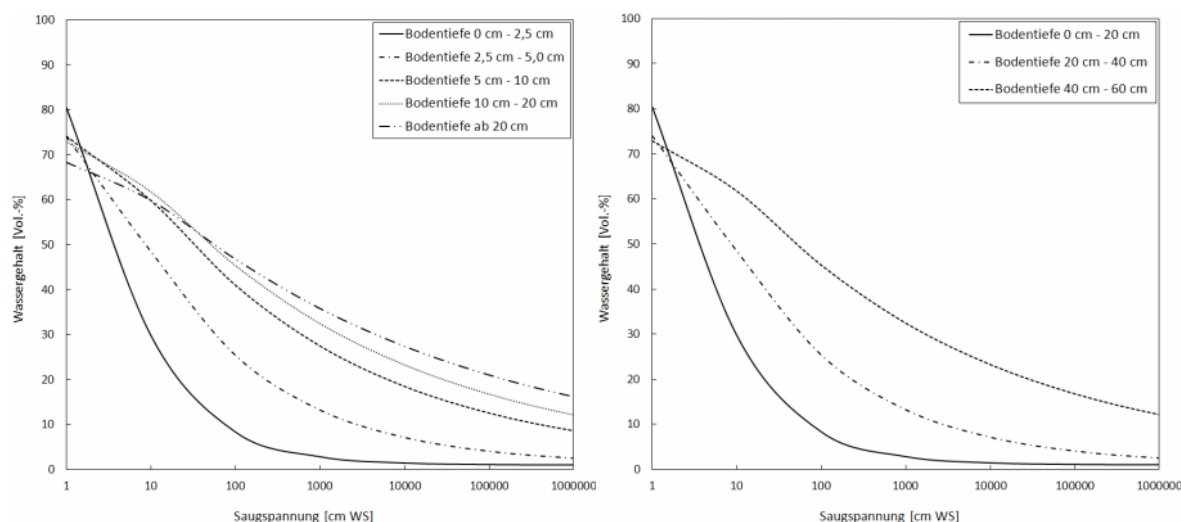


Abbildung 4.9: pF-Kurven der simulierten Moorstandorte in Abhängigkeit der Tiefe; die entwässerbare Porosität ($pF < 1,8$) liegt für die einzelnen Bodenschichten bei 0,7, 0,4, 0,25, 0,2, 0,15 (links: Seggen-Ökotope) und 0,7, 0,4, 0,2 (rechts: Sphagnum-Ökotope)

Damit konnte das sehr gute Infiltrationsverhalten von Moorstandorten, vor allem das der obersten Bodenschichten, welches bei den Seggen-Ökoten mit der Tiefe deutlich abnimmt, simuliert werden. Weiterhin wurden im Bereich der Moorstandorte die Dränmaßnahmen im Modell deaktiviert.

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass die renaturierten Moore grundsätzlich den Abfluss vermindern, sich aber in ihrer Wirksamkeit je nach Moorökotope deutlich voneinander unterscheiden. Während die Moore beim HQ_{10_a} -Ereignis den Hochwasserabfluss um 3 % bzw. knapp 7 % verringern, so liegt bei den selteneren Ereignissen ausschließlich beim Sphagnum-Ökotope mit 2 % - 3 % ein merkliches Retentionspotential vor (Abbildung 4.10, Tabelle 4.7 und Anhang A.3d). Dies ist damit zu begründen, dass bei diesem Moortyp die Tiefenfunktionen der gesättigten Leitfähigkeit und der entwässerbaren Porosität einen geringeren Gradienten aufweisen und damit eine größere Menge an Niederschlag infiltrieren und in tiefere Bodenschichten versickern kann. Die regionstypischen Seggenmoore, welche ausschließlich in den obersten Zentimetern sehr hohe gesättigte Leitfähigkeiten und entwässerbare Porositäten aufweisen, führen dagegen zu einer deutlich geringeren Abnahme der Oberflächenabflüsse (maximal 2,0 % im Gegensatz zu 5,9 %) und damit zu insgesamt höheren Abflüssen als die Sphagnummoore. Letztere weisen beim advektiven HQ_{10} -Ereignis mit ca. 7 % eine besondere Retentionswirkung auf. Dagegen führt die schnelle Abnahme der entwässerbaren Porosität beim Seggen-Ökotope dazu, dass beim HQ_{50_k} -Ereignis der Niederschlag nicht rasch genug in die tieferen Schichten abgeführt werden kann, weshalb sich ein erhöhter Oberflächenabfluss bildet. Im Regelfall würde dieser sich dann als Moorüberstau darstellen; in diesem Fall trägt er jedoch dazu bei, dass die erwartete Scheitelabminderung durch die Moore ausbleibt.

Demnach können renaturierte Moore grundsätzlich als Abfluss reduzierende Maßnahme angesehen werden, wobei ihr Potential vom jeweiligen Moortyp abhängt. Eine dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme sind Moore vor allem dann, wenn sie ihre guten bodenhydraulischen Eigenschaften auch in tieferen Bodenschichten aufweisen und ihre Flächenausdehnung dabei über 5 % der Gesamteinzugsgebietsfläche beträgt. Die für die Region typischen Seggenmoore führen im Windachgebiet gerade bei den selteneren Ereignissen kaum zu Scheitelreduzierungen, sind aber auf Grund der CO₂-Bindung, ihrer Erholungsfunktion sowie der Reduzierung von Nährstoffbelastungen für Gewässer empfehlenswert (LfU 2003).

Anzumerken ist, dass die Literaturwerte hinsichtlich der gesättigten Leitfähigkeit von Mooren deutlich voneinander abweichen, was eine prozessorientierte Modellierung von Mooren erschwert und einzugsgebietspezifische Messungen unerlässlich macht.

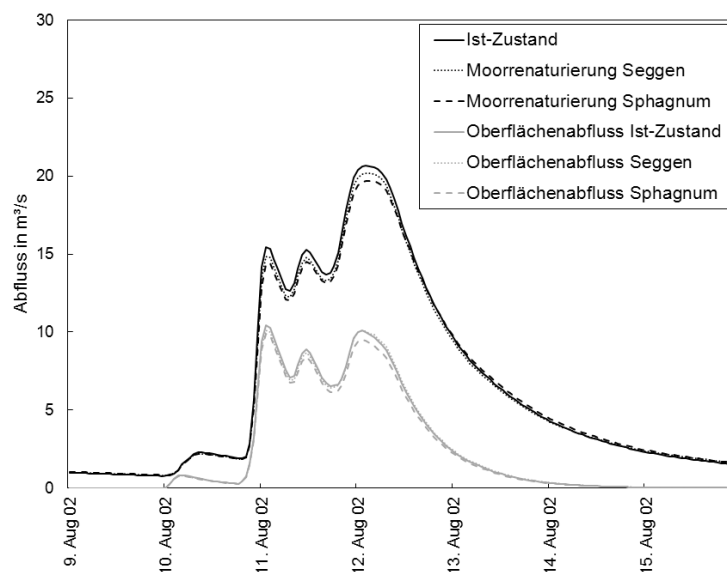


Abbildung 4.10: Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) für den Ist-Zustand und für die Renaturierung historischer Moorflächen als Seggen- und als Sphagnum-Ökotope

Tabelle 4.7: Änderung der Abflussspitze (HQ_{max}) und des Oberflächenabflussvolumens (V_{sur}) durch die Renaturierung historischer Moorflächen für unterschiedliche Moorökotope

Ereignis	HQ _{max} [%]		V _{sur} [%]	
	Seggen	Sphagnum	Seggen	Sphagnum
HQ _{10_a}	- 3,0	- 6,7	- 0,2	- 5,5
HQ _{100_a}	- 0,2	- 2,1	- 1,5	- 5,9
HQ _{50_k}	± 0,0	- 1,2	+ 2,5	- 0,8
HQ _{60_k}	- 1,1	- 2,7	- 1,7	- 2,6

4.1.1.3. Maßnahmen in der Forstwirtschaft

Die erhöhte Verdunstungs-, Interzeptions- und Infiltrationsfähigkeit von Wäldern führt gegenüber anderen Landnutzungsformen zu einer geringeren Abflussbildung. Damit ist die Aufforstung von Acker- und Grünlandstandorten als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme anzusehen. Der ökologische Waldumbau hin zu naturnahen Mischbeständen kann diese Hochwasserschutzwirkung noch verbessern, da die kleinräumigen vertikalen Strukturen Interzeption und Infiltration zusätzlich erhöhen.

Mit Hilfe von WaSiM-ETH wurde das nördliche Windachgebiet für die Maßnahme „ökologischer Waldumbau“ und für verschiedene Aufforstungsszenarien simuliert.

Ökologischer Waldumbau

Fichten-Monokulturen sind besonders durch Windwurf oder Käferbefall gefährdet, wodurch große Kahlfelder entstehen können. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit des Waldumbaus hin zu standorttypischen Mischbeständen. Damit wird ein strukturreicher Waldbestand sichergestellt, der sein vorhandenes und in der Regel größeres Hochwasserschutzpotential dauerhaft ausschöpfen kann. Dies resultiert aus dem auf Grund verschiedener Vegetationshorizonte erhöhten Interzeptionsspeicher sowie dem verbesserten Infiltrationspotential durch ein variables Wurzelwerk (vgl. Kap. 2.2.1).

WaSiM-ETH gewährleistet eine Differenzierung unterschiedlicher Waldtypen durch integrierten Makroporenfluss und umfassend parametrisierbare, vertikal geschichtete Böden und Vegetationsformen. Grundsätzlich sind in der Landnutzungstabelle die Typen Laub-, Nadel- und Mischwald parametrisiert. Daher kann durch Anpassung des Landnutzungsgrids der gesamte Waldbestand in Mischwald umgewandelt werden. Letzterer weist in WaSiM-ETH die Besonderheit auf, dass neben Laub- und Nadelbäumen auch Kraut- und Strauchschichten in einem abgestuften Vegetationsaufbau für die Simulation im Modell abgebildet werden. Dadurch ergibt sich eine veränderte Interzeption und Wurzelstruktur im Boden. So unterscheidet sich die reine Fichten-Monokultur sehr deutlich vom naturnahen Mischwald, zum einen durch fehlende Vegetationsschichten unterhalb der Baumkronen, zum anderen durch einheitliche Wurzeltiefen.

Anzumerken ist, dass es sich in dieser Simulation um zwei Extremformen der Waldbestände handelt, da bei der Fichten-Monokultur gänzlich auf einen Unterbau durch Büsche, Sträucher, Farne, Kräuter oder Gräser verzichtet wurde. Im Gegensatz dazu ist beim Szenario „ökologischer Waldumbau“ dieser Unterbewuchs im Modell durch den hohen Bedeckungsgrad als sehr dichtes Unterholz parametrisiert.

Die Ergebnisse zeigen, dass die hieraus resultierende größere Interzeptionsleistung der naturnahen Wälder zu einer insgesamt geringeren Menge an Bestandsniederschlag führt, der am Boden zur Abflussbildung beiträgt. Dies wird bei allen Ereignissen ersichtlich, da sowohl bei den advektiven als auch bei den konvektiven Ereignissen Oberflächen-, Zwi-

schen- und damit Gesamtabfluss beim naturnahen Waldumbau zurückgehen. Insgesamt ist der Einfluss des ökologischen Waldumbaus als relativ gering einzustufen, was unter anderem auch daran liegt, dass nur ein relativ geringer Flächenanteil von 13 % Fichten-Monokultur in naturnahen Mischwald umgewandelt wurde (Abbildung 4.11, Tabelle 4.8 und Anhang A.3e). Beim advektiven HQ₁₀₀-Ereignis ist nahezu keine Scheitelabminderung festzustellen, da sowohl Interzeptions- als auch Bodenspeicher schnell erschöpft sind. Die größte Scheitelabminderung mit knapp 2 % liegt beim geringvolumigen und konvektiven HQ₆₀-Ereignis vor, welches auf Grund seiner kurzen Anstiegszeit durch voll wirksame Interzeptions- und Infiltrationsspeicher merklich gedämpft wird.

Der ökologische Waldumbau ist damit grundsätzlich als hochwassermindernd einzustufen, wenn auch seine Wirksamkeit relativ gering und abhängig vom Volumen des Hochwasserereignisses ist. Im Sinne des Erhalts der vorhandenen Wälder ist die Maßnahme in jedem Falle empfehlenswert.

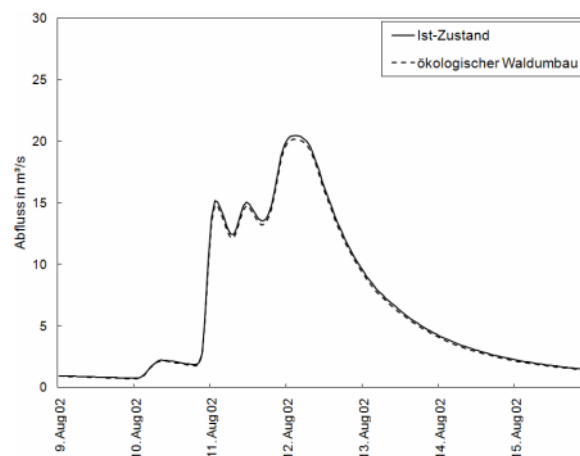


Abbildung 4.11: Gesamtabfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) für den Ist-Zustand und für alle Waldflächen, naturnah umgestaltet

Tabelle 4.8: Änderung der Abflussspitze (HQ_{max}) durch den ökologischen Waldumbau

Ereignis	HQ _{max} [%]
HQ _{10_a}	- 1,5
HQ _{100_a}	- 0,2
HQ _{50_k}	- 0,8
HQ _{60_k}	- 1,9

Aufforstungsmaßnahmen

Wegen der grundsätzlich geringsten Abflussbildung im Vergleich zu anderen Landnutzungsformen ist die Aufforstung an sich als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme zu definieren. Die Ergebnisse im vorhergehenden Abschnitt zeigen, dass zu unterscheiden ist, ob die Aufforstung mit den vorliegenden Baumarten oder in Verbindung mit einem ökologischen Waldumbau realisiert wird, da bei letzterem zusätzliche Retentionseffekte zu erwarten sind. Weiterhin spielt es eine Rolle, welche Landnutzungsformen durch Aufforstung in eine Waldfläche umgewandelt werden, da sich Waldflächen hinsichtlich der Abflussbildung deutlicher von Ackerflächen als von Grünlandstandorten unterscheiden.

Die Umsetzung von Aufforstungsmaßnahmen in WaSiM-ETH erfolgte durch eine Anpassung des Landnutzungs- und des Bodengrids hin zu Waldstandorten mit veränderter Vegetations- und Bodenstruktur für folgende Szenarien:

- 10 % Aufforstung: von 25 % auf 27,5 % Waldfläche (Aufforstung auf Grünland)
- 50 % Aufforstung: von 25 % auf 37,5 % Waldfläche (Aufforstung auf Grünland)
- 100 % Aufforstung: von 25 % auf 50 % Waldfläche (Aufforstung auf Grünland)
- 100 % Waldfläche: gesamtes Einzugsgebiet Wald

Diese vier Aufforstungsszenarien wurden sowohl für bestehende Baumarten (vorwiegend Fichten-Monokulturen) als auch in Kombination mit einer ökologischen Umgestaltung – naturnaher Mischwald wurde wiederum mit einem sehr dichten Unterholz- und Krautbestand parametrisiert (s.o.) – simuliert. Zu beachten ist, dass die 10 %-, 50 %- und 100 %-Aufforstung ausschließlich auf Grünlandstandorten umgesetzt wurde, während beim Extremszenario mit 100 % Waldfläche im Einzugsgebiet auch Acker- und Siedlungsflächen betroffen sind.

Beispielhaft am HQ_{10_a}-Ereignis zeigt sich deutlich, dass zum einen die Art der Aufforstung (mit oder ohne naturnahe Umgestaltung) und zum anderen die Art der aufgeforsteten Fläche eine Rolle spielt (*Abbildung 4.12*): Die extreme Aufforstung auf 100 % Waldfläche im Einzugsgebiet, bei der Acker- und Siedlungsflächen mit eingeschlossen sind, bewirkt eine Scheitelabminderung von ca. 17 %. Betrachtet man dagegen die Aufforstung um 100 % ausschließlich auf Grünland, also auf 50 % Waldfläche im Einzugsgebiet, so resultiert hieraus eine Scheitelabminderung von lediglich ca. 6 %. Kombiniert mit einer naturnahen Umgestaltung der Wälder ergibt sich eine Hochwasserreduzierung um ca. 32 % bei 100 % Waldfläche im Einzugsgebiet und um ca. 13 % bei 100 % Aufforstung ausschließlich auf Grünlandstandorten. Die Wirksamkeit realistischer Aufforstungsmaßnahmen – also eine Vergrößerung der Waldfläche um ca. 10 % – ist beim HQ_{10_a}-Ereignis als sehr gering einzustufen (< 1 %). Kombiniert mit einer naturnahen Umgestaltung der Wälder kann dieses Abminderungspotential auf ca. 3 % erhöht werden.

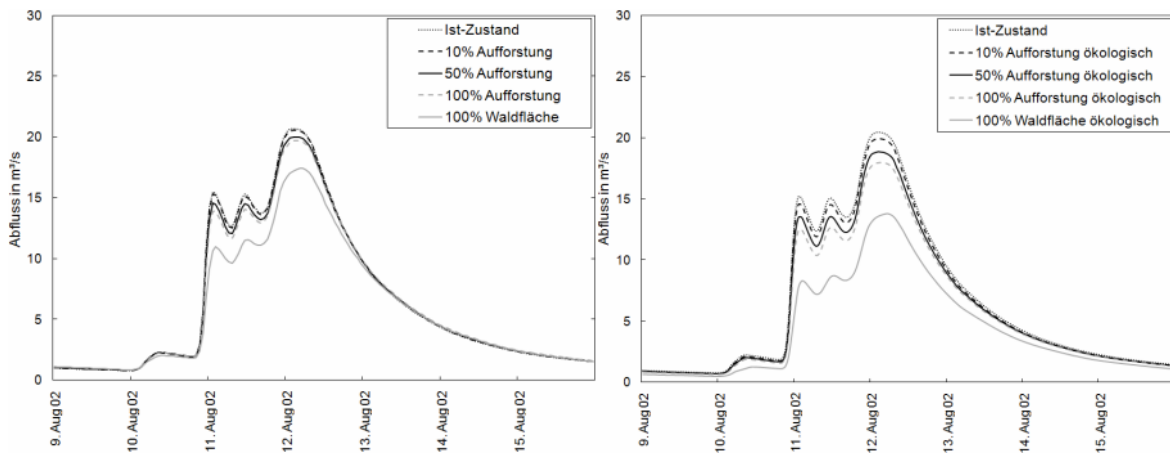


Abbildung 4.12: Gesamtabfluss beim Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a}) für den Ist-Zustand und für verschiedene Aufforstungsszenarien; rechts: inklusive ökologischer Waldumbaumaßnahmen

Abbildung 4.13 und Abbildung 4.14 stellen die prozentuale Scheitelabminderung in Abhängigkeit der Größe der Waldfläche, der Art der aufgeforsteten Fläche und des Hochwasserereignisses mit und ohne naturnahe Umgestaltung der Waldflächen dar. An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Waldbestände, mit denen im Modell aufgeforstet wurde, hinsichtlich ihres Unterholzes Extremformen darstellen, weshalb die Kurven beim Szenario „Aufforstung – Fichten-Monokulturen“ deutlich geringer ausfallen als beim Szenario „Aufforstung – naturnaher Mischwald“. Gerade bei den geringvolumigen konvektiven Ereignissen kommt dieser Unterschied besonders zum Tragen, was in der deutlich höheren Interzeptionsleistung des zusätzlichen dichten Unterholzes begründet liegt. Beim HQ_{60_k}-Ereignis wird beispielsweise das Retentionspotential der Aufforstung durch einen zusätzlichen ökologischen Waldumbau verdoppelt. Dagegen macht es beim großvolumigen advektiven HQ_{100_a}-Ereignis kaum einen Unterschied, ob der Wald zusätzlich naturnah umgestaltet wird oder nicht. Somit ist eine Wirksamkeit der Aufforstungsmaßnahmen zum einen in Abhängigkeit vom Abflussvolumen erkennbar, zum anderen von der Abflussspitze, da bei den beiden konvektiven Ereignissen eine größere Scheitelabminderung generell beim etwas geringeren HQ_{50_k}-Ereignis erzielt wurde.

Unabhängig vom aufgeforsteten Waldbestand und dem vorliegenden Hochwasserereignis ist erkennbar, dass die Aufforstung von reinen Grünlandstandorten zu deutlich geringeren Scheitelabminderungen führt als die Aufforstung gemischter Standorte aus Acker und Grünland.

Für extreme Aufforstungsszenarien sind damit im Windachgebiet je nach Ereignis Scheitelabminderungen von bis zu einem Drittel möglich. Im Gegensatz dazu führen, wie bereits bei der Betrachtung des HQ₁₀ festgestellt wurde, realistische Aufforstungen in der Regel nur in Kombination mit naturnaher Umgestaltung des gesamten Waldes und dann vorwiegend bei geringvolumigeren Hochwasserereignissen zu merklichen Scheitelabminderungen

von maximal 4 %. Dieser Wert kann in Einzugsgebieten mit einem größeren Ackerflächenanteil etwas höher liegen.

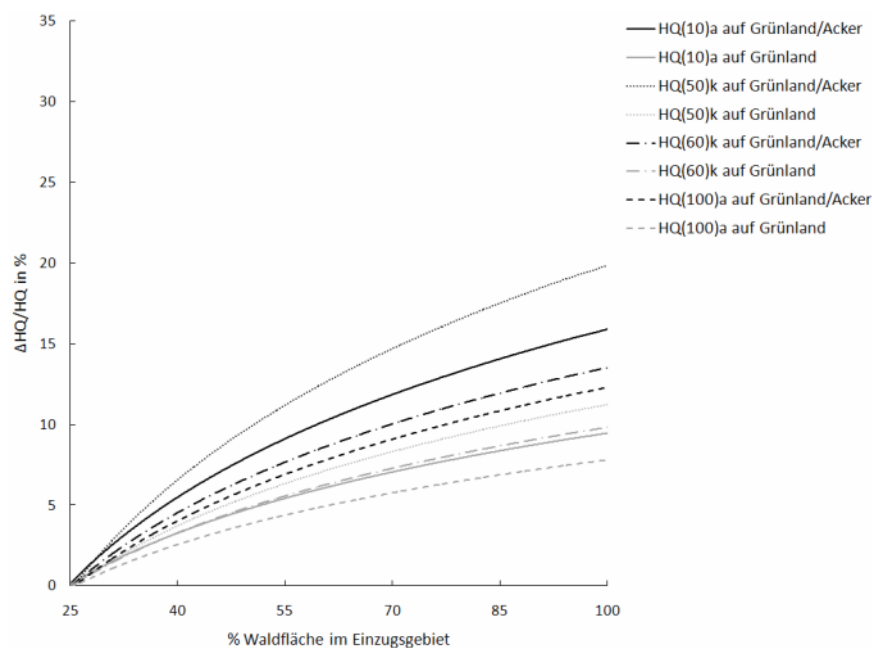


Abbildung 4.13: Prozentuale Scheitelabminderung durch Aufforstung (vorwiegend Fichten-Monokulturen) im Einzugsgebiet (Ist-Zustand: 25 % Waldfläche) in Abhängigkeit der aufgeforsteten Landnutzungsform und des Hochwasserereignisses

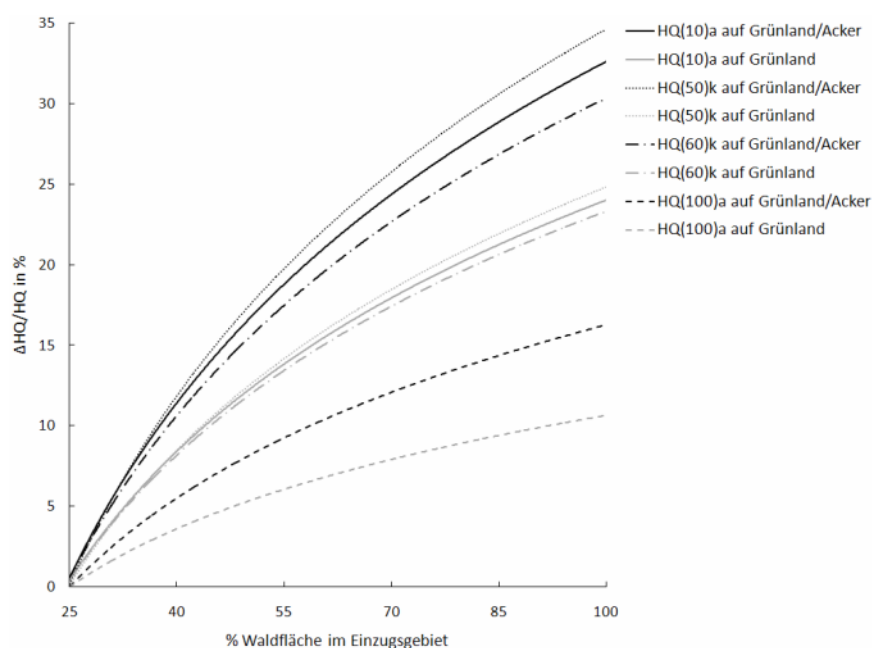


Abbildung 4.14: Prozentuale Scheitelabminderung durch Aufforstung (naturnaher Mischwald mit dichtem Unterholz) im Einzugsgebiet (Ist-Zustand: 25 % Waldfläche) in Abhängigkeit der aufgeforsteten Landnutzungsform und des Hochwasserereignisses

4.1.2. Dezentrale Kleinrückhalte

In Kapitel 2 wurde die Maßnahme „dezentraler Kleinrückhalt“ beschrieben, ihre Wirkungsweise erläutert und bisherige Untersuchungen hinsichtlich ihres Retentionspotentials vorgestellt. Demnach hängt dieses von folgenden Faktoren ab:

- Einzugsgebietsgröße
- Spezifisches Volumen (sV, das Retentionsvolumen aller Becken im Verhältnis zur Einzugsgebietsgröße)
- Einzelvolumen der Becken
- Drosselabfluss

Besonders in Gebieten mit einer Einzugsgebietsgröße von unter 500 km² konnte mit dezentralen Kleinrückhalten eine Wirksamkeit auch für seltenere Hochwasserereignisse nachgewiesen werden (vgl. Kap. 2.3.3.3). Ab einem spezifischen Volumen von $sV = 2$ mm kann mit einer merklichen Hochwasserschutzwirkung dezentraler Rückhaltebecken gerechnet werden. Die Einzelbecken sollten dabei ein Mindestvolumen von 5000 m³ nicht unterschreiten, da sie sonst beim Eintreffen des Hochwasserscheitels bereits gefüllt sind. Um ein entsprechendes sV sicherzustellen, müssen die Rückhaltebecken im Einzugsgebiet in ausreichend großer Anzahl vorliegen. Auf Grund wirtschaftlicher und ökologischer Aspekte werden sie in der Regel ungesteuert ausgebildet. Je nach Dimensionierung der Drosselöffnung können damit Ereignisse unterschiedlicher Jährlichkeiten abgemindert werden. Zusätzlich sollten für diese Maßnahmen Standorte gewählt werden, die bereits eine Damm- und Beckenstruktur aufweisen.

4.1.2.1. Begünstigende Faktoren im Einzugsgebiet

Das Untersuchungsgebiet entspricht den Anforderungen zur Umsetzung der Maßnahme „dezentraler Kleinrückhalt“.

Von seiner Größe her liegt es deutlich unter den empfohlenen 500 km². Geologisch und morphologisch ist das Einzugsgebiet geprägt durch ein sehr feines Gewässernetz, wodurch ein frühzeitiger Einstau kleinerer Fließgewässer (hier: die Windachzuflüsse) ermöglicht werden kann, um so den Hauptabfluss der Windach zu reduzieren. Die geringe Bebauung im Gebiet (7 %) sowie die vorhandene Landnutzung mit 51 % Grünland bieten außerdem einen großen nutzbaren Retentionsraum.

Begünstigt wird dies weiterhin durch das im Allgemeinen ebene bis leicht wellige Gelände mit vorhandenen Beckenstrukturen (*Abbildung 4.15*) und das dichte Wegenetz im Einzugsgebiet. Zusammen mit dem bestehenden Gewässernetz bilden sich damit zahlreiche Kreuzungen von Fließgewässern mit Straßen, Wegen oder Gleisen. Diese vorhandenen Dammstrukturen können auf Grund ihrer Ausführung ohne Verstärkung nicht immer als Hochwasserschutzdamm dienen. Dennoch sind Wegestrukturen für die Planung dezentra-

ler Rückhaltebecken hilfreich, da sie in der Regel auch Grundstücksgrenzen darstellen, was die Zahl der Verhandlungspartner reduziert.



Abbildung 4.15: Begünstigende Geländeform zur Ausbildung dezentraler Rückhaltebecken im Untersuchungsgebiet

4.1.2.2. Modellierungsstrategie

Randbedingungen

Gemäß der Literaturlauswertung zur Wirksamkeit dezentraler Klelrückhalte wurden für diese Untersuchung folgende Randbedingungen für die Rückhaltebecken definiert (Tabelle 4.9):

Tabelle 4.9: Randbedingungen für die Untersuchung der Wirksamkeit dezentraler Klelrückhalte

Retentionsvolumen	5000 m ³ - 50000 m ³
Stauhöhe	$h \leq 3,0 \text{ m}$
Drosselöffnung	200 mm - 2000 mm

Das minimale Retentionsvolumen von 5000 m³ erwies sich in den genannten Untersuchungen als Untergrenze für eine nennenswerte Scheitelabminderung relevanter Hochwasserereignisse. Die Obergrenze von 50000 m³ wird durch die DIN 19700 (2004) für sehr kleine Becken vorgegeben (vgl. Kap. 2.1.2.4). Die maximale Größe der Drosselöffnung wurde auf 2000 mm festgelegt, um eine Mindestüberdeckung von 1,0 m bis zur maximalen Dammhöhe zu gewährleisten. Die Untergrenze DN 200 soll ein Mindestmaß an ökologi-

scher Durchgängigkeit ermöglichen sowie Verkläuerungen entgegenwirken. Dezentrale Rückhaltebecken werden in der Regel ungesteuert angelegt. Die optimale Drosselöffnung zeigt sich darin, dass nach dem Eintreffen des Hochwasserscheitels das Becken maximal gefüllt ist und dadurch die größtmögliche Scheitelabminderung erzielt wird. Der Regelabfluss aus dem Becken wird dabei nach der hydraulischen Formel für den vollkommenen Abfluss als Grundstrahl nach TORRICELLI berechnet (vgl. Kap. 2.2.2.3, *Formel 2-4*). Eine Hochwasserentlastung ist durch gezieltes Überströmen des Dammes ohne Zerstörung des Bauwerkes zu gewährleisten.

Standortfindung

In einer Voruntersuchung (KONJEVIC 2008) wurde eine GIS-gestützte Standortfindung der Becken durchgeführt, auf deren Grundlage die anschließende Modellierung zur Wirksamkeitsabschätzung der Becken erfolgte. Im ersten Schritt wurden dabei Kreuzungen von Fließgewässern und Dämmen oder dammähnlichen Strukturen identifiziert und hinsichtlich ihrer Eignung klassifiziert (*Abbildung 4.16*).

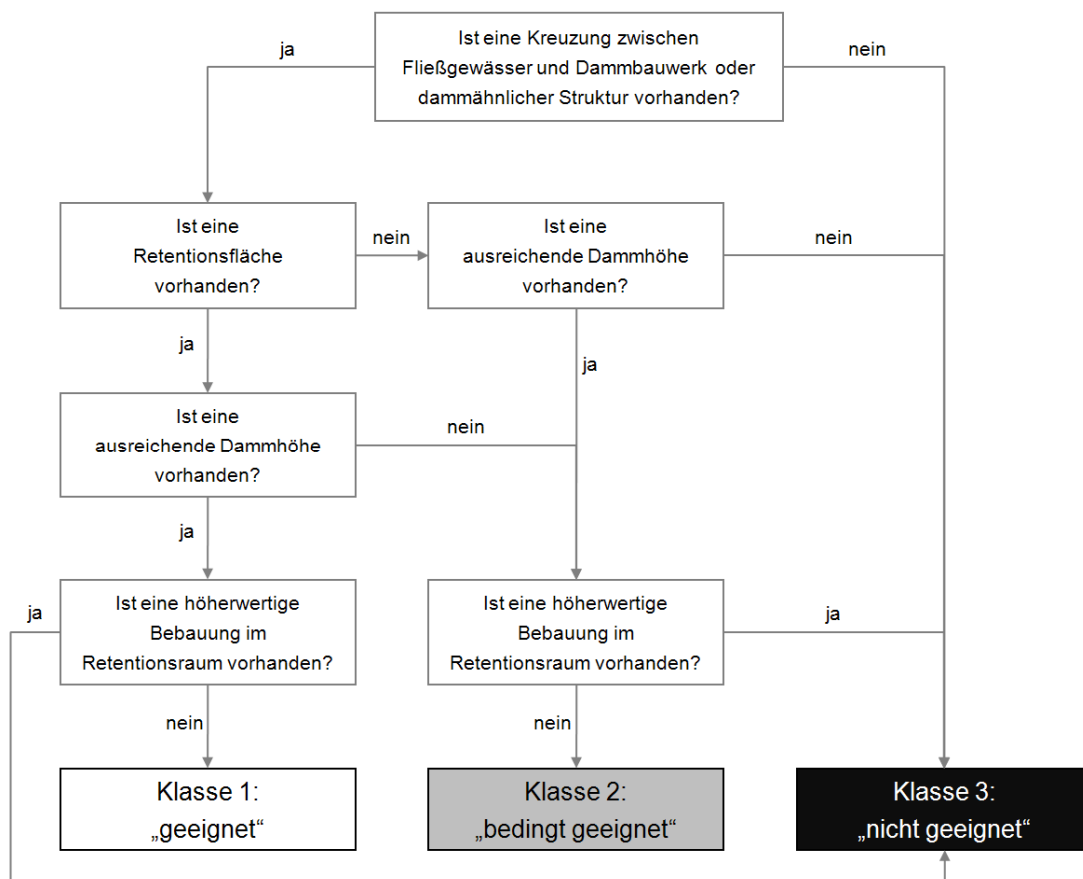


Abbildung 4.16: Vorgehensweise bei der Klassifizierung von potentiellen Standorten dezentraler Kleinrückhalte (KONJEVIC 2008)

Durch eingehende GIS- und Kartenstudien wurden zunächst das Gewässer kreuzende Querstrukturen definiert, wobei sich im Untersuchungsgebiet 100 mögliche Standorte für dezentrale Rückhaltebecken ergaben. Die Ausschlusskriterien „höherwertige Bebauung im offensichtlichen Einstaubebereich“ und „Dammhöhe unter 0,5 m über Aueniveau“ führten zu einer Reduzierung der Anzahl möglicher Standorte auf 62 (geeignet bzw. bedingt geeignet). Im nächsten Schritt wurde mittels GIS-Analyse und Luftbildern der Einstaubebereich auf eine mögliche vorhandene Beckenstruktur sowie eine Bebauung im näheren Umfeld des Überschwemmungsbereichs untersucht. 53 geeignete bzw. bedingt geeignete Standorte blieben als Resultat und wurden einer Feldbegehung unterzogen. Die Betrachtung der Dammstrukturen und der Überflutungsflächen im Gelände führten zu einem Ausschluss weiterer 22 Standorte und damit zu folgender Klassifizierung (*Tabelle 4.10*):

Tabelle 4.10: Klassifizierung der möglichen Standorte für dezentrale Kleinrückhalte im Untersuchungsgebiet nach Feldbegehung

Klasse	1 geeignet und wahrscheinlich umsetzbar	2 bedingt geeignet und/oder bedingt umsetzbar	3 nicht geeignet und/oder wahr- scheinlich nicht umsetzbar
Anzahl	10	21	69

Die Einstufung „bedingt geeignet“ bei 21 Standorten beruhte in der Regel auf der zu geringen Dammhöhe. An höherwertigen Straßen war meist eine ausreichende Dammstruktur vorhanden. Eine abschließende Analyse und der Ausschluss von zu geringen Abständen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Becken führten unter Inkaufnahme einer Dammaufschüttung zu 19 möglichen Beckenstandorten für die weitere Untersuchung (*Abbildung 4.17*).

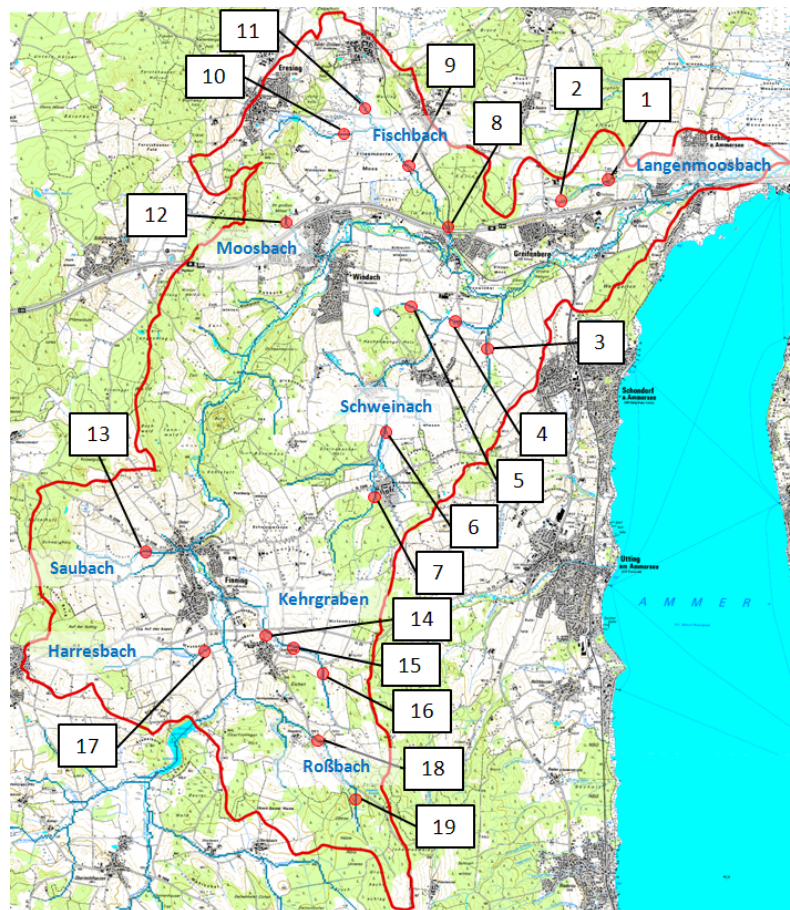


Abbildung 4.17: Ermittelte 19 mögliche Standorte für dezentrale Rückhaltebecken an den einzelnen Windachzuflüssen (Umrandung)

Volumenermittlung

Die Volumenermittlung der ausgewählten Beckenstandorte erfolgte mit dem Geoinformationssystem ArcGIS 9.2 (ESRI). Als Datengrundlage wurde das vom Bayerischen Landesamt für Vermessung und Geoinformation zur Verfügung gestellte DGM 1 m verwendet. Zusätzlich wurden die Dammstrukturen im Felde mittels des DGPS-Systems „Leica GPS1200“ erfasst. Nach Integration der im Felde ermittelten DGPS-Koordinaten der vorhandenen Dammstrukturen in das DGM 1 m erfolgte die Verschneidung des Geländemodells mit der maximal möglichen Wasserspiegelhöhe im Rückhaltebecken. Innerhalb des GIS wurden anschließend die Überflutungsflächen sowie die Retentionsvolumina berechnet (Abbildung 4.18).

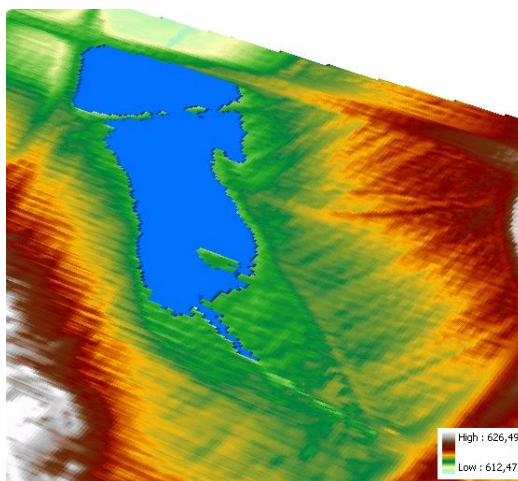


Abbildung 4.18: Volumen und Ausdehnung des dezentralen Kleinrückhalts in ArcGIS 9.2 zur Oberflächen- und Volumenbestimmung (Beispiel Standort 14)

Für die Standorte, welche das Mindestvolumen von 5000 m³ unterschritten, wurde in ArcGIS 9.2 das für dieses Mindestretentionsvolumen notwendige Aufschüttvolumen des Damms errechnet. Die *Tabelle 4.11* fasst das Retentions- und Aufschüttungsvolumen sowie die maximale Einstauhöhe des jeweiligen Beckens zusammen.

Tabelle 4.11: Retentions- und Aufschüttungsvolumen der ermittelten Rückhaltebecken

Beckennummer	Retentionsvolumen [m ³]	Aufgeschüttetes Volumen [m ³]	Einstauhöhe [m]
1	6482	540	2,76
2	4455	181	1,71
3	6269	367	2,09
4	12009	374	1,47
5	6077	1209	2,32
6	19119	2450	1,87
7	7234	2154	1,76
8	7321	120	2,77
9	13300	189	0,84
10	17700	-	1,85
11	15567	-	1,00
12	45322	-	2,07
13	7237	323	2,28
14	6122	-	1,33
15	13077	-	1,98
16	6268	1244	2,29
17	5817	1377	2,33
18	14508	-	2,71
19	32483	-	1,61

Da der Standort Nr. 2 bereits als Rückhaltebecken ausgebildet ist, wurde auf Grund der nur geringen Unterschreitung des Mindestvolumens der reale Wert in die weitere Berechnung mit einbezogen. Die Dammerhöhungen erfolgten sukzessive in 0,5 m-Schritten, bis das Einstauvolumen 5000 m³ oder mehr betrug. Die 17 Becken bis zum Pegel Greifenberg ergeben zusammen ein Volumen von 235430 m³ und damit ein spezifisches Volumen von $sV = 3,6$ mm für das nördliche Teilgebiet der Windach (65 km²). Damit kann von einer merklichen Scheitelabminderung durch diese dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme ausgegangen werden.

Implementierung in WaSiM-ETH und Drosseloptimierung

Die 19 Becken wurden gemäß den Anforderungen für das Speicher- und Seentool in WaSiM-ETH (vgl. Kap. 3.3.1.2) mittels zwei Grid-Dateien – eine für Lage bzw. Beckencodierung, die andere für die maximale Wassertiefe der Becken – definiert. Weiterhin wird in WaSiM-ETH die Volumen-Abfluss-Beziehung der Becken benötigt, welche für verschiedene Wasserstände mit Hilfe von ArcGIS (Volumen) und der TORRICELLI-Gleichung (Abfluss) ermittelt wurde. Zusätzlich muss die Einzugsgebietsstruktur in WaSiM-ETH derart gestaltet sein, dass sich jedes Becken einzeln in einem Teileinzugsgebiet befindet, weshalb eine hochaufgelöste Unterteilung in 65 Teilgebiete erfolgte.

Optimiert wurden die Becken für alle vier in dieser Untersuchung verwendeten Hochwasserereignisse. Unter Beachtung der Mindestdrosselweite von 200 mm wurde der Beckenabfluss durch eine Anpassung des Drosselabflusses soweit minimiert, dass die Becken beim jeweiligen Ereignis nahezu vollständig gefüllt waren (*Abbildung 4.19*). Die Retentionswirkung der Becken wurde demnach auf das jeweilige Hochwasserereignis abgestimmt und ist somit als für das Ereignis maximal anzusehen. Bei größeren Hochwasserabflüssen würden die Becken überströmt werden, bei geringeren würden sie sich nicht optimal füllen. Aus diesem Grunde sollten die Becken mit einem variablen Drosselabfluss (z.B. Schieber) ausgestattet werden, der es zulässt, die Beckenabflüsse vor allem bei advektiven Ereignissen entsprechend der Vorhersage oder auf Grund erkennbarer Tendenzen in groben Zügen anzupassen.

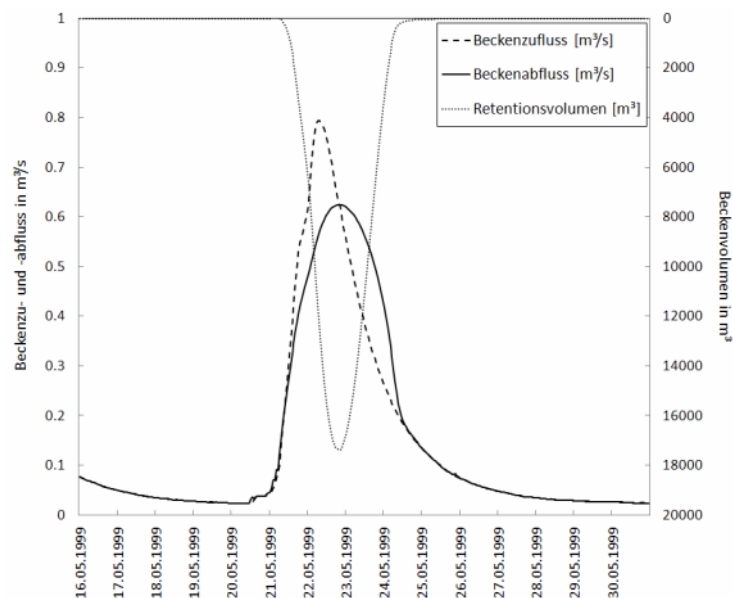


Abbildung 4.19: Drosseloptimierung der dezentralen Rückhaltebecken in WaSiM-ETH für das Pfingsthochwasser 1999 am Beispiel Becken-Nr. 10 ($V = 17700 \text{ m}^3$)

Die Drosselweiten korrelieren insgesamt gut mit den Wiederkehrintervallen der Hochwasserabflüsse (*Tabelle 4.12*). Vor allem bei den advektiven Ereignissen liegen die Drosselweiten zwischen HQ_{10} und HQ_{100} relativ konstant um den Faktor 1,5 - 1,6 auseinander. Bei Betrachtung der konvektiven Ereignisse wird deutlich, dass bei der Ermittlung der optimalen Drosselweite neben der Abflussspitze auch das Abflussvolumen eine entscheidende Rolle spielt. Trotz der höheren Abflussspitze beim HQ_{60_k} -Ereignis ergibt sich auf Grund des deutlich geringeren Abflussvolumens im Mittel eine kleinere optimale Drosselweite als beim HQ_{50_k} -Ereignis.

Tabelle 4.12: Ermittelte Drosselweiten für die einzelnen Hochwasserereignisse

Beckennummer	Retentionsvolumen in m ³	Drosselweite (kreisförmig) in mm			
		HQ _{10_a}	HQ _{100_a}	HQ _{50_k}	HQ _{60_k}
1	6482	230	400	320	360
2	4455	200	350	280	320
3	6269	390	630	530	530
4	12009	1150	1720	1430	1320
5	6077	220	370	290	310
6	19119	870	1290	1070	960
7	7234	560	810	690	600
8	7321	690	1040	800	980
9	13300	780	1170	900	1140
10	17700	320	500	360	460
11	15567	490	730	570	770
12	45322	200	200	200	200
13	7237	480	690	560	530
14	6122	680	1070	870	670
15	13077	520	820	690	520
16	6268	380	590	500	380
17	5817	540	770	670	550
18	14508	300	540	420	220
19	32483	330	580	450	250
Durchschnitt	12967	491	751	611	583

Graphisch dargestellt sind die Drosselweiten der advektiven Ereignisse nahezu parallel zueinander, was für eine gleichmäßige Überregnung des Einzugsgebiets spricht (*Abbildung 4.20*). Dieser Umstand würde eine Anpassung der Drosselweite zum optimalen Beckeneinstau in Abhängigkeit einer Niederschlagsvorhersage begünstigen. Im Gegensatz dazu spricht der abweichende Verlauf der Drosselweiten beim HQ_{60_k}-Ereignis verglichen mit den anderen Ereignissen für lokale Extremniederschläge. In der *Abbildung 4.21* wird dies bestätigt, da bei diesem Ereignis vor allem lokal im Norden (Teileinzugsgebietsnr. 1 - 5) und in der Mitte des Untersuchungsgebiets (TEZ-Nr. 20 - 27) die stärkeren Niederschläge vorkommen, während bei den übrigen Ereignissen eine gleichmäßige Überregnung mit einer leichten Zunahme der Niederschläge in südlicher Richtung (TEZ-Nr. 45 - 65) vorliegt. Im Gegensatz dazu nehmen die Niederschläge des konvektiven HQ₆₀-Ereignisses, bei dem die Amplitude der Teilgebietsniederschläge am größten ist, zum Süden hin deutlich ab. Bei solchen Ereignissen wäre eine vorhersagenabhängige Anpassung der Drosselweiten kaum möglich.

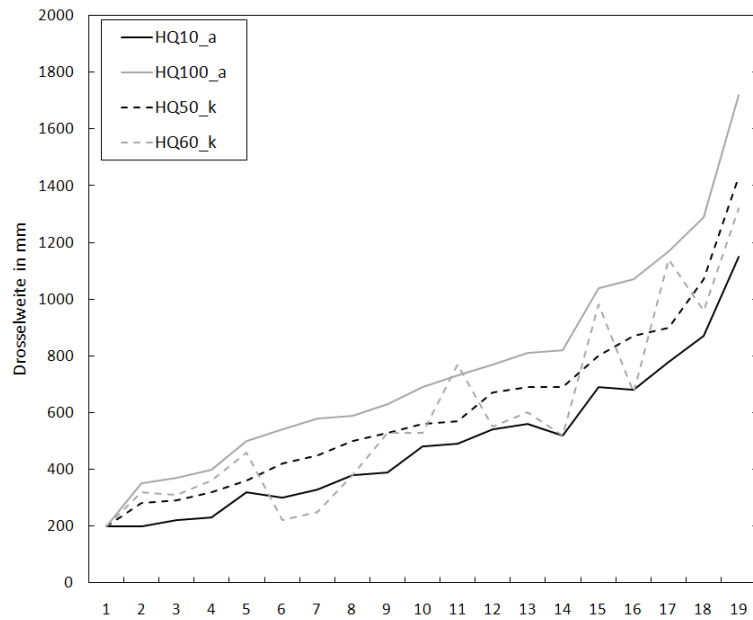


Abbildung 4.20: Drosselweiten der 19 Becken im Vergleich, optimiert für die einzelnen Hochwasserereignisse

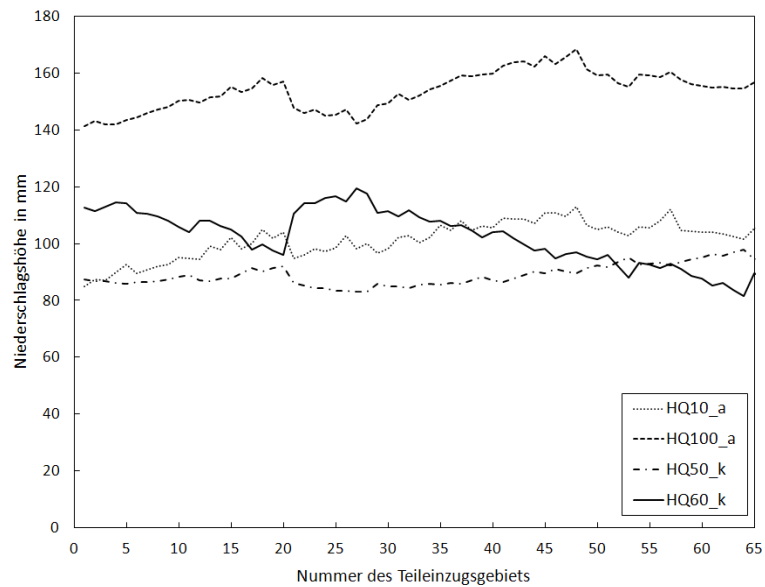


Abbildung 4.21: Niederschlagssummen der Hochwasserereignisse in den einzelnen Teilzugsgebieten des nördlichen Windachgebiets

4.1.2.3. Simulationsergebnisse

Da dezentrale Kleinrückhalte für Siedlungen an Gewässerzuflüssen einen möglichen Hochwasserschutz darstellen können, wurde deren Wirksamkeit im ersten Schritt für die Windachzuflüsse und anschließend für das Gesamtgebiet untersucht.

Betrachtung der Windachzuflüsse

In die Einzelbetrachtung wurden alle acht Windachzuflüsse, deren Einzugsgebiete zwischen 1,5 km² und 15,4 km² variieren, mit einbezogen. Die Zuflüssen enthielten dabei jeweils ein bis fünf der insgesamt 19 Rückhaltebecken, so dass hieraus spezifische Volumina von 1,3 mm bis 25,5 mm resultierten. In der *Abbildung 4.22* sind die Simulationsergebnisse für die drei größten Windachzuflüsse und die vier Hochwasserereignisse dargestellt. Für die restlichen Flüsse können die Simulationsergebnisse *Tabelle 4.13* und *Tabelle 4.14* entnommen werden.

Auf Grund des geringen Abflusses und des sehr großen Rückhaltevolumens beim Moosbach konnte das Becken mit dem vorgegebenen Mindestdurchmesser von 200 mm nicht vollständig gefüllt werden. Deshalb ist die Scheitelabminderung beim HQ_{10_a}-Ereignis vergleichsweise gering.

Im Gegensatz zu anderen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen ist in den einzelnen Teileinzugsgebieten eine deutliche Wirksamkeit der Maßnahme „dezentraler Kleinerückhalt“ unabhängig vom Hochwasserereignis erkennbar. Die Ganglinien weisen hinsichtlich Scheitelabminderung und –verzögerung den typischen Verlauf des ungesteuerten Abflusses auf (vgl. *Abbildung 2.19*).

Vergleicht man die Wirksamkeit der Becken bei unterschiedlichen Ereignissen, so erhält man beim HQ_{100_a}-Ereignis mit 15,7 % im Mittel die geringste Scheitelabminderung und beim HQ_{60_k}-Ereignis mit 30,7 % die größte. Folglich ist weniger die Hochwasserspitze als vielmehr das Abflussvolumen entscheidend für das Retentionspotential der Becken.

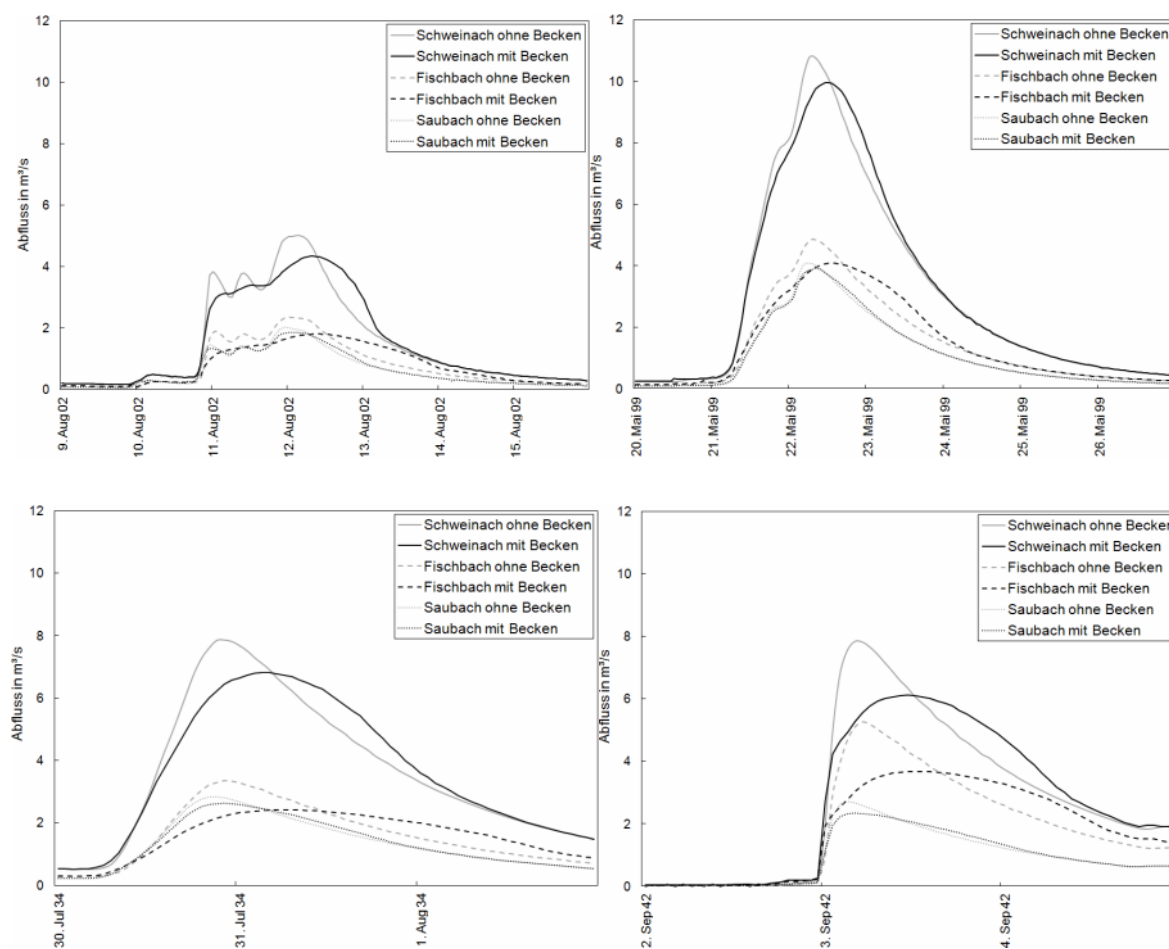


Abbildung 4.22: Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken an den Hauptzuflüssen zur Windach beim HQ_{10_a} (oben links), HQ_{100_a} (oben rechts), HQ_{50_k} (unten links) und HQ_{60_k} (unten rechts)

Die Einzugsgebietsgröße allein lässt in diesem Fall keine Aussage über die Wirksamkeit der Maßnahme „dezentraler Kleinrückhalt“ zu, da beispielsweise im Fischbachgebiet mit 8,3 km² die Hochwasserspitzen nahezu dreimal so stark reduziert wurden wie im sehr viel kleineren Harresbachgebiet (3 km²).

Betrachtet man das spezifische Volumen der Becken in den jeweiligen Teilgebieten, so ist eine ausgeprägte Korrelation zwischen sV und Scheitelabminderung festzustellen. Sowohl das Saubach- als auch das Harresbachgebiet liegen beide unter $sV = 2$ mm und weisen mit unter 10 % die geringste mittlere Scheitelabminderung auf. Dagegen wird der Abfluss in den Gebieten mit $sV \geq 5$ mm im Mittel durchweg über 20 % reduziert. Damit ist das spezifische Volumen neben dem Hochwasserereignis an sich der entscheidende Faktor für die Wirksamkeit dezentraler Kleinrückhalte.

Die *Abbildung 4.23* stellt die Regression zwischen Scheitelreduzierung und sV für die verschiedenen Hochwasserereignisse dar. Die Gütemaße bestätigen die starke Abhängigkeit dieser beiden Parameter vor allem bei den Hochwasserereignissen aus gleichmäßiger Über-

regnung (vgl. *Abbildung 4.21*). Weiterhin lässt sich aus der Abbildung folgern, dass die dezentralen Rückhaltebecken bei den geringvolumigeren konvektiven Ereignissen grundsätzlich wirksamer sind als bei den advektiven.

Tabelle 4.13: Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken an den einzelnen Windachzuflüssen; A_{EZG} = Einzugsgebietsgröße, sV = spezifisches Volumen

Windachzufluss	A_{EZG} [km ²]	Retentionsvolumen [m ³]	sV [mm]	Abfluss HQ _{10_a} [m ³ /s]	Abminderung HQ _{10_a} [%]	Abfluss HQ _{100_a} [m ³ /s]	Abminderung HQ _{100_a} [%]
Langenmoosbach	1,5	10937	7,1	0,4	30,6	0,9	19,8
Schweinach	15,4	50708	3,3	5,0	14,4	10,8	7,9
Fischbach	8,3	53888	6,5	2,4	23,5	4,9	15,9
Moosbach	1,8	45322	25,5	0,8	13,8	1,1	44,8
Saubach	5,4	7237	1,3	2,0	10,4	4,1	4,3
Kehrgraben	4,6	25467	5,5	1,5	20,8	3,3	11,2
Harresbach	3,0	5817	1,9	1,1	8,4	2,2	4,2
Roßbach	5,1	46991	9,2	1,9	25,8	3,8	17,5

Tabelle 4.14: Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken an den einzelnen Windachzuflüssen; A_{EZG} = Einzugsgebietsgröße, sV = spezifisches Volumen

Windachzufluss	A_{EZG} [km ²]	Retentionsvolumen [m ³]	sV [mm]	Abfluss HQ _{50_k} [m ³ /s]	Abminderung HQ _{50_k} [%]	Abfluss HQ _{60_k} [m ³ /s]	Abminderung HQ _{60_k} [%]
Langenmoosbach	1,5	10937	7,1	0,7	33,3	0,9	38,1
Schweinach	15,4	50708	3,3	7,9	13,6	7,8	21,9
Fischbach	8,3	53888	6,5	3,3	28,3	5,3	29,8
Moosbach	1,8	45322	25,5	0,8	38,2	1,1	54,6
Saubach	5,4	7237	1,3	2,8	7,5	2,7	13,9
Kehrgraben	4,6	25467	5,5	2,5	19,7	1,9	36,5
Harresbach	3,0	5817	1,9	1,6	6,2	1,3	17,0
Roßbach	5,1	46991	9,2	3,1	25,0	1,9	33,8

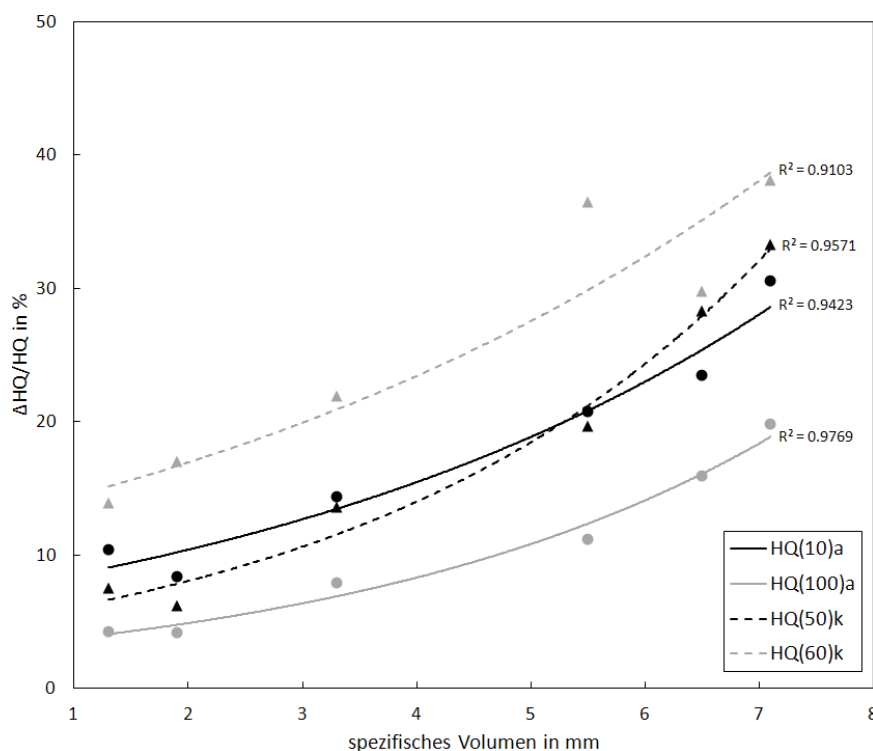


Abbildung 4.23: Scheitelabminderung (in %) in Abhängigkeit des spezifischen Volumens (in mm) für zwei advektive (a bzw. ●) und zwei konvektive (k bzw. ▲) Hochwasserereignisse

Die Aussage von KREITER (2007), dass ab einem $sV = 2$ mm durch dezentrale Rückhaltebecken eine besondere Hochwasser mindernde Wirkung zu erwarten ist, kann grundsätzlich bestätigt werden. Für kleinere Gebiete oder für Teileinzugsgebiete mit einem sV von über 5 mm ist bei entsprechender Drosselweite für Ereignisse bis HQ_{100} in jedem Fall eine Scheitelreduzierung von über 10 % zu erwarten.

Für Siedlungen, die sich an Gewässerzuflüssen im Einzugsgebiet verteilt befinden, und für die eine technische Maßnahme aus wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist, kann durch solche dezentrale Becken ein wirksamer Hochwasserschutz gewährleistet werden. Bei entsprechender Beckenanzahl ist auf Grund der Summeneffekte auch für größere Einzugsgebiete eine spürbare Wirkung durch diese Maßnahme zu erwarten. Dies wird im Folgenden untersucht.

Betrachtung des Gesamtgebiets

Ähnlich wie bei der Betrachtung der einzelnen Windachzuflüsse sind die dezentralen Rückhaltebecken bei den konvektiven Ereignissen deutlich wirksamer als bei den advektiven. Dennoch ist beim HQ_{100_a} -Ereignis immer noch eine Scheitelabminderung von 9,5 % festzustellen, was für das große Potential dieser dezentralen Hochwasserschutzmaßnahme spricht.

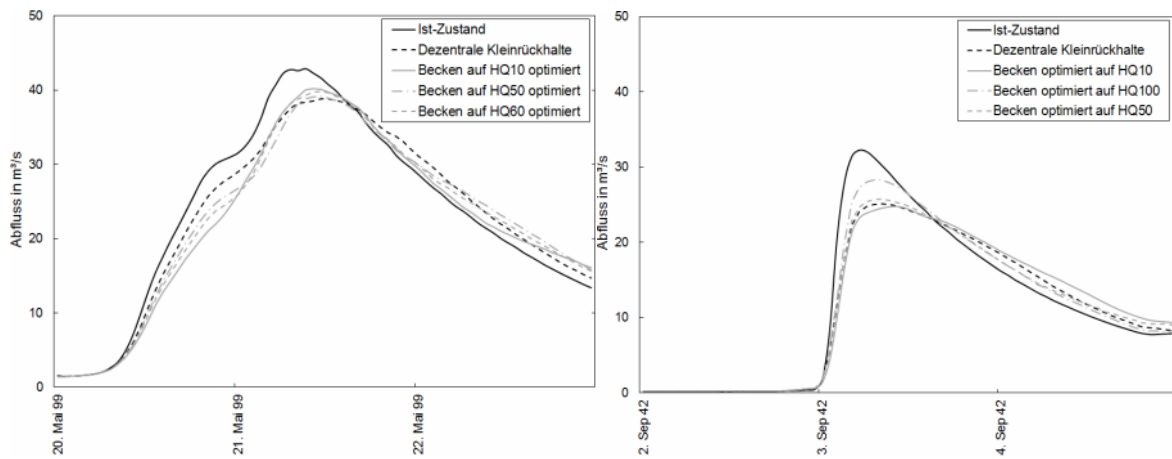


Abbildung 4.24: Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken am Pegel Greifenberg beim HQ_{100_a} (links) und HQ_{60_k} (rechts) – gleiche Skalierung

Trotz des um 50 % höheren Abflussscheitels beim HQ_{60_k}-Ereignis gegenüber dem HQ_{10_a}-Ereignis ist die Minderung der Hochwasserspitze ebenfalls um über 50 % höher (Tabelle 4.15). Hieraus lässt sich folgern, dass der Spitzenabfluss an sich bei der Bewertung der Wirksamkeit dezentraler Rückhaltebecken eine untergeordnete Rolle spielt. Die umgekehrte Proportionalität zwischen Scheitelabminderung und Gesamtabflussvolumen der Hochwasserwelle bestätigt sich auch bei Betrachtung der übrigen Ereignisse. Der relativ geringe Unterschied zwischen Scheitelabminderung und Abflussvolumen beim HQ_{10_a}- und HQ_{100_a}-Ereignis ist dadurch zu erklären, dass beim HQ_{10_a}-Ereignis der Großteil des Abflussvolumens vor Eintritt des Hochwasserscheitels bereits die Becken füllt und diese damit bei Eintritt der Hochwasserspitze nicht mehr voll wirksam sind.

Somit ist der maßgebende Faktor zur Bewertung der Wirksamkeit dezentraler Rückhaltebecken das Abflussvolumen bis zum Eintritt des Hochwasserscheitels und damit die Anstiegszeit der Hochwasserganglinie (Abbildung 4.24). Beim sehr geringvolumigen HQ_{60_k}-Ereignis mit raschem Hochwasseranstieg ist durch diese Maßnahme daher eine Scheitelabminderung von deutlich über 20 % möglich.

Weiterhin beeinflusst die Drosselöffnung entscheidend das Retentionspotential der Becken, da die genannten Prozentsätze zur Hochwasserreduzierung ausschließlich bei für das jeweilige Ereignis optimierten Drosselöffnungen realisierbar sind. Um dies zu verdeutlichen wurde die Wirksamkeit der Becken für unterschiedliche Drosselöffnungen bestimmt (Tabelle 4.15). Eine Erhöhung der mittleren Drosselweite um ca. 25 % gegenüber dem optimierten Wert – beispielsweise durch Verwendung der HQ_{100_a}-Drosselweiten beim HQ_{50_k} oder HQ_{60_k} (vgl. Tabelle 4.12) – halbiert in etwa das Retentionspotential der Becken.

Tabelle 4.15: Scheitelabminderung am Pegel Greifenberg (65 km²) durch die Maßnahme „dezentraler Kleinrückhalt“ (17 Becken, Gesamtvolumen 235430 m³) mit Variation der Beckenoptimierung für die vier Hochwasserereignisse

Ereignis	Abfluss-scheitel [m ³ /s]	Abfluss-volumen [m ³]	Scheitelabminderung in % bei Beckenoptimierung auf			
			HQ _{10_a}	HQ _{100_a}	HQ _{50_k}	HQ _{60_k}
HQ_{10_a}	20,7	3 466 037	13,8	2,5	5,9	9,2
HQ_{100_a}	42,9	9 934 740	6,2	9,5	8,7	7,2
HQ_{50_k}	31,1	2 923 532	13,8	7,1	15,0	13,9
HQ_{60_k}	32,3	1 994 423	23,2	12,2	20,2	22,2

Ist die Drosselöffnung im Gegensatz dazu kleiner als der optimierte Wert, so hat dies einen geringeren Einfluss auf die Scheitelabminderung. Beim HQ_{60_k}-Ereignis erhöht sich dadurch sogar der Prozentsatz, da sich beim Überströmen der Dämme das Retentionsvolumen der Becken weiter vergrößert. Zu bedenken ist dabei, dass bei einem unkontrollierten Überströmen der Dämme diese großen Schaden nehmen oder brechen können. Daher ist bei entsprechender Dimensionierung des Drosselabflusses das schadlose Abführen des überschüssigen Abflusses zu ermöglichen. Ist dies gewährleistet, so sollte der Drosselabfluss grundsätzlich eher geringer gewählt werden, um bei den konvektiven Starkniederschlägen einen optimalen Schutz zu bieten und auch bei den advektiven Ereignissen noch merkliche Scheitelreduzierungen und –verzögerungen zu bewirken.

Die Ergebnisse decken sich unter Berücksichtigung des spezifischen Volumens von $sV = 3,6$ mm grundsätzlich mit den in *Abbildung 4.23* dargestellten Zusammenhängen zwischen sV , Scheitelabminderung und Hochwasserereignis.

Damit sind die Kleinrückhalte als sehr wirksame dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme anzusehen, deren Retentionspotential bei einem Ereignis vor allem vom spezifischen Volumen, dem Abflussvolumen bis zum Eintritt des Hochwasserscheitels und von der Dimensionierung der Drosselweite abhängt.

4.1.3. Renaturierungsmaßnahmen

Die Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen ist vor allem von den folgenden vier Faktoren abhängig:

- Gefälle des Fließgewässers
- Hochwasserereignis
- Rauheiten, vor allem in den Überflutungsflächen
- Einzugsgebietsgröße

Je nach Untersuchung zeigt sich, dass ab einem mittleren Gefälle von 1 ‰ - 5 ‰ durch Renaturierungsmaßnahmen kaum eine Scheitel reduzierende Wirkung erkennbar ist. Abhängig von der Gewässerstruktur sind Renaturierungen vor allem in Einzugsgebieten unter 500 km² für Hochwasserereignisse mit einem Wiederkehrintervall von unter 10 Jahren wirksam. Ihre Effizienz kann maßgeblich durch die Vorlandrauheit gesteigert werden, wobei durch vollständige Auwaldaufforstung Hochwasserscheitel im Vergleich zu einer Renaturierung ohne Auwald um das bis zu Dreifache abgemindert werden können. Im Folgenden wird mittels zweidimensionaler hydrodynamisch-numerischer Modellierung die Wirksamkeit von Gewässerrenaturierungen in Verbindung mit Auwaldaufforstung für Hochwasserereignisse verschiedener Jährlichkeiten im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach untersucht.

4.1.3.1. Begünstigende Faktoren im Einzugsgebiet

Das Hauptgerinne der Windach ist weitgehend naturbelassen, die Zuflüsse zur Windach hingegen wurden im Zuge von Flurbereinigung und Meliorationsmaßnahmen auf den Feldern begradigt und auf ca. 1,2 m eingetieft. Dadurch konnte der Niederschlag aus den anliegenden, dränierten Feldern abgeführt werden (*Abbildung 4.25*). In Kapitel 4.1.2 wurde durch die dezentralen Becken gezeigt, welchen Einfluss Retentionsmaßnahmen an den Windachzuflüssen auf den Gesamtabfluss der Windach haben können, da ihr Anteil beim Pfingsthochwasser 1999 über 40 % des Abflusses betrug (vgl. *Tabelle 4.12*). Auch bei geringeren Hochwasserabflüssen tragen diese Zuflüsse deutlich zum Gesamtabfluss der Windach bei.

Das Gefälle der Zuflüsse liegt meist deutlich über 5 ‰, so dass gemäß Kapitel 2.2.3 der Einfluß von Renaturierungsmaßnahmen eher gering sein müsste. Im Gegensatz dazu kann die relativ geringe Größe der Teileinzugsgebiete das Retentionspotential der Gewässerrenaturierungen zumindest bei Abflüssen mit geringerem Abflussvolumen begünstigen.

Die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen mit Auwaldaufforstung ist in diesem Gebiet gut möglich, da die an die Gewässer angelehnten Flächen hauptsächlich Grünlandstandorte sind und damit durch die Renaturierung nur ein geringer Anteil hochwertig be-

bauter Flächen beeinflusst wird.



Abbildung 4.25: Kanalisierter Verlauf des Fischbachs im Einzugsgebiet der Windach

4.1.3.2. Modellierungsstrategie

Der Ist-Zustand wurde in HYDRO_AS-2D mit den derzeit vorliegenden begradigten und eingetieften Windachzuflüssen simuliert. Um einen möglichst realitätsnahen potentiell natürlichen Flusslauf zu erhalten, dienten die historischen Flussläufe aus den Anfängen des 20. Jahrhunderts als Anhaltspunkt. Die genauen Informationen über die historischen Verläufe der Windachzuflüsse konnten Lageplänen und Längsschnitten (Wasserwirtschaftsamt Weilheim) dieser Zeit entnommen werden (Abbildung 4.26).

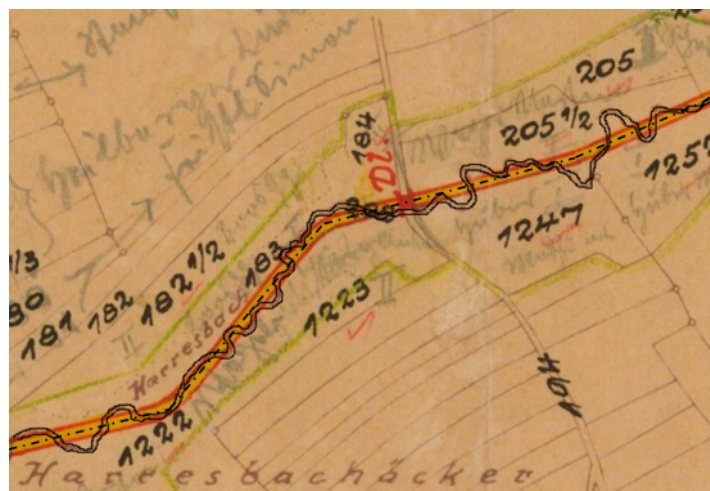


Abbildung 4.26: Begradigter (gestrichelt) und ursprünglicher Verlauf (durchgezogen, mäandrierend) der Windachzuflüsse auf Grundlage historischer Karten am Beispiel des Harresbachs

In einer Vorstudie wurden diese Pläne georeferenziert (BRUNNER 2008) und dienten anschließend als Grundlage für die Netzgenerierung in HYDRO_AS-2D (Abbildung 4.27).

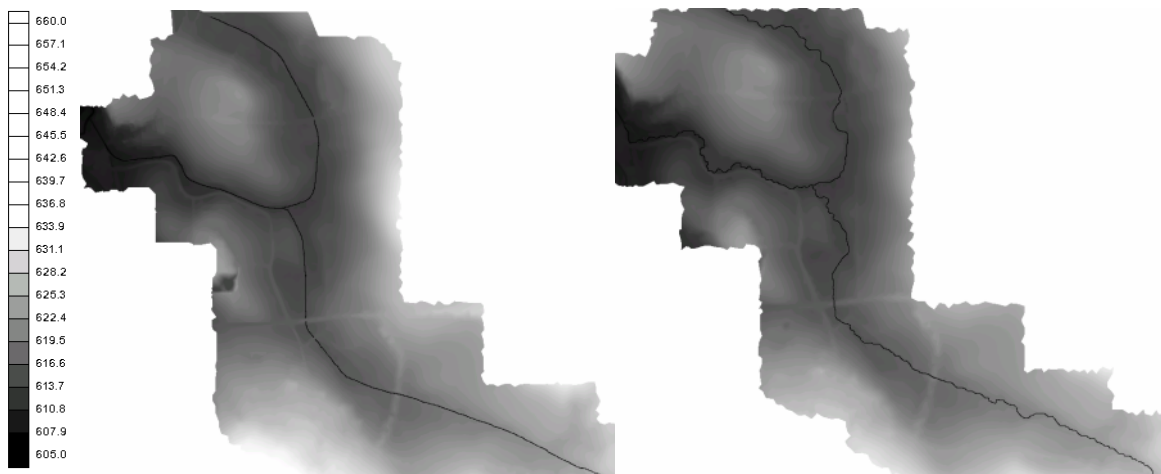


Abbildung 4.27: Berechnungsnetze in HYDRO_AS-2D am Beispiel des Kehrgrabens (als Höhenmodell); links: Ist-Zustand, rechts: renaturierter Verlauf, schwarze Linie: Bachlauf

Auf Grund der in den historischen Plänen fehlenden Informationen zur Breite und Tiefe der Querprofile wurden folgende Annahmen getroffen:

- Sohlanhebung um ca. 50 cm
- Uferverbreiterung um ca. 50 %

Die einzelnen Windachzuflüsse weisen im Ist-Zustand eine Fließlänge von 1,5 km bis 5 km und dabei Höhenunterschiede zwischen 12 m und 35 m auf (Tabelle 4.16). Durch die Rückführung des Ist-Zustands in die historischen Gewässerverläufe ergaben sich Laufverlängerungen zwischen 11 % und 32 % (Abbildung 4.28).



Abbildung 4.28: Laufverlängerung um 32,2 % durch Gewässerrenaturierung am Beispiel des Saubachs

Tabelle 4.16: Windachzuflüsse im derzeitigen und im renaturierten Zustand

Windachzufluss		Höhenunterschied	Fließlänge	Laufverlängerung	Gefälle
Schweinach	Ist-Zust.	35,5 m	4868,6 m	12,2 %	7,3 ‰
	renaturiert		5462,0 m		6,5 ‰
Fischbach	Ist-Zust.	12,2 m	2567,7 m	20,7 %	4,8 ‰
	renaturiert		3098,6 m		3,9 ‰
Saubach	Ist-Zust.	18,5 m	1418,1 m	32,2 %	13,0 ‰
	renaturiert		1875,2 m		9,9 ‰
Kehrgraben	Ist-Zust.	18,4 m	1999,5 m	21,7 %	9,2 ‰
	renaturiert		2432,4 m		7,6 ‰
Roßbach	Ist-Zust.	27,5 m	2586,4 m	11,0 %	10,6 ‰
	renaturiert		2871,0 m		9,6 ‰

Analog zu den mit WaSiM-ETH simulierten Landnutzungsszenarien wurde die Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen für folgende Varianten unter Verwendung der vier Hochwasserereignisse quantifiziert:

- Ist-Zustand
- Renaturierte Windachzuflüsse gemäß den historischen Verläufen
- Renaturierte Windachzuflüsse gemäß den historischen Verläufen mit zusätzlicher Auwaldaufforstung im Überschwemmungsbereich des HQ₁₀

Dabei fungierten die in WaSiM-ETH generierten Abflüsse als Modellinput für HYDRO_AS-2D (vgl. Kap. 3.5.4.2). Die Auwaldaufforstung betraf dabei den gesamten Böschung- und Uferbereich der Windachzuflüsse mit großflächiger Ausdehnung im Überflutungsbereich und wurde durch die Anpassung des Stricklerbeiwertes auf $10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ (vgl. *Tabelle 2.11*) realisiert. Da in diesem Szenario der gesamte Gewässerverlauf der Windachzuflüsse von der Auwaldaufforstung betroffen ist, ist dies als Extremszenario mit nur bedingter Umsetzbarkeit anzusehen und bei der Bewertung der Modellierungsergebnisse zu berücksichtigen.

4.1.3.3. Simulationsergebnisse

Bei der Bewertung der Simulationsergebnisse wurde die Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen für die Teilgebiete der Windachzuflüsse sowie für das Gesamtgebiet am Pegel Greifenberg betrachtet.

Betrachtung der Windachzuflüsse

In der Einzelbetrachtung werden die fünf größten Windachzuflüsse Schweinach, Fischbach, Saubach, Kehrgraben und Roßbach berücksichtigt. Von diesen weist ausschließlich der Fischbach ein mittleres Fließgefälle von unter 0,5 % auf (*Tabelle 4.16*), wonach hier grundsätzlich die größte Scheitelabminderung zu erwarten ist. Diese Annahme wird bestätigt, da die mittlere Scheitelabminderung beim Fischbach gegenüber den restlichen Windachzuflüssen deutlich höher liegt (*Tabelle 4.17*). Auch Roßbach (ohne Auwald) und Saubach stützen diese Annahme dadurch, dass beide Zuflüsse auf Grund ihres sehr hohen Gefälles von ca. 1 % die geringsten Scheitelreduzierungen durch Laufverlängerung aufweisen. Beim Kehrgraben konnte festgestellt werden, dass durch die Abflussverzögerung Überlagerungseffekte bei den beiden Zuflüssen eintraten (vgl. *Abbildung 4.27*), welche die Scheitel abmindernde Wirkung der Renaturierungsmaßnahmen am Gebietsauslass neutralisierten oder umkehrten.

Tabelle 4.17: Scheitelabminderungen (in %) durch Renaturierungsmaßnahmen an den einzelnen Windachzuflüssen; Ren.: Rückführung in ursprünglichen Gewässerverlauf, Ren.+A.: Rückführung in ursprünglichen Gewässerverlauf inkl. Auwaldaufforstung in den Überflutungsflächen des HQ₁₀

Ereignis Zufluss	HQ _{10_a}		HQ _{100_a}		HQ _{50_k}		HQ _{60_k}	
	Ren.	Ren.+A.	Ren.	Ren.+A.	Ren.	Ren.+A.	Ren.	Ren.+A.
Roßbach (5,1 km ²)	1,3	5,0	0,8	17,4	3,3	21,4	1,0	22,0
Kehrgraben (4,6 km ²)	4,7	5,4	0,4	0,4	0	+ 2,2	0	+ 1,2
Saubach (5,4 km ²)	2,2	4,0	0,9	2,7	1,6	3,1	1,6	6,5
Fischbach (8,3 km ²)	4,5	4,9	0,8	18,7	4,3	20,1	4,9	23,6
Schweinach (15,4 km ²)	6,1	8,5	1,3	16,2	1,6	15,8	0,7	11,6

Betrachtet man die Maßnahme Laufverlängerung ohne Auwaldaufforstung, so kann deutlich eine Abhängigkeit der Wirksamkeit dieser Maßnahme vom Hochwasserscheitel festgestellt werden. Mit einer mittleren Scheitelabminderung von ca. 3,8 % kann beim HQ_{10_a}-Ereignis von einer spürbaren Wirkung der Laufverlängerung gesprochen werden. Ursache hierfür ist, dass sich bei diesem Ereignis der Abfluss vorwiegend im Gerinne befindet und damit unmittelbar von der Laufverlängerung betroffen ist. Bei den größeren Ereignissen tritt dieser Effekt in den Hintergrund, was beim HQ_{100_a}-Ereignis – hier fließt der größte Teil des Abflusses über die Vorländer ab – mit einer mittleren Scheitelabminderung von 0,8 % deutlich erkennbar ist. Die konvektiven Ereignisse lassen in diesem Zusammenhang keine generelle Aussage zu, da beim Fischbach, der ein vergleichsweise ge-

ringes Gefälle aufweist, merkliche Scheitelabminderungen zu verzeichnen sind. Eindeutig ist aber, dass bei diesen Ereignissen das Retentionspotential durch die zusätzliche Auwaldaufforstung um ein Vielfaches erhöht wird.

Im Gegensatz dazu verändert sich die Scheitelreduzierung beim HQ_{10_a}-Ereignis durch die Auwaldaufforstung kaum. Da bei diesem Ereignis der Abflussschwerpunkt im Gerinne liegt, wird nur ein geringer Anteil des Abflusses durch den Bewuchs beeinflusst (Abbildung 4.29, links).

Bei den selteneren Ereignissen, die durch große Vorlandüberflutungen gekennzeichnet sind, zeigt sich die Wirksamkeit des Auenbewuchses deutlich, da hier die Hochwasserspitzen gegenüber der Laufverlängerung ohne Auwaldaufforstung um ein Vielfaches abgemindert werden (Abbildung 4.29, rechts). Die Tatsache, dass in diesem Fall insgesamt ein geringeres Abflussvolumen vorliegt, ist darin begründet, dass ein gewisser Anteil in Senken zurückbleibt, die sich im Vorlandbereich des Fischbachs befinden und durch die höheren Wasserstände auf Grund der Auwaldaufforstung gefüllt werden, sich aber nicht in den Bachlauf zurück entleeren.

Beim Saubach wirkt sich der zusätzliche Auwald am geringsten aus, da hier das größte mittlere Fließgefälle vorliegt.

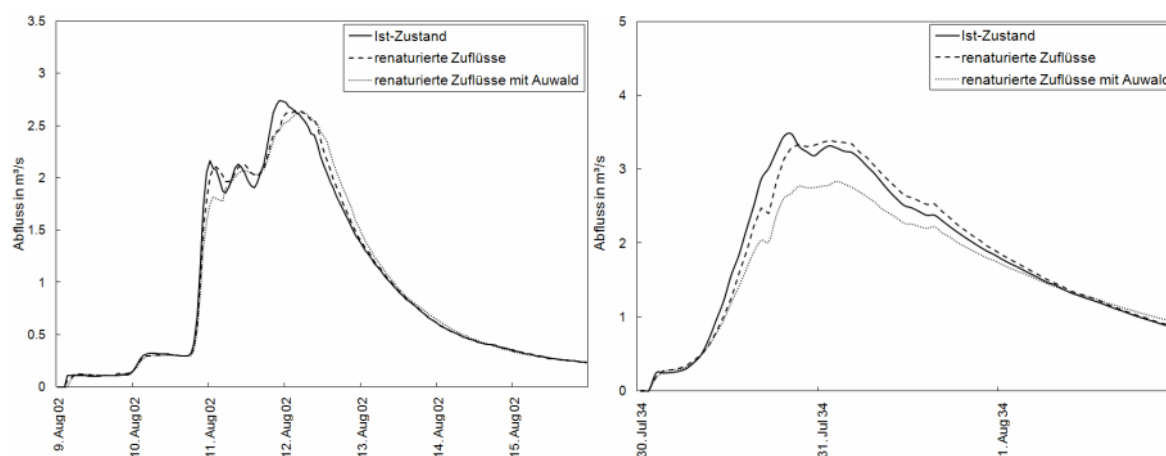


Abbildung 4.29: Berechnung von Renaturierungsszenarien am Windachzufluss Fischbach beim HQ_{10_a} (links) und HQ_{50_k} (rechts)

Demnach ist dem Uferbewuchs neben dem mittleren Fließgefälle eine besondere Rolle zuzuschreiben, wenn es um die Wirksamkeit von Gewässerrenaturierungen als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme geht. In diesem Falle wurde ein sehr dichter, durchgängiger und die gesamte Böschung abdeckender Auwald angenommen, weshalb die ermittelten Scheitelabminderungen als absolute Höchstwerte anzusehen sind.

Damit können die Hauptaussagen bisheriger Untersuchungen (vgl. Kap. 2.3.3.4) bestätigt werden, da neben dem Fließgefälle vor allem der dichte Auen- und Uferbewuchs die Wirksamkeit von Gewässerrenaturierungen bestimmt und die Laufverlängerung allein bei selte-

neren Hochwasserereignissen kaum Wirkung zeigt. Gemäß dieser Untersuchung kann der Grenzwert für das mittlere Fließgefälle, bei dem Renaturierungsmaßnahmen noch wirksam sind, für kleine Einzugsgebiete auf 1 % festgelegt werden.

Betrachtung des Gesamtgebiets

Gegenstand der Untersuchung im Gesamtgebiet war ebenfalls die Simulation der beiden Renaturierungsszenarien mit und ohne Auwaldaufforstung unter Nutzung der vier Hochwasserereignisse. Dabei decken sich die Ergebnisse grundsätzlich mit denen der einzelnen Windachzuflüsse (Abbildung 4.30 und Tabelle 4.18).

Die Laufverlängerung mit Sohlanhebung und Uferaufweitung zeigt mit einer Scheitelabminderung von knapp 6 % vor allem beim HQ_{10_a}-Ereignis Wirkung, während die Hochwasserspitze beim HQ_{100_a}-Ereignis kaum beeinflusst wird. Dazwischen liegen die beiden konvektiven Ereignisse mit 2 % - 3 %. Damit wird auch hier deutlich, dass bei dieser Maßnahme vor allem die Lage des Wasserspiegels für das Retentionspotential entscheidend ist.

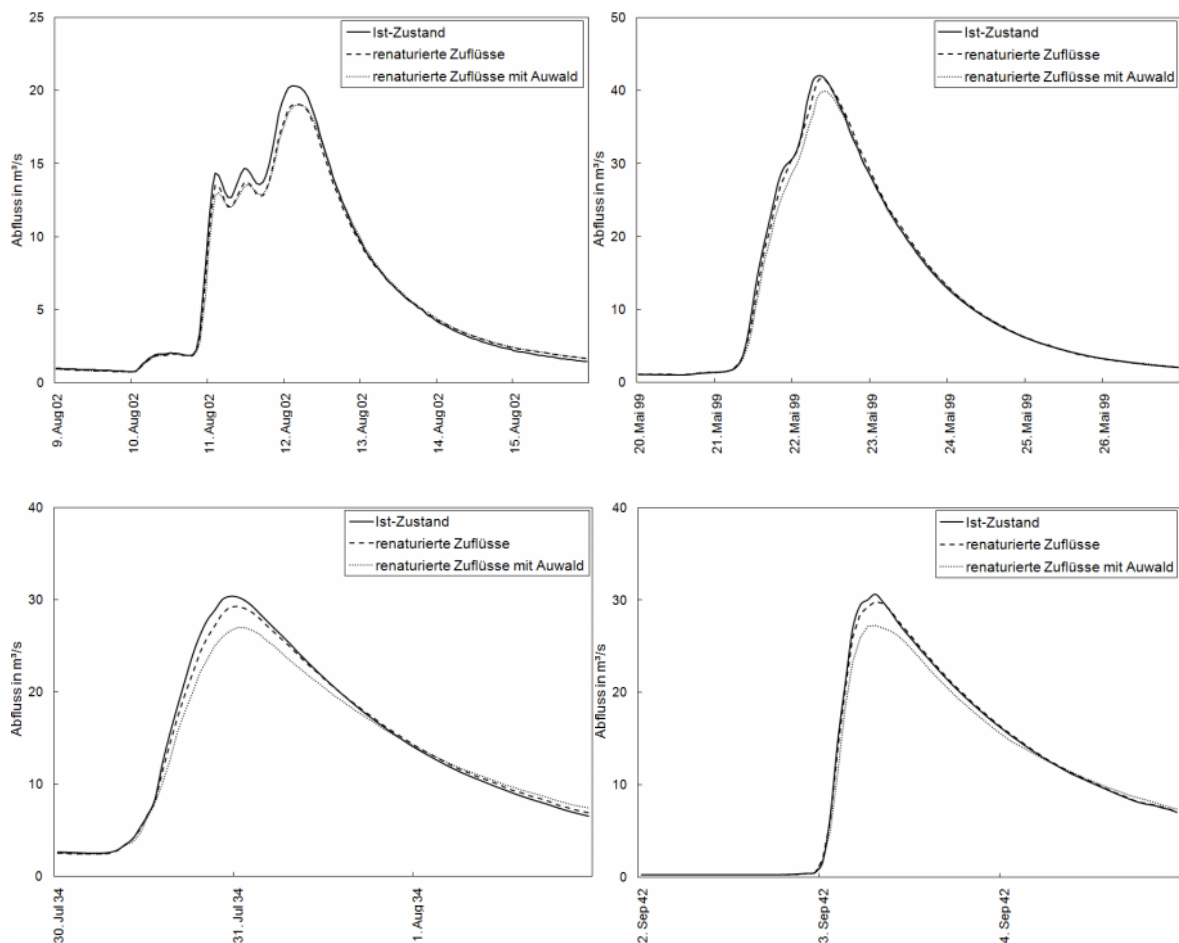


Abbildung 4.30: Berechnung von Renaturierungsszenarien am Pegel Greifenberg beim HQ_{10_a} (oben links), HQ_{100_a} (oben rechts), HQ_{50_k} (unten links) und HQ_{60_k} (unten rechts)

Werden die Vorländer in größerem Maße überflutet, so ist die Dichte des Bewuchses ausschlaggebend für das Retentionsvermögen der Renaturierungsmaßnahme. Beim HQ_{100_a}-Ereignis bedeutet dies, dass das Scheitelabminderungspotential durch die Auwaldaufforstung verfünffacht werden kann. Besonders wirksam ist der dichte Auwald bei den konvektiven Ereignissen, die kurzzeitig weite Teile des Vorlandes überfluten. Hierbei kann die Hochwasserspitze um über 11 % reduziert werden. Werden die Vorländer kaum überflutet, wie es beim HQ_{10_a}-Ereignis der Fall ist, hat der Auwald kaum eine zusätzliche Wirkung.

Tabelle 4.18: Wirksamkeit der Renaturierungsszenarien am Pegel Greifenberg; Renaturierung I: Laufverlängerung, Sohlanhebung, Uferaufweitung; Renaturierung II: Renaturierung I + Auwaldaufforstung; SA: Scheitelabminderung in %, VZ: Scheitelverzögerung in h

Ereignis Variante	HQ _{10_a}		HQ _{100_a}		HQ _{50_k}		HQ _{60_k}	
	SA (%)	VZ.(h)	SA (%)	VZ.(h)	SA (%)	VZ.(h)	SA (%)	VZ.(h)
Renaturierung I:	5,9	2	0,9	1	3,5	1	2,4	2
Renaturierung II:	6,4	2	5,0	2	11,1	2	11,0	2

Zusätzlich zur Reduzierung wird der Hochwasserscheitel durch die Renaturierungsmaßnahme verzögert, wobei hier der Auwald den Effekt ebenfalls verstärkt. Ein Unterschied zwischen advektivem und konvektivem Hochwasserereignis kann hinsichtlich der Verzögerungseigenschaften der Renaturierungsmaßnahme nicht festgestellt werden.

Somit ist die Gewässerrenaturierung im Untersuchungsgebiet als dezentrale Hochwasserschutzmaßnahme empfehlenswert, da

- bei einem Fließgefälle unter 1 % kleine Hochwasserereignisse durch die Veränderung der Gewässerstruktur um ca. 5 % abgemindert werden können,
- bei zusätzlicher Auwaldaufforstung Hochwasserspitzen aus mittleren, vor allem konvektiven Ereignissen um über 10 % reduziert werden können und
- auf Grund der in Kapitel 2.1.3 erläuterten Synergieeffekte durch Gewässerrenaturierungen viele Vorteile für das Gewässer entstehen.

4.2. Maßnahmenkonzepte

Aufbauend auf den Ergebnissen der Wirksamkeitsanalyse der einzelnen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen wurde im folgenden Schritt durch Kombination der im Einzugsgebiet realisierbaren Einzelmaßnahmen ein integriertes Maßnahmenkonzept entwickelt, bei dem Wirksamkeit und Umsetzbarkeit im Vordergrund standen.

Durch den Einfluss des dezentralen Hochwasserschutzes auf alle drei Abflussprozesse kann durch eine Kombination der Maßnahmen in einem integrierten Konzept sowohl eine Volumenreduktion als auch eine fließende bzw. stehende Retention herbeigeführt werden. Dadurch kann das Potential dezentraler Rückhaltebecken, deren Wirksamkeit primär vom Zuflussvolumen abhängt, durch „vorgeschaltete“ volumenmindernde Maßnahmen in einem solchen Konzept gesteigert werden (vgl. Kap. 4.1.2).

Nutzungskonflikte, die auf den hierfür notwendigen Flächen auftreten können, bleiben auf Grund der Synergieeffekte dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen häufig aus, da ihre Integration gleichzeitig eine „Integration mehrerer Funktionen“ auf der gleichen Teilfläche darstellt (ASSMANN 1999). So wird durch den dezentralen Hochwasserschutz unter anderem der Erosionsschutz erhöht und der Sediment- und Stoffeintrag in die Gewässer vermindert (Abbildung 4.31).

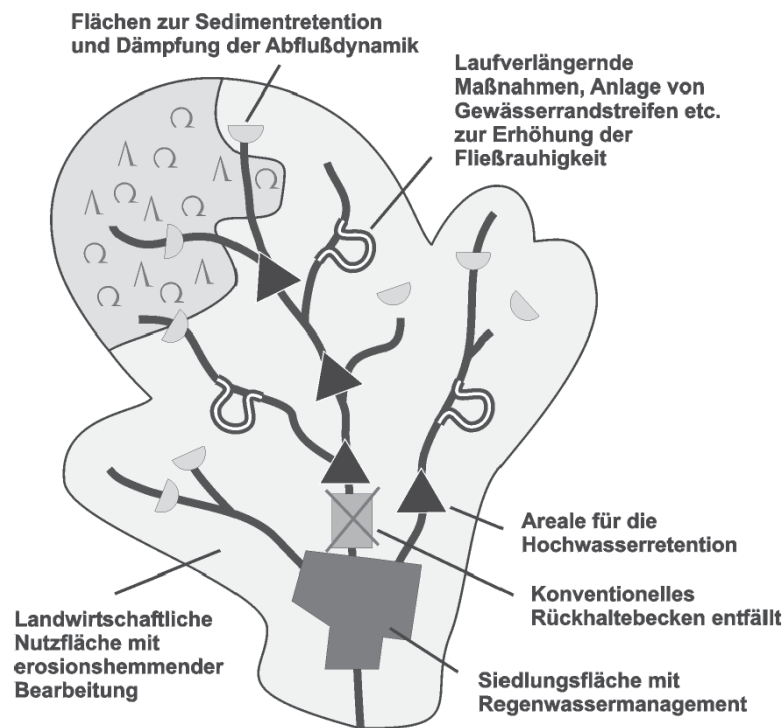


Abbildung 4.31: Schema der räumlichen Anordnung der Konzeptbausteine einer dezentralen, integrierten Hochwasserschutzplanung (ASSMANN, 1999)

4.2.1. Modellansatz für das Maßnahmenkonzept

In Kapitel 3 wurden die bisher in dieser Untersuchung verwendeten Modelle WaSiM-ETH und HYDRO_AS-2D hinsichtlich Modellkonzeption, Datengrundlage, Teilmodelle und Eignung für die Aufgabenstellung bereits sehr ausführlich beschrieben. Daher wurden analog zur Einzelbetrachtung der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen diese beiden Modelle auch zur Quantifizierung der Wirksamkeit des Maßnahmenkonzepts verwendet. Da sie auf Grund ihrer Zielstellung und Modellstruktur die Schwächen des jeweils anderen Modells ausgleichen können, wurden beide Modelle mittels der in Kapitel 3.5.4.2 vorgestellten offline-Kopplung kombiniert. Dieser Ansatz kann als realitätsnah angesehen werden, da in WaSiM-ETH ausschließlich dezentrale Maßnahmen simuliert wurden, die die Abflussbildung und Abflusskonzentration beeinflussen. Die hieraus resultierenden Abflüsse dienen wiederum als Input für HYDRO_AS-2D, mit Hilfe dessen ausschließlich Maßnahmen simuliert wurden, die den Wellenablauf im Gerinne beeinflussen, welcher auch in der Realität den dritten der drei Abflussprozesse darstellt.

Anzumerken ist, dass die dezentralen Rückhaltebecken analog zur Einzelbetrachtung auch beim Maßnahmenkonzept für das jeweilige Ereignis durch Drosseloptimierung so angepasst wurden, dass die Becken durch das betreffende Hochwasserereignis vollständig gefüllt wurden. Bei der Planung ungesteuerter Becken spielt dieser Punkt eine große Rolle, da vor allem Becken, die auf ein größeres Hochwasser optimiert werden, bei kleineren Ereignissen an Wirksamkeit verlieren (vgl. Kap. 4.1.2.3).

4.2.2. Erstellung des Maßnahmenkonzepts

Als ein Hauptelement des Maßnahmenkonzepts dienten die dezentralen Kleinrückhaltebecken, welche sich in der Einzelbetrachtung auch bei selteneren Hochwasserereignissen als besonders wirksam erwiesen. Um das Einzugsgebiet dabei nicht mit einer übermäßigen Anzahl an Becken oder eng aufeinander folgenden Beckenkaskaden zu „überladen“, wurde die Anzahl der Becken auf ein realistisches Maß reduziert. Demnach wurden zwei Drittel der in der Einzelbetrachtung ausgewählten Becken im Maßnahmenkonzept berücksichtigt. Das Kriterium, das zum Ausschluss der restlichen Becken führte, war das geringe Potential hinsichtlich relativer und absoluter Scheitelabminderung, gemittelt über die betrachteten Ereignisse (*Tabelle 4.19*). An jedem der Windachzuflüsse verblieb mindestens ein Becken.

Tabelle 4.19: Potentielle dezentrale Rückhaltebecken im Einzugsgebiet der Windach und ihre Wirksamkeit zur Scheitelabminderung bezogen auf den mittleren Zufluss der vier betrachteten Ereignisse; grau: nicht im Basiskonzept berücksichtigte Becken

Beckennummer	Windachzufluss	mittlerer Zufluss [m ³ /s]	mittlere Scheitelabminderung [%]
1	Langenmoosbach	0,47	16,8
2		0,32	28,1
3	Schweinach	0,54	11,4
4		5,20	1,7
5		0,40	28,4
6		3,46	7,7
7		1,38	9,9
8	Fischbach	2,80	1,8
9		2,05	4,9
10		0,76	35,6
11		1,12	21,7
12	Moosbach	0,72	38,1
13	Saubach	1,14	13,4
14	Kehrgraben	1,70	2,7
15		1,40	11,5
16		0,82	18,5
17	Harresbach	1,40	9,0
18	Roßbach	0,97	16,6
19		0,81	45,1

Die ausgewählten Becken haben bis zum maßgeblichen Pegel Greifenberg ein Gesamtreentionsvolumen von über 176000 m³ und damit bezogen auf das nördliche Teilgebiet immer noch ein spezifisches Volumen von ca. 3 mm.

Weiterhin wurde in der Einzelbetrachtung die Renaturierung der Windachzuflüsse in Verbindung mit einer Auwaldaufforstung auf Grund ihrer Scheitel reduzierenden Wirkung und der ökologischen Vorteile durchweg als positiv bewertet. Sie ist damit fester Bestandteil des Maßnahmenkonzepts.

Da in der Landnutzungsverteilung im Einzugsgebiet Grünland und Waldflächen mit einem Flächenanteil von deutlich über 75 % dominieren, wurde der Schwerpunkt für Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf diese beiden Landnutzungsformen gelegt. In der Einzelbetrachtung der Maßnahmen konnte gezeigt werden, dass naturnahe Mischwälder auf Grund ihrer erhöhten Interzeptions- und Infiltrationsleistung ein größeres Retentionspotential aufweisen als Fichtenmonokulturen. Daher wurden ein naturnaher Waldumbau sowie eine Aufforstung der Waldflächen um 10 % vorgesehen. Dies bedeutet, dass die Waldfläche, welche 25 % des Einzugsgebiets einnimmt und primär aus Fichten-

monokulturen besteht, in naturnahen Mischwald mit einer Flächenausdehnung von 27,5 % umgewandelt wurde.

Auf Grünlandstandorten, die gegenüber Ackerstandorten an sich eine erhöhte Retentionsfunktion besitzen, konnte durch die Renaturierung von Moorstandorten vor allem beim HQ₁₀-Eignis zusätzlich ein erhöhter Rückhalt erzielt werden. Das Szenario in der Einzelbetrachtung ist dabei als unrealistisch anzusehen, da hierbei die Moorflächen 6,5 % der Gesamtfläche des nördlichen Windachgebiets einnahmen. Daher wurde für das Maßnahmenkonzept ein Moor vorgesehen, welches knapp ein Prozent der Fläche des Modellierungsgebiets ausmacht. Das ausgewählte Moor ist das größte, das sich nicht mit den dezentralen Kleinrückhalten überschneidet. Als Moortyp wurde das für das Windachgebiet typische Seggen-Ökotop gewählt. Hierbei ist anzumerken, dass die Wirkung eines Moors langfristig zu betrachten ist, da Moore Jahrzehnte bis Jahrhunderte benötigen, bis sie ihre besondere hydrologische und damit abflussmindernde Funktion aufweisen.

Daraus ergeben sich für das Maßnahmenkonzept insgesamt folgende dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen (*Abbildung 4.32*):

- 13 dezentrale Kleinrückhalte
- Renaturierung der Windachzuflüsse in Verbindung mit Auwaldaufforstung
- Aufforstung um 10 %, gesamter Wald naturnaher Mischwald (27,5 % der EZG-Fläche)
- Renaturierung einer Moorfläche (Seggen-Ökotop)

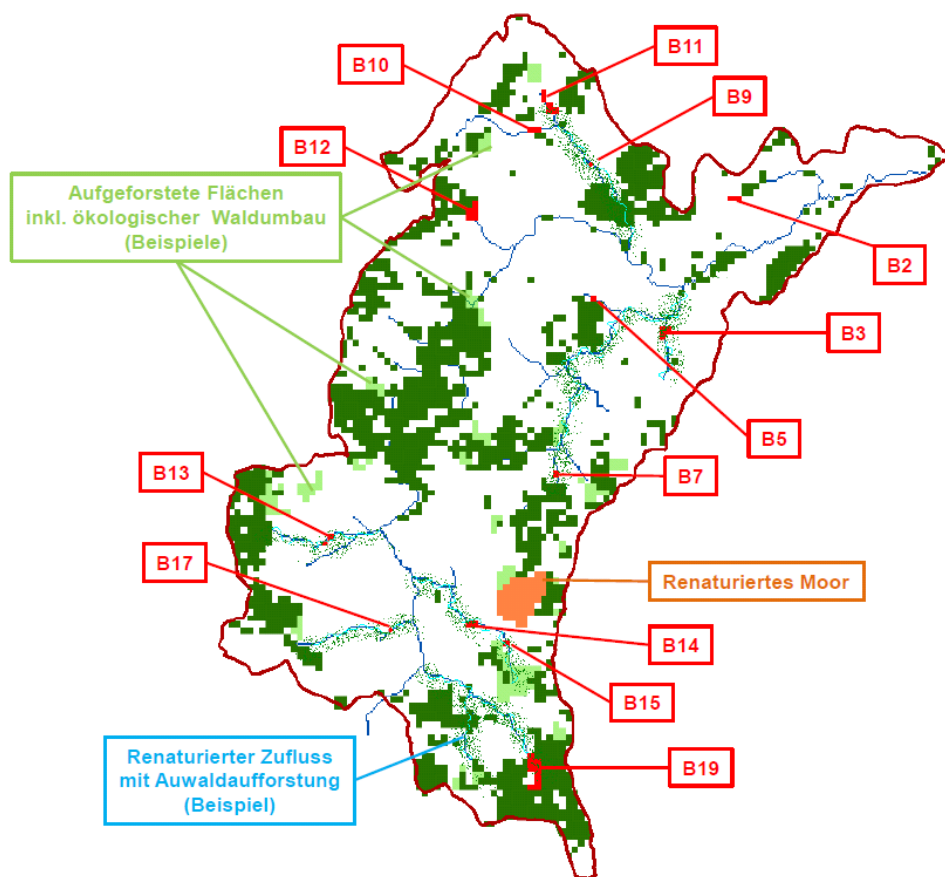


Abbildung 4.32: Maßnahmenkonzept für das nördliche Teileinzugsgebiet der Windach,
B = Becken

4.2.3. Simulationsergebnisse

Ebenso wie bei den Einzelbetrachtungen wurde die Wirksamkeit des Maßnahmenkonzepts für beide advective (HQ_{10_a} und HQ_{100_a}) und beide konvektive Hochwasserereignisse (HQ_{50_k} und HQ_{60_k}) untersucht. Dabei wurde durch ein schrittweises „Zuschalten“ der einzelnen Maßnahmen ihr Anteil an der Gesamtwirksamkeit des Konzepts verdeutlicht.

Betrachtung der Windachzuflüsse

Die Modellierungsergebnisse spiegeln die grundsätzlichen Tendenzen der Einzelbetrachtungen der Maßnahmen wider. Innerhalb der einzelnen Windachzuflüsse ergeben sich dennoch deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Wirksamkeit im Maßnahmenkonzept (Tabelle 4.20).

So werden durch die Waldumbau- und Aufforstungsmaßnahmen im Mittel die größten Scheitelreduzierungen im sehr bewaldeten Roßbachgebiet erzielt. Je nach Bewaldungsgrad zeigt die Maßnahme auch in den anderen Teilgebieten vor allem beim geringvolumigen HQ_{60_k} -Ereignis Wirkung. Da sich im Gegensatz dazu das renaturierte Moor ausschließlich im Kehrgrabengebiet befindet, ist dessen Einfluss auch nur in diesem Gebiet erkenn-

bar. Wie auch im Moorszenario ist die Wirksamkeit des Moores im Maßnahmenkonzept mit knapp 4 % Scheitelreduzierung beim zehnjährlichen am größten und liegt im Mittel bei 1,5 %.

Im Maßnahmenkonzept ist der dezentrale Kleinrückhalt die wirksamste Hochwasserschutzmaßnahme. Abgesehen vom Schweinachgebiet tragen die dezentralen Rückhaltebecken zu deutlich über 50 % der Gesamtwirkung des Maßnahmenkonzepts bei. Gerade beim Fischbach, der mit den drei simulierten Becken ein spezifisches Volumen von $sV = 5,6$ aufweist, ist die Dominanz der Becken mit einem mittleren Anteil von ca. 75 % an der Gesamtwirkung des Maßnahmenkonzepts besonders auffällig.

Ein Unterschied zur Einzelbetrachtung zeigt sich bei der Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen mit Auwaldaufforstung, da das Retentionspotential dieser Maßnahme im Maßnahmenkonzept durchweg geringer ist (vgl. Kap. 4.1.3.3). Dies wird vor allem in denjenigen Teilgebieten deutlich, in denen die dezentralen Rückhaltebecken besonders wirksam sind. So liegt die mittlere Scheitelabminderung der Gewässerrenaturierung mit Auwald beim Fischbach in der Einzelbetrachtung bei 16,6 %, während der Prozentsatz im Maßnahmenkonzept bei 7,6 % liegt. Im Schweinachgebiet ist dieser Unterschied etwas geringer. Erklärt werden kann diese Auffälligkeit damit, dass die Renaturierungsmaßnahmen mit Auwaldaufforstung besonders bei großflächiger Überflutung der Vorländer Wirkung zeigen. Im Maßnahmenkonzept dagegen führen die Rückhaltebecken dazu, dass der gedrosselte Beckenabfluss diese großflächigen Vorlandüberflutungen teilweise verhindert, weshalb das Retentionspotential der Renaturierungsmaßnahme sinkt. Vor allem bei den selteneren Ereignissen wird dieser Effekt sehr deutlich.

Bei der Betrachtung des kompletten Maßnahmenkonzepts zeigt sich, dass analog zur Einzelbetrachtung bei den konvektiven Ereignissen nahezu durchweg höhere Scheitelabminderungen erzielt werden als bei den advektiven. Im Fischbach-, Kehrgraben- und Roßbachgebiet sind dabei bis ca. 40 % möglich. Beim HQ_{100_a} -Ereignis kann der Hochwasserscheitel durch das Maßnahmenkonzept in den Teilgebieten um Werte zwischen 9 % und 22 % reduziert werden. Damit können dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen, wenn sie sinnvoll im Gebiet kombiniert und angeordnet werden, für kleine Einzugsgebiete auch bei hundertjährlichen Hochwasserereignissen als wirksame Hochwasserschutzmaßnahme angesehen werden.

Tabelle 4.20: Wirksamkeit des Maßnahmenkonzepts sowie von Teilen des Maßnahmenkonzepts an den Windachzuflüssen

Windachzufluss, Ereignis	Ist- Zustand	+ Aufforstung	+ Moor	+ Kleinrück- halte	+ Renat. m. Auw.	Gesamt- abminde- rung
HQ_{10_a}	m³/s	m³/s (zusätzliche Scheitelabminderung in %)				[%]
Schweinach	5,0	4,8 (3,8)	4,8 (0)	4,5 (6,6)	4,2 (7,3)	16,8
Fischbach	2,4	2,3 (2,9)	2,3 (0)	1,8 (21,7)	1,7 (4,6)	27,5
Saubach	2,0	1,9 (3,7)	1,9 (0)	1,8 (5,4)	1,8 (3,3)	11,9
Kehrgraben	1,5	1,4 (3,3)	1,4 (3,8)	1,1 (17,6)	1,1 (5,1)	27,3
Roßbach	1,9	1,8 (6,8)	1,8 (0)	1,4 (19,4)	1,4 (3,2)	27,5
HQ_{100_a}	m³/s	m³/s (zusätzliche Scheitelabminderung in %)				[%]
Schweinach	10,8	10,7 (1,2)	10,7 (0)	10,2 (4,8)	9,1 (10,2)	15,4
Fischbach	4,9	4,8 (1,2)	4,8 (0)	4,3 (11,5)	4,0 (6,2)	17,8
Saubach	4,1	4,0 (1,8)	4,0 (0)	3,8 (5,1)	3,7 (2,0)	8,7
Kehrgraben	3,3	3,2 (1,5)	3,2 (0,5)	2,9 (8,4)	2,9 (0,4)	10,6
Roßbach	3,8	3,8 (1,3)	3,8 (0)	3,3 (12,6)	3,0 (9,1)	21,6
HQ_{50_k}	m³/s	m³/s (zusätzliche Scheitelabminderung in %)				[%]
Schweinach	7,9	7,7 (3,0)	7,7 (0)	7,1 (7,8)	6,4 (10,1)	19,6
Fischbach	3,3	3,2 (2,8)	3,2 (0)	2,3 (29,1)	2,1 (9,0)	37,2
Saubach	2,8	2,7 (4,0)	2,7 (0)	2,6 (3,0)	2,6 (2,5)	8,8
Kehrgraben	2,5	2,4 (3,6)	2,4 (0,2)	2,0 (15,5)	2,0 (0)	18,7
Roßbach	3,1	3,0 (2,8)	3,0 (0)	2,4 (19,9)	2,1 (12,4)	31,5
HQ_{60_k}	m³/s	m³/s (zusätzliche Scheitelabminderung in %)				[%]
Schweinach	7,8	7,5 (4,4)	7,5 (0)	6,6 (12,0)	6,1 (7,2)	21,9
Fischbach	5,3	5,1 (4,4)	5,1 (0)	3,3 (30,7)	3,1 (10,5)	40,8
Saubach	2,7	2,5 (8,3)	2,5 (0)	2,1 (15,2)	2,0 (4,5)	25,6
Kehrgraben	1,9	1,8 (6,8)	1,7 (1,4)	1,1 (33,9)	1,1 (0)	39,3
Roßbach	1,9	1,7 (13,9)	1,7 (0)	1,2 (26,4)	1,0 (11,5)	46,3
Windachzufluss, Ereignis	Ist- Zustand	+ Aufforstung	+ Moor	+ Kleinrück- halte	+ Renat. m. Auw.	Gesamt- abminde- rung

Betrachtung des Gesamtgebiets

Die Betrachtung der Wirksamkeit von Teilen sowie des gesamten Maßnahmenkonzepts im Gesamtgebiet gibt Aufschluss über das realistische Potential dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen in einem ländlich geprägten mesoskaligen Einzugsgebiet, wie es das Windachgebiet ist.

So liegt das Retentionspotential des Maßnahmenkonzepts je nach Ereignis zwischen 11 % und 27 % und ist erwartungsgemäß bei den konvektiven Ereignissen höher als bei den advektiven.

Wie *Abbildung 4.33* und *Tabelle 4.21* zu entnehmen ist, kann die geringere Anzahl der dezentralen Rückhaltebecken im Maßnahmenkonzept gegenüber der Einzelbetrachtung durch

die zusätzlichen Maßnahmen ausgeglichen werden. Hinsichtlich ihres Anteils von durchweg über 50 % an der Gesamtwirkung des Maßnahmenkonzepts dominieren die Becken auch im Gesamtgebiet.

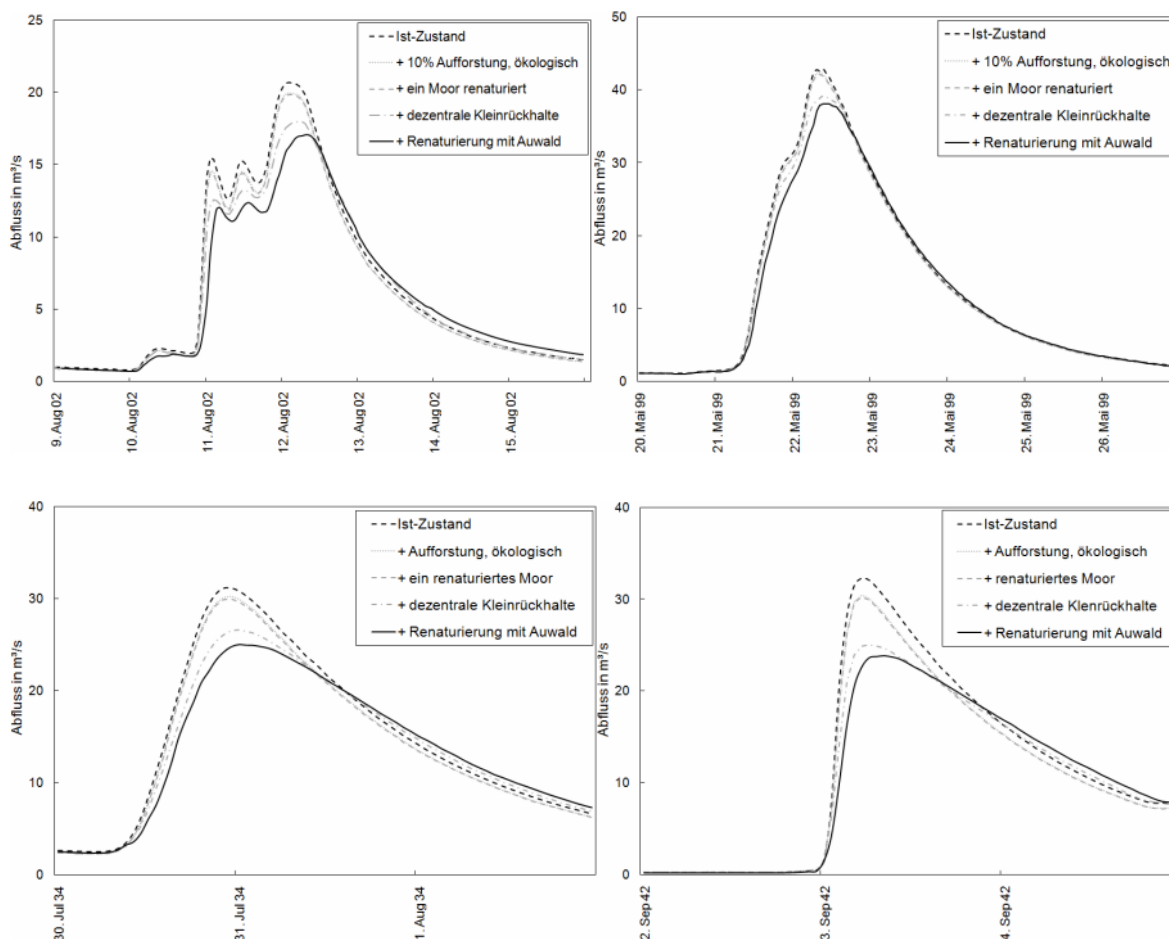


Abbildung 4.33: Wirksamkeit einzelner Teile des Maßnahmenkonzepts und des gesamten Maßnahmenkonzepts beim HQ_{10_a} (oben links), HQ_{100_a} (oben rechts), HQ_{50_k} (unten links) und HQ_{60_k} (unten rechts)

Während sich Waldumbau mit Aufforstung auch im Maßnahmenkonzept als ereignisabhängige und damit teilweise noch wirksame Maßnahme darstellt, so ist der Effekt des renaturierten Moors analog zur Einzelbetrachtung im Gesamtgebiet vernachlässigbar klein.

Die wichtigsten Bestandteile des Maßnahmenkonzepts sind die dezentralen Kleinrückhalte und Gewässerrenaturierungen mit Auwaldaufforstung, auch wenn in der Gesamtbetrachtung festzustellen ist, dass die Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen innerhalb des Maßnahmenkonzepts gegenüber der Einzelbetrachtung auf Grund geringerer Überflutungsflächen abnimmt.

Tabelle 4.21: Wirksamkeit des Maßnahmenkonzepts sowie von Teilen des Maßnahmenkonzepts im Gesamtgebiet

Ereignis	Ist-Zustand	+ Aufforstung inkl. W.umb.	+ Moor	+ Kleinrück- halte	+ Renat. m. Auw.	Gesamt- abminde- rung
	m ³ /s	m ³ /s (zusätzliche	Scheitelabminderung in %)			[%]
HQ _{10_a}	20,7	20,0 (3,4)	19,9 (0,4)	18,0 (9,3)	17,1 (5,4)	17,6
HQ _{100_a}	42,9	42,5 (1,0)	42,5 (0,0)	39,4 (7,3)	38,3 (2,7)	10,7
HQ _{50_k}	31,1	30,2 (3,0)	30,2 (0,0)	26,8 (11,2)	25,1 (6,2)	19,2
HQ _{60_k}	32,3	30,7 (5,0)	30,6 (0,3)	25,4 (17,1)	23,9 (5,8)	26,0

Neben der Scheitelabminderung von bis zu 26 %, die das Maßnahmenkonzept bewirkt, ist die zusätzliche Scheitelverzögerung zu erwähnen, die sich wie folgt darstellt:

- HQ_{10_a}: 4 h (13,3 % bei 30 h Anstiegszeit)
- HQ_{100_a}: 2 h (6,9 % bei 29 h Anstiegszeit)
- HQ_{50_k}: 3 h (20,0 % bei 15 h Anstiegszeit)
- HQ_{60_k}: 3 h (50,0 % bei 6 h Anstiegszeit)

Damit ist das Maßnahmenkonzept nicht nur für kleine Teilgebiete, sondern auch für das Gesamtgebiet als sehr sinnvolle Hochwasserschutzmaßnahme anzusehen, die auch bei größeren Hochwasserereignissen, wie es das advective hundertjährige Ereignis dieser Untersuchung ist, eine spürbare Scheitelabminderung bewirkt.

5. Diskussion, Schlussfolgerungen und Ausblick

Ziel dieser Untersuchung war die weitgehend prozessorientierte Modellierung eines ländlich geprägten Einzugsgebiets zur Quantifizierung der Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen. Folgende Maßnahmen standen dabei im Fokus:

- Maßnahmen im Ackerbau
(Konservierende Bodenbearbeitung, Rückbau von Dränmaßnahmen)
- Maßnahmen auf Grünlandstandorten
(Vermeidung erhöhter maschineller Belastung, Renaturierung von Mooren)
- Maßnahmen in der Forstwirtschaft
(Ökologischer Waldumbau, Aufforstungsmaßnahmen)
- Dezentrale Kleinrückhalte
- Renaturierungsmaßnahmen
(Laufverlängerung, Laufverlängerung inklusive Auwaldaufforstung)

Eine vorangestellte Literaturstudie zum Einfluss des dezentralen Hochwasserschutzes auf die einzelnen Abflussprozesse sowie zu bisherigen Untersuchungen bezüglich dieser Thematik sollte dabei Aufschluss über die geeignete Modellwahl geben. Dabei zeigte sich, dass in diesen Untersuchungen nur einzelne oder Teile der angesprochenen Maßnahmen behandelt wurden. Physikalisch basierte Modellierungen zum Einfluss von Dränmaßnahmen, Bodenverdichtungen und Moorrenaturierungen wurden in bisherigen Studien kaum durchgeführt. Die übrigen Maßnahmen wurden häufig mit konzeptionellen Ansätzen modelliert, was gerade bei Änderungen der Landnutzungs- oder Bewirtschaftungsform, welche primär die Abflussbildung beeinflussen, von den Autoren zum Teil als unzureichend bewertet wurde. Daher war der Modellansatz in dieser Untersuchung so zu wählen, dass die Gesamtheit der Maßnahmen sowohl innerhalb vergleichbarer Einzelbetrachtungen als auch innerhalb eines integrierten Konzepts weitgehend physikalisch basiert simuliert werden konnte. Auf Grund der Vielfalt der Maßnahmen mit ihren sehr unterschiedlichen Einflüssen auf die Abflussprozesse ergaben sich große Herausforderungen an die prozessorientierte Modellierung und die Notwendigkeit der Wahl zweier Modelle, welche mit einem geeigneten Ansatz gekoppelt werden mussten. Weiterhin zeigte die Literaturlauswertung, dass die Landnutzung bzw. die Vegetation großen Einfluss auf die Bodenkenngrößen Humusanteil und Bodendichte haben und dass dies bisher in nur wenigen Untersuchungen berücksichtigt wurde. Hieraus ergab sich der Bedarf eigener Feldmessungen zu dieser Thematik, um auf dieser Grundlage die Einflüsse der unterschiedlichen Landnutzung auf bodenhydraulische Eigenschaften in dem gewählten Modellansatz parametrisieren zu können. Als Untersuchungsgebiet diente das mesoskalige ländlich geprägte nördliche Teileinzugsgebiet der Windach ($A_{EZG} = 65 \text{ km}^2$).

5.1. Bewertung der Messergebnisse

Innerhalb des Modellierungsgebiets wurde ein Messgebiet ausgewählt, das hinsichtlich des Bodentyps repräsentativ für das Gesamtgebiet ist und die drei maßgeblichen Landnutzungsformen Wald, Grünland und Acker aufweist. Zielstellung der Feldmessungen war zum einen, den Einfluss unterschiedlicher Landnutzungen auf bodenhydraulische Eigenschaften nachzuweisen und zum anderen die für das Windachgebiet geeignete Pedotransferfunktion (PTF) zu identifizieren, da von den PTF große Unsicherheiten für die physikalisch basierte hydrologische Modellierung ausgehen (vgl. Kap. 3.1.2). Nicht zuletzt konnten die Messergebnisse auch zur Validierung des physikalisch basierten N-A-Modell herangezogen werden.

Auf Grundlage von Kartenstudium, Feldbegehung und Landwirtbefragung wurde für die Messungen das 1,53 km² große Kopfgebiet des Saubachs im Westen des Windachgebiets gewählt, das mittels installierter meteorologischer Messstationen und H-Flume-Abflussmesstechnik bilanziert werden konnte (vgl. Kap. 3.2.2). Die umfassende Bohrstockanalyse zur Standortfindung der Messplots deckte deutliche Unterschiede zwischen den realen Verhältnissen und den in der Bodenkarte angegebenen Bodenverteilungen auf und bestätigte somit die in Kapitel 3.1.2 aufgezeigten Unsicherheiten vorliegender Bodendaten. Zusätzlich konnten Abweichungen in den Ergebnissen der unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der Korngrößenverteilung – Fingerprobe und Schlämmanalyse – festgestellt werden.

An sechs Standorten (zwei je Landnutzung) mit annähernd gleichen Bodenverhältnissen wurden Messplots installiert, die in 30 cm und in 60 cm Tiefe Tensiometer und TDR-Sonden enthielten. Zusätzlich wurden an den Messplots Bodenproben für die Ermittlung der Bodenkenngößen im Labor entnommen. Für umfassende statistische Analysen wäre eine größere Anzahl an Messeinrichtungen und Proben wünschenswert gewesen. Dennoch konnte der Einfluss unterschiedlicher Landnutzungen auf bodenhydraulische Eigenschaften durch die Messwerte in Feld und Labor in Verbindung mit Literaturquellen auf Grund guter Übereinstimmungen nachgewiesen werden. Dabei wurde der vielfach in der Literatur genannte Zusammenhang zwischen Humusanteil und Bodendichte bestätigt. Weiterhin wies der Grünlandstandort auf Grund der geringsten Bodendichten und der größten organischen Anteile gegenüber dem Wald- und Ackerstandort die günstigsten Infiltrations- und Speichereigenschaften auf (vgl. Kap. 3.5.1). Beim Ackerstandort konnte in ca. 30 cm Tiefe die Existenz einer Pflugsohle nachgewiesen werden, da neben sehr dichten Bodenverhältnissen eine deutliche Hemmung der Tiefenversickerung festgestellt wurde. Die organische Auflage an Waldstandorten wurde messtechnisch nicht erfasst, weshalb ihre hydraulischen Kenngößen für die weitere Modellierung mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA05, BfGR 2005) ergänzt wurden. Die Niederschlagsmessungen im Wald bestätigten die Interzeptionsleistung von Wäldern vor allem für geringe Niederschlagsereignisse.

Weiterhin dienten die Laboruntersuchungen zur Identifizierung der für das Gebiet geeigneten PTF. Dabei wurden pF-Kurven mit insgesamt neun PTF generiert und mit den an den jeweiligen Standorten gemessenen pF-Kurven verglichen. Von den untereinander stark abweichenden generierten pF-Kurven wiesen die mit der PTF nach WÖSTEN et al. (1999) und nach WEYNANTS et al. (2008) erstellten die größte Übereinstimmung mit den im Labor gemessenen pF-Kurven auf. Der zusätzliche Vergleich mit den durch Feldmessung bestimmten pF-Kurven ergab schließlich die beste Eignung der PTF nach WÖSTEN et al. für die hydrologische Modellierung im Windachgebiet, da die Annahmen des Messgebiets auf das gesamte Windachgebiet übertragen wurden. Auf die hieraus resultierenden Unsicherheiten der Ergebnisse bei der Modellierung des Gesamtgebiets soll an dieser Stelle hingewiesen werden, jedoch bestätigen die positiven Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse anhand von Abflüssen, Grundwasserstand und Bodenfeuchteverläufen sowohl im Messgebiet als auch im Gesamtgebiet die Übertragbarkeit der Annahmen.

Insgesamt dienten die Messergebnisse der Parameterschätzung von Boden und Landnutzung und damit der prozessorientierten Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen, wobei für die Modellkalibrierung längere Messzeiträume wünschenswert gewesen wären.

5.2. Bewertung des gewählten Modellansatzes

Das Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH 8.4.2 und das zweidimensionale hydrodynamisch-numerische Modell HYDRO_AS-2D erwiesen sich als geeignete Hilfsmittel zur Simulation der verschiedenen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen. Die Stärken der Modelle liegen vor allem in der exakten Modellierung des Bodenwasserhaushalts durch die Verwendung der RICHARDS-Gleichung, was bei den infiltrationsbeeinflussenden Maßnahmen eine Rolle spielt, sowie in der realitätsnahen Simulation der Gewässerstruktur und des darin befindlichen Wellenablaufs, auch unter Berücksichtigung von Gewässerrenaturierungen mit Hilfe der zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modellierung.

Defizite des gewählten Modellansatzes liegen vor allem in der Simulation der Abflusskonzentration mit Isochronenmodell und Einzellinearspeicher für den Zwischenabfluss und auch für den Oberflächenabfluss. Hierbei werden den Interflow verzögernde Bodeneigenschaften und landnutzungsabhängige Oberflächenrauheiten nicht berücksichtigt und die Retentionsparameter der Einzellinearspeicher für Oberflächen- bzw. Zwischenabfluss beziehen sich jeweils auf das gesamte betrachtete Teileinzugsgebiet und auf den gesamten Bodenhorizont (vgl. Kap. 3.3.1.2). Oberflächenrauheiten werden dagegen in HYDRO_AS-2D erfasst, jedoch ausschließlich für Flussschläuche und Vorländer. Auf Grund der genannten Vorteile kann der gewählte Modellansatz unter Berücksichtigung gewisser Einschränkungen bei der Simulation der Abflusskonzentration für die Zielsetzung der Untersuchung als sehr geeignet eingestuft werden.

Neben den erhobenen Messdaten dienten ein Höhenmodell, die Konzeptbodenkarte von Bayern (KBK) und verschiedene Landnutzungskarten als Raumdaten für die Erstellung von WaSiM-ETH. Auf die Unsicherheiten der Bodendaten wurde bereits hingewiesen. Ebenso hat sich gezeigt, dass auch die Informationen zur Landnutzung anhand von Luftbildern und geeigneten Quellen validiert werden sollten.

Während die Modellerstellung von WaSiM-ETH aufgrund ausreichender Datengrundlage und entsprechender Analysetools (TANALYS) relativ zügig erfolgte, gestaltete sich dies bei HYDRO_AS-2D deutlich aufwändiger, da hier vielfach händisch Berechnungsnetze verknüpft, Netzfehler bereinigt und zahlreiche Randbedingungen zugewiesen werden mussten (vgl. Kap. 3.4.2). Weiterhin übertrafen die Berechnungsläufe von HYDRO_AS-2D mit einer Dauer von mehreren Tagen die bereits sehr langen Rechenzeiten des komplexen WaSiM-ETH-Modells um ein Vielfaches. In dieser Untersuchung entfiel der größte Zeitaufwand auf die Parametrisierung und Kalibrierung von WaSiM-ETH. Um die Nachvollziehbarkeit der Szenarienrechnungen zu gewährleisten, empfiehlt es sich daher, für die Kalibrierung ausschließlich konzeptionelle Parameter anzupassen. Physikalisch begründete Parameter, wie beispielsweise der Sättigungswassergehalt bei Bodenverdichtungen, sollten im Gegenzug ausschließlich für die Landnutzungsparametrisierung und die zu simulierenden Maßnahmen verändert werden.

Die Kalibrierung und Validierung von WaSiM-ETH wurden als sehr gut bewertet, da jeweils ein NASH-SUTCLIFFE-Koeffizient von deutlich über 0,9 erzielt wurde. Weiterhin wurde die Kalibrierung mittels vorhandener Grundwasserdaten und gemessener Bodenfeuchteverläufe bzw. Abflussganglinien des Messgebiets überprüft (vgl. Kap. 3.5.3). Die Teilgebietsabflüsse aus WaSiM-ETH dienten als Modellinput für HYDRO_AS-2D, wodurch sich auf Grund der großen Anzahl an Teilgebieten eine Art diffuser Zufluss ergab. Die Überprüfung der modellierten Abflüsse am Gebietsauslass ergab eine sehr gute Übereinstimmung beider Modelle und bestätigte die Eignung des gewählten Ansatzes für die Zielsetzung der Untersuchung. Es sei darauf hingewiesen, dass auch bei der Zuweisung der Rauheiten in HYDRO_AS-2D ein gewisses Maß an Unsicherheit einzukalkulieren ist, da die Rauheiten von Gewässern und Vorländern im Gegensatz zu den flächigen Rauheitszuweisungen in der Natur sehr heterogen sein können (vgl. Kap. 3.5.4).

Mit dem gewählten Modellansatz ließen sich die dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen in der Regel anhand der physikalisch begründbaren Parameter modellieren, weshalb der gewählte Ansatz – abgesehen vom Zeit- und Datenaufwand – für die Simulation dieser Maßnahmen als sehr gut geeignet angesehen werden kann. Die Szenarienrechnungen waren in den meisten Fällen nachvollziehbar und zeigten die Möglichkeiten und Grenzen dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen sehr deutlich auf. Unsicherheiten sind vor allem bei den Maßnahmen, bei denen das Abflussgeschehen primär durch veränderte Zwischenabflüsse beeinflusst wird, einzukalkulieren, da der Ansatz zur Konzentration des Zwischenabflusses in WaSiM-ETH als stark vereinfacht anzusehen ist.

Eine Übertragbarkeit der Modellierungsergebnisse in andere Einzugsgebiete ist vor allem bei den dezentralen Kleinrückhalten und den Gewässerrenaturierungen gewährleistet, da hierbei die Wirksamkeit der Maßnahmen vor allem durch topographische Aspekte wie das spezifische Volumen der Becken, das durch Renaturierung reduzierte Längsgefälle oder die aufgeforstete Auwaldfläche bestimmt wird. Dagegen hängt die Wirksamkeit der Maßnahmen, die vor allem die bodenhydraulischen Eigenschaften beeinflussen, primär von den vorliegenden Bodenverhältnissen und der Landnutzung ab, was die Übertragbarkeit der Ergebnisse ohne eingehende Voruntersuchung des Gebiets erschwert. Durch Extremszenarien mit 100 % Sand- oder Tonboden im Einzugsgebiet konnten in diesem Zusammenhang allerdings Tendenzen aufgezeigt werden.

5.3. Möglichkeiten und Grenzen dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen

Die Wirksamkeit der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen wurde unter Verwendung von vier Hochwasserereignissen untersucht:

- HQ₁₀: advektiv (Realereignis)
- HQ₁₀₀: advektiv (Realereignis)
- HQ₅₀: konvektiv (Fiktivereignis)
- HQ₆₀: konvektiv (Fiktivereignis)

Während das Eintreten der Hochwasserspitze bei den advektiven Ereignissen erst nach ein bis zwei Tagen zu verzeichnen war, so dauerte dies bei den konvektiven nur wenige Stunden. Ebenso waren die Volumina der konvektiven Ereignisse trotz ähnlicher Abflussspitzen deutlich geringer.

Betrachtet wurden Maßnahmen auf Acker-, Grünland- und Waldflächen, dezentrale Kleinkrückhalte, Renaturierungsmaßnahmen sowie ein Maßnahmenkonzept, das Realisierbarkeit und Effektivität in sich vereint (*Tabelle 5.1*).

Beim HQ_{60_k}-Ereignis wurde durch die Maßnahmen mit 7,9 % im Mittel die insgesamt größte Scheiteländerung und beim HQ_{100_a}-Ereignis mit 3,8 % die geringste erzielt. Mit 7,3 % und 6,9 % liegt die durchschnittliche Scheiteländerung beim HQ_{10_a}- und HQ_{50_k}-Ereignis, welche hinsichtlich ihres Abflussvolumens sehr ähnlich sind, dazwischen. Hieraus wird ersichtlich, dass weniger die Abflussspitze als vielmehr das Abflussvolumen für die Wirksamkeit der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen ausschlaggebend ist. Dennoch entscheiden je nach Maßnahme unterschiedliche Faktoren wie der Verlauf der Abflussganglinie, die Abflussspitze oder das Abflussvolumen ihre Wirksamkeit.

Bei der konservierenden Bodenbearbeitung spielt für die Wirkung der Maßnahme beispielsweise neben dem Abflussvolumen die Dauer und Form der Abflussganglinie eine tragende Rolle. In den ersten Stunden führt das durch die konservierende Bodenbearbeitung erhöhte Infiltrationsvermögen und die geringere Bildung von Oberflächenabflüssen zu einem reduzierten Abflussvolumen und einer daraus resultierenden Scheitelabminderung in diesem Bereich. Ab einer Ereignisdauer von einem Tag können jedoch die größeren Zwischenabflüsse zu erhöhten Gesamtabflüssen führen. Ähnlich verhält es sich bei den Dränmaßnahmen, da sie als zusätzliche Zwischenabflusskomponente fungieren und auf sehr kurze Ereignisse, bei denen der Zwischenabfluss kaum eine Rolle spielt, nur wenig Einfluss haben. Grundsätzlich steigt die eher Abfluss verschärfende Wirkung von Dränmaßnahmen mit der Durchlässigkeit der Böden.

Tabelle 5.1: Scheiteländerung in % der in dieser Untersuchung behandelten Maßnahmen im nördlichen Teileinzugsgebiet der Windach (Pegel Greifenberg, $A_{EZG} = 65 \text{ km}^2$); $Q_{\max} = \text{Abflussspitze}$, $\text{Vol}_Q = \text{Abflussvolumen}$

Ereignis:	HQ_{10_a}	HQ_{100_a}	HQ_{50_k}	HQ_{60_k}
Q_{max}:	21 m ³ /s	43 m ³ /s	31 m ³ /s	32 m ³ /s
Vol_Q:	3,5·10 ⁶ m ³	9,9·10 ⁶ m ³	2,9·10 ⁶ m ³	2,0·10 ⁶ m ³
Maßnahme				
100 % Ackerfläche im EZG <i>(ursprünglicher Flächenanteil: 17 %)</i>	+ 14,5	+ 4,7	+ 5,8	+ 11,1
Konservierende Bodenbearbeitung <i>bei 17 % Ackerfläche im EZG</i>	- 0,4	- 0,2	+ 0,3	- 0,3
<i>bei 100% Ackerfläche im EZG</i>	- 0,4	+ 0,4	+ 3,3	- 5,8
Dränmaßnahmen				
<i>Rückbau</i>	- 0,1	0	0	0
<i>Dränabstand und -tiefe halbiert</i>	+ 0,4	+ 0,1	+ 0,2	0
erhöhte maschinelle Belastung <i>auf Grünland (Flächenanteil 51 %)</i>	0	+ 0,1	+ 0,4	+ 0,3
Renaturierung von Mooren				
<i>Seggen-Ökotoptop (6,5 % Flächenanteil)</i>	- 3,0	- 0,2	0	- 1,1
<i>Sphagnum-Ökotoptop (6,5 % Fl.-Anteil)</i>	- 6,7	- 2,1	- 1,2	- 2,7
Ökologischer Waldumbau <i>von 13 % Fläche Fichtenwald</i>	- 1,5	- 0,2	- 0,8	- 1,9
Aufforstung um 10 % <i>von 25 % auf 27,5 % Waldfläche</i>	- 1,0	- 0,5	- 0,4	- 0,6
Aufforstung um 10 % <i>inkl. ökologischer Waldumbau</i>	- 3,6	- 1,0	- 3,0	- 5,0
Aufforstung auf 100 % <i>(ausgehend von 25 % Waldfläche)</i>	- 17,0	- 12,2	- 19,8	- 13,5
Aufforstung auf 100 % <i>inkl. ökologischer Waldumbau</i>	- 32,4	- 16,2	- 34,1	- 30,5
Dezentrale Kleinrückhalte (17 St.) <i>Vol_{ges.} = 235430 m³, sV = 3,6 mm</i>	- 13,8	- 9,5	- 15,0	- 22,2
Renaturierung Windachzuflüsse				
<i>nur Laufverlängerung</i>	- 5,9	- 0,9	- 3,5	- 2,4
<i>Laufverlängerung + Auwald</i>	- 6,4	- 5,0	- 11,1	- 11,0
Maßnahmenkonzept				
<i>10 % Aufforstung inkl. Waldumbau</i>				
<i>1 renaturiertes Seggen-Ökotoptop</i>	- 17,6	- 10,7	- 19,2	- 26,0
<i>13 dezentrale Kleinrückhalte</i>				
<i>Laufverlängerung + Auwald</i>				

Die untersuchten Maßnahmen auf Grünlandstandorten zeigten bei den geringvolumigeren konvektiven Ereignissen grundsätzlich eine größere Wirkung als bei den advektiven. Dabei konnte eine ausbleibende Bodenverdichtung den Infiltrationsüberschuss bei diesen Ereignissen

nissen etwas reduzieren und dadurch zu einer marginalen Scheitelabminderung führen. Die erhöhte Speicherfähigkeit renaturierter Moore führte zu einer Gesamtreduzierung des Abflussvolumens, wobei die Wirkung für unterschiedliche Moortypen differenziert zu betrachten ist.

Im Gegensatz dazu ist die Wirksamkeit von Maßnahmen in der Forstwirtschaft nicht ausschließlich von Volumen und Spitze des Hochwasserereignisses abhängig. Vielmehr spielt die Niederschlagsverteilung für die Wirksamkeit der Wälder eine Rolle. Dies zeigte sich bei den extremen Aufforstungsszenarien, da hierbei der erhöhte Interzeptionsspeicher der Wälder den sehr kurzen und starken Niederschlag des HQ_{60_k}-Ereignisses geringer abpufferte als beim HQ_{10_a}- und HQ_{50_k}-Ereignis. Weiterhin ist von Bedeutung, welche Art der Landnutzung aufgeforstet wird, da die Wirksamkeit der Maßnahme auf Grünland deutlich geringer ist als auf Ackerstandorten.

Die genannten Maßnahmen, die vorwiegend die Abflussbildung beeinflussen, bewirkten in der Regel beim HQ_{100_a}-Ereignis die mit Abstand geringste Scheitelreduzierung, weshalb sie als für dieses Ereignis kaum wirksam bezeichnet werden können, wenn sie im realistischen Rahmen umgesetzt werden.

Dagegen konnte durch die Maßnahme „dezentraler Kleinrückhalt“ auch bei diesem Ereignis der Hochwasserabfluss mit knapp 10 % effektiv verringert werden. Die Abhängigkeit der Wirksamkeit vom Abflussvolumen – vor allem das bis zum Eintreten des Abflussscheitels – ist bei dieser Maßnahme, die von allen dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen das größte Retentionspotential aufweist, am deutlichsten. Bei für das HQ_{60_k}-Ereignis optimierten Drosselabflüssen konnte im Gesamtgebiet eine Scheitelreduzierung von über 22 % und in Teilgebieten sogar von 30 % - 40 % erzielt werden. Der in verschiedenen Untersuchungen nachgewiesene Zusammenhang zwischen spezifischem Volumen (sV) und Wirksamkeit der dezentralen Rückhaltebecken konnte eindeutig nachgewiesen werden, wobei ab einem spezifischen Volumen von 2 mm bereits eine merkliche Scheitelabminderung von 5 % - 15 % festzustellen ist. Weiterhin hat sich gezeigt, dass das Einsatzspektrum der Becken am größten ist, wenn sie für eher geringe bis mittlere Hochwasserereignisse und nicht für das seltenere HQ₁₀₀ optimiert werden. Bei der Konstruktion der Becken ist dann auf eine entsprechende Entlastung, beispielsweise durch Überströmen, zu achten.

Bei den Renaturierungsmaßnahmen wurde eine Abhängigkeit zwischen Retentionspotential und Fließgefälle bzw. Hochwasserereignis festgestellt. Die Laufverlängerung allein wirkt sich vor allem bei einem Fließgefälle von unter 0,5 % und einem maximal zehnjährlichen Hochwasserereignis merklich aus. Dabei können in Teileinzugsgebieten Scheitelabminderungen von über 6 % erzielt werden. Die Wirkung der Maßnahme „Gewässerrenaturierung“ steigt gerade bei größeren Hochwasserereignissen um ein Vielfaches an, wenn die Laufverlängerung in Verbindung mit großflächiger Auwaldaufforstung umgesetzt wird und beim Hochwasserereignis Vorländer großflächig überflutet werden. Das

Füllen vorhandener Senken im Überflutungsbereich, welche sich dann durch Verdunstung oder Versickerung über einen längeren Zeitraum entleeren, kann zu einer Verminderung des Abflussvolumens führen. Durch die zusätzliche Auwaldaufforstung konnte im Gesamtgebiet die Abflussspitze bei den geringvolumigen konvektiven Ereignissen mit kurzen hohen Wasserständen um über 10 % reduziert werden, während ohne Auwaldaufforstung Abminderungen von 2,4 % und 3,5 % vorlagen. In Teilgebieten ergaben sich durch diese Maßnahmen sogar Scheitelabminderungen von über 20 %. Damit ist die Wirksamkeit der Gewässerrenaturierung in Verbindung mit Auwaldaufforstung vor allem dann gegeben, wenn ein Fließgefälle von unter 0,5 % und ein eher geringes Abflussvolumen bei einem entsprechend hohen Wasserstand vorhanden sind.

Im letzten Schritt wurde ein für das Untersuchungsgebiet realisierbares und möglichst effektives Maßnahmenkonzept entwickelt und dessen Retentionspotential untersucht. Basierend auf den Ergebnissen der Einzelbetrachtungen enthielt das Maßnahmenkonzept zwei Drittel der dezentralen Kleinrückhalte, an den Windachzuflüssen Renaturierungsmaßnahmen mit Auwald, ein renaturiertes Moor und den ökologischen Waldumbau mit 10 % Aufforstung. Erwartungsgemäß trugen die dezentralen Rückhaltebecken mit im Mittel über 50 % am meisten zum Retentionspotential des Maßnahmenkonzepts bei, gefolgt von den Gewässerrenaturierungen inklusive Auwaldaufforstung mit etwas über einem Viertel. Insgesamt hängt die Wirksamkeit des Maßnahmenkonzepts primär vom Abflussvolumen ab, da beim HQ_{60_k}-Ereignis sowohl in den Teileinzugsgebieten mit annähernd 50 % als auch im Gesamtgebiet mit über 25 % die größten Scheitelabminderungen erzielt wurden. Aber auch beim HQ_{100_a}-Ereignis konnte die Abflussspitze im Gesamtgebiet um über 10 % und in den Teilgebieten um bis zu 22 % reduziert werden.

Damit konnte gezeigt werden, dass die Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes maßnahmenspezifisch von unterschiedlichen Parametern abhängen. Als Haupteinflussfaktor auf die Wirksamkeit der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen ist das Abflussvolumen zu nennen. Bei realistischer Anzahl und Ausdehnung der Maßnahmen im Einzugsgebiet konnte vor allem dann ein hohes Retentionspotential erzielt werden, wenn die Maßnahmen in einem integrierten Maßnahmenkonzept umgesetzt wurden. Anzumerken ist dabei, dass im Maßnahmenkonzept eine große Anzahl dezentraler Kleinrückhalte integriert war, die sich als effektivste Einzelmaßnahme herausstellten.

Je nach Anzahl und Anordnung können die dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen somit auch bei mittleren Ereignissen zu merklichen Scheitelabminderungen von über 10 % führen, wobei in diesem Falle die Maßnahmen, die die Abflussbildung beeinflussen, kaum eine Rolle spielen.

5.4. Ausblick

Der gewählte Modellansatz dieser Untersuchung wurde für die prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen grundsätzlich als geeignet eingestuft, da vor allem Abflussbildung und Wellenablauf im Gerinne den realen Bedingungen sehr nahe kommen. Hinsichtlich der Modellierung der ober- und unterirdischen Abflusskonzentration ergibt sich aus den Simulationsergebnissen weiterer Forschungsbedarf, da für eine prozessnähere Modellierung landnutzungsabhängige Oberflächenrauheiten sowie eine bodenart- und bodentiefenspezifische Unterscheidung der Fließgeschwindigkeit des Zwischenabflusses von Nöten sind.

Die Messungen in dieser Untersuchung machen deutlich, dass die Annahmen über die räumliche Verteilung von Bodeninformationen und die bodenhydraulischen Eigenschaften, wie sie derzeitigen Modellierungen zu Grunde gelegt werden, mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Es konnte weiterhin gezeigt werden, dass sich die modellierten Abflussganglinien bei der Annahme von entweder eher tonigen oder eher sandigen Böden um das Dreifache unterscheiden können. Hieraus wird ersichtlich, dass die Erhebung von Messdaten ein wichtiges Instrument zur Parametrisierung und Verifizierung physikalisch basierter Modelle darstellt. Grundsätzlich sollte dabei auf eine ausreichende Anzahl an Messplots – für diese Untersuchung wäre eine Installation von vier Messplots je Landnutzung wünschenswert gewesen – geachtet werden, um belastbare Statistiken für die jeweiligen Parameter aufstellen zu können. Weiterhin ist ein Messzeitraum von mindestens zwei Jahren empfehlenswert, um Trocken- bzw. Feuchteperioden sowie charakteristische Hochwasserereignisse zu erfassen und genügend Datenmaterial sowohl für die Kalibrierung als auch für die Validierung zu erhalten.

Übereinstimmende Forschungsergebnisse und Literaturangaben zur Parametrisierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen im Modell liegen vor allem für dezentrale Kleinkrückhalte und Renaturierungsmaßnahmen vor. Deutliche Unterschiede gibt es dagegen bei den Maßnahmen in Forst- und Landwirtschaft. Hier sollten verstärkt physikalisch basierte und durch Messungen belegte Modellansätze gewählt werden, um die Transparenz hinsichtlich der Wirksamkeit dieser Maßnahmen für unterschiedliche Randbedingungen zu erhöhen. Besonders beim hydraulischen Verhalten renaturierter Moore gehen die Literaturwerte sehr weit auseinander, weshalb hier weiterhin deutlicher Bedarf an Forschung, Messung und Modellierung besteht. Ebenso liegt eine sehr geringe Anzahl von Untersuchungen zur erhöhten Belastbarkeit auf Grünlandstandorten vor.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung belegen für die dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen unter bestimmten Randbedingungen, die die Niederschlags- bzw. die Abflusscha-

rakteristik, die Bodenverhältnisse und das Fließgefälle betreffen, ein zum Teil großes Retentionspotential, welches gerade in kleineren Gebieten und bei geringvolumigen Starkniederschlägen zum Tragen kommt. Unter Berücksichtigung der im Zuge des Klimawandels einhergehenden Temperaturerhöhung und der damit verbundenen Häufung solcher konvektiver Ereignisse ist damit in Zukunft eine zunehmende Bedeutung der dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen zu erwarten.

Dadurch können sie für kleinere Gemeinden oder Siedlungen häufig den einzigen, aber auch effektiven Hochwasserschutz darstellen, da hier häufig zentrale Maßnahmen auf Grund räumlicher und wirtschaftlicher Verhältnisse nicht praktikabel sind. Für die Umsetzung ist es in diesem Zusammenhang notwendig, durch Informationsveranstaltungen und Leitlinien die Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes aufzuzeigen und praktische Tipps für die Umsetzung und den Unterhalt solcher Maßnahmen zu geben. So können Grundbesitzer, Landwirte und Forstbetriebe unter entsprechend fachlichen Vorgaben und Anleitungen jeweils einen kleinen Beitrag zu einem effektiven Hochwasserschutz ihrer Gemeinde leisten, denn gerade die Summeneffekte sind für das hohe Retentionspotential dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen von großer Bedeutung.

6. Literaturverzeichnis

- ABBOT, M.B. (1979): Computational hydraulics, elements of the theory of free surface flows, Pitman publishing Ltd, London, England
- AG WALD UND HOCHWASSER (2007): Waldwirkung und Hochwasser – Ein Leitfaden für Landnutzer und Entscheidungsträger. Herausgeber: Arbeitsgruppe Wald und Hochwasser in der Initiative Weißeritz-Regio, Bärenfels
- AHUJA, L.R. & D. SCHWARTZENDRUBER (1992): Flow through crusted soils: Analytical and Numerical Approaches. In: Sumner, M.E., Stewart, B.A., (Eds.): Soil Crusting: Chemical and Physical Processes. Advances in Soil Science, Lewis Publishers, Boca Raton, FL
- AIGNER, D. (2008): Überfälle, Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 36, S.162-176
- AKKERMANN, M. (2004): Beurteilung des Einflusses einer angepassten Ackernutzung auf den Hochwasserabfluss. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften und Geographie der Universität Hannover
- ARMBRUSTER, M., SEEGER, J. & K.-H. FEGER (2004): Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics – Model applications and their limits. Plant and Soil, 264:13-24
- ARMSTRONG, A.C. & E.A. GARWOOD (1991): Hydrological consequences of artificial drainage of grassland. Hydrolog. Proc., 5:157-174
- ARROWSMITH, R. (1983): The hydrology of the Hayes Oak farm experimental site 1979 – 82. Rep. RD/FE/16, MAFF, London
- ASSMANN, A., GÜNDRA, H., SCHUKRAFT, G. & A. SCHULTE (1998): Konzeption und Standortwahl bei der dezentralen integrierten Hochwasserschutzplanung für die Obere Elsenz (Kraichgau). Wasser & Boden, 50/8, S.15-19
- ASSMANN, A. (1999): Planung dezentraler, integrierter Hochwasserschutzmaßnahmen. Schriftenreihe des Landesamts für Flurneuordnung und Landentwicklung Baden-Württemberg, Heft 11

- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Bezug auf Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Regelwerk M 504, Hennef
- BACKES, C., GALLUS, M., SCHUBERT, D., SCHÜLER, G. & R. VASEL (2007): Entschärfung von linearen Abflüssen durch vorsorgende Waldwegebauetechnik. In SCHÜLER, G., GELLWEILER, I. & S. SEELING (Hrsg.) (2007): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 64/07
- BÁRDOSSY, A. & Y. HUNDECHA. (2002): Regionalization of the parameters of a conceptual rainfall runoff model for the purpose of estimating the impact of landuse changes on the runoff. Final report of IRMA-LAHoR project, Institute of Hydraulic Engineering, University of Stuttgart
- BARTELS, R. & H. KUNTZE (1973): Torfeigenschaften und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit von Moorböden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Vol. 134, 2:125-135
- BAUER, C. (2004): Bestimmung der Retentionspotentiale naturnaher Maßnahmen in Gewässer und Aue mit hydraulischen Methoden. Endbericht, Kasseler Wasserbau-Mitteilungen, Heft 16
- BAUER, C. (2007): Gewässerrenaturierung als Beitrag zum Hochwasserschutz. In: Dezentraler Hochwasserschutz, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 19.07, Hennef
- BAUMGARTNER, A. & H.-J. LIEBSCHER (1996): Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie. Gebrüder Bonträger, Berlin
- BEFFA, C.J. (1994): Praktische Lösung der tiefengemittelten Flachwassergleichungen. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich, Heft 133
- BEISECKER, R. (1994): Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löss- und eines Sandbodens. Institut für Ökologie, Technische Universität Berlin, Bodenökologie und Bodengenese, Heft 12, Berlin

- BEVEN, K. & M. J. KIRKBY (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences, Bulletin des Sciences Hydrologiques*, 24,1, 3/1979
- BEYER, L., SACHT, M. & H.-P. BLUME (1992): Die Veränderung ökologischer Bodeneigenschaften innerhalb von 5 Jahren Ackerextensivierung. *VDLUFA-Schriftenreihe 35, Kongressband*, S.619-622
- BFGR (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung der Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden*. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- BGL (1986): *Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50000 – München, Augsburg und Umgebung*. Bayerisches Geologisches Landesamt, München
- BILLEN, N. & J. AURBACHER (2007): *Landwirtschaftlicher Hochwasserschutz – 10 Steckbriefe für 12 Maßnahmen*. Hrsg.: Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim
- BINDER F. & C. MACHER (2006a): *Integrale Planung von Erstaufforstungen zur Minderung der Hochwassergefahr im Einzugsbereich von Fließgewässern 3. Ordnung*. Abschlussbericht, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Wald und Gesellschaft, Sachgebiet 4.3 Schutzwald und Naturgefahren, Freising
- BINDER, F., MACHER, C. & B. KLÖCKING (2006b): *Integrale Planung von Erstaufforstungen am Beispiel der Paar in der Gemeinde Geltendorf*. Beiträge zum Symposium „Wald – Schutz vor Hochwasser?“, 27. April 2006, Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising
- BLASY, L. & T. MADER (1999): *Konzepte für einen vorbeugenden Hochwasserschutz an der Ilm (Ilmstudie)*. Beratende Ingenieure, Eching, Auftraggeber: Bezirk Oberbayern, Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt
- BLASY, L. & H. ØVERLAND (2003): *Studie zu einer gesamtträumlichen Koordination dezentraler Maßnahmen zum vorbeugenden und flächenbezogenen Hochwasserschutz für die regionale Landentwicklung Auerbergland*. Direktion für ländliche Entwicklung, München

- BLASY, L. & H. ØVERLAND (2004): Studie zur Ermittlung von Bemessungsabflüssen an der Windach. Im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim, Eching a. Ammersee
- BLUME, H.-P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und Bodenbelastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Verlag Ecomed, Landsberg am Lech
- BLUME, T. (2008): The Iller study. In: FRANCÉS, F., GARCIA-BARTUAL, R., ORTIZ, E., SALAZAR, S., MIRALLES, J. L., BLÖSCHL, G., KOMMA, J., BRONSTERT, A., BLUME, T. & T. FRANCKE (2008): Efficiency of non-structural flood mitigation measures: „room for the river” and „retaining water in the landscape”. CRUE Research Report No I-6, Valencia, Wien, Potsdam
- BÖLSCHER, J. & A. SCHULTE (2007): Hydrological modelling of decentralised flood protection measures in transnational headwater areas of the Natzschung catchment / Mittleres Erzgebirge. 1st Scientific Conference on Integrated catchment management for hazard mitigation, September 24. – 26. 2007, Trier
- BÖLSCHER, J. & A. SCHULTE. (2008): Dezentraler Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Natzschung (Mittleres Erzgebirge). In „Wasserrückhalt in der Fläche – Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes“, Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen Heft 100/2008, Universität der Bundeswehr München
- BOTT, W. (2002): Prozessorientierte Modellierung des Wassertransports zur Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen in bewaldeten Einzugsgebieten. Dissertation am Institut für Geowissenschaften, Universität Mainz
- BREUER, L., ECKARDT, K. & H.-G. FREDE (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169:237-193
- BRONSTERT, A. (1994): Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. Mitteilung des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 46
- BRONSTERT, A., BLUME, T., FRANCKE, T. & D. NIEHOFF (2008): Möglichkeiten des Hochwasserrückhalts im Einzugsgebiet: Ergebnisse aus dem Rhein- und Illergebiet. In: Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen Heft 100/2008, Universität der Bundeswehr München

- BROOKS, R.H. & A.T. COREY (1964): Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper, Vol. 3, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, pp.22-27
- BRUNNER, T. (2008): Bestimmung des Retentionspotentials von Gewässerrenaturierungen mit Hilfe von zweidimensionalen hydrodynamischen-numerischen Modellierungen. Diplomarbeit am Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München
- BRUTSAERT, W. (1982): Evaporation into the Atmosphere - Theory, History and Applications. Reidel, London
- BULTOT, F., DUPRIEZ, G. L. & A. BODEAUX (1972): Interceptions de la pluie par la végétation forestière. Journal of Hydrology, 17:193-223
- BURKE, W. (1975): Aspects of the hydrology of blanket peat in Ireland. In Hydrology of marsh-ridden areas, Paris, S.171–182. International Association of Hydrological Sciences UNESCO/IAHS. Proc. of the Minsk Symp.
- BURMAN, B. & L. O. POCHOP (1994): Evaporation, Evapotranspiration and Climatic Data. Developments in Atmospheric Science, Vol. 22, Elsevier, Amsterdam
- BURT, T.P., HEATHWAITE A.L. & J.C. LABADZ (1990). Runoff Production in peat-covered catchments. In ANDERSON, M.G., BURT, T.P. und M.G. ANDERSON (Hrsg.): Process studies in hillslope hydrology, S.463–500. Chichester West Sussex, England
- BWK (2000): Hydraulische Berechnung von naturnahen Fließgewässern. Grundlagen für stationäre, eindimensionale Wasserspiegellagenberechnungen. Berichte 1/2000, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., Düsseldorf
- CARLUER, N. & G. DE MARSILY (2004): Assessment and modelling of the influence of manmade networks on the hydrology of small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. Journal of hydrology, 285:76-95
- CARSEL, R.F. & R.S. PARRISH (1988): Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. Water Resource Res. 24, 755-769

- CHAMEN, W.C.T. (2006): Controlled Traffic Farming on a Field Scale in the UK. In HORN, R., FLEIGE, H., PETH, S. & X. PENG (Ed.): Soil Management for Sustainability. Advances in Geocology, 38, International Union of Soil Science, Catena, Reiskirchen
- CHOW, T.L., REES, H.W. & J.L. DAIGLE (1999): Effectiveness of terraces / grassed waterways systems for soil water conservation: A field evaluation. J. Soil Water Conserv. 3:577-583
- DELFS, J., FRIEDRICH, W., KIESEKAMP, H. & A. WAGENHOFF (1958): Der Einfluß des Waldes und des Kahlschlages auf den Abflußvorgang, den Wasserhaushalt und den Bodenabtrag. Aus dem Walde, Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung, Nr. 3
- DEMIRCAN, A. (1995): Die Nutzung fernerkundlich bestimmter Pflanzenparameter zur flächenhaften Modellierung von Ertragsbildung und Verdunstung. Münchener Geographische Abhandlungen, Reihe B, Band 20, Institut für Geographie der Universität München, Kommissionsverlag: GEOBUCH-Verlag, München.
- DEXTER, A.R. (1987): Tunneling in soil by earthworms. Soil Biol. & Biochem., 10:447-449
- DIEPOLDER, M., SCHRÖPEL, R., BRANDHUBER, R., BAUCHHENNS, J. & B. JAKOB (2005): Wie wirkt sich zunehmende Belastung im Intensivgrünland aus? Erste Versuchsergebnisse aus Bayern, In: Schule und Beratung, Heft 8-9, 6-10
- DIN (1994): Hydrologie, quantitative Begriffe. Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN, DIN 4049-Teil 3, Deutsches Institut für Normung, Berlin
- DIN (2004): Hochwasserrückhaltebecken, DIN 19700-Teil 12, Deutsches Institut für Normung, Berlin
- DISSE, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 53
- DISSE, M., KALK, M. & W. RIEGER (2008): Wasserrückhalt in der Fläche – Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes. Tagungsband, Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen Heft 100/2008, Universität der Bundeswehr München

- DOHM, B. & T. KREITER (1999): Bemessung und Optimierung von Kleinrückhalten im Rahmen dezentraler Hochwasserschutzkonzepte. Diplomarbeit, Fachschule Trier, Fachbereich Bauingenieurwesen
- DUNNE, T. (1978): Field studies of hillslope flow processes. In KIRKBY, M.J. (Ed.): Hillslope Hydrology. John Wiley & Sons, Chichester, pp.227-293
- DVWK (1997): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden, Teil II: Auflastabhängige Veränderung von bodenphysikalischen Kennwerten. DVWK-Merkblätter 235/1997, Bonn
- DWA (2006): Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., DWA-Themen, Hennef
- EDOM, F. & D. WENDEL (1998): Grundlagen zu Schutzkonzepten für Hang-Regenmoore des Erzgebirges. In: Ökologie und Schutz der Moore im Erzgebirge. Sächsische Akademie für Natur und Umwelt in der sächsischen Landesstiftung Natur und Umwelt, Dresden
- EDWARDS, C.A. (1980): Interactions between agricultural practice and earthworms. In: DINDAL, D.L.: Soil biology as related to land use practice. roc. VII Int. Coll. Zool. Syracuse, S.3-12
- EGGELSMANN, R. (1971): Über den hydrologischen Einfluss der Moore, Telma 1, 37-48
- EGGELSMANN, R. (1973): Dränanleitung. Landbau, Ingenieurbau, Landschaftsbau Verlag Wasser und Boden, Axel Lindow & Co, Hamburg
- EGLI, M. & D. PETER (1997): Abschätzung der relativen Verdichtungsgefährdung von Böden im Kanton Luzern. Räumliche Modellierung mit einem geographischen Informationssystem. Amt für Umweltschutz, Kanton Luzern.
- EHLERS, W. (1975): Observation on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soils. Soil Science, 119:242-249
- EHLERS, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 272 S.

- EHRMANN, O. (1996): Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften: Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 35, Stuttgart, 135 S.
- EIGEL, J.D. & L.D. MOORE (1983): Effect of rainfall energy on infiltration into a bare soil. In: Advances in Infiltration, Proc. Nat. Conf. Infiltr. ASAE Pbl.11-83, S.188-200
- ERNSTBERGER, H. (1987): Einfluss der Verdunstung auf Landnutzungs- und Wasserbilanz. Dissertation, Beiträge zur Hydrologie, Justus-von-Liebig-Universität, Gießen
- ERNSTBERGER, H. (2007): Flächenhafte Hochwasservorsorge in Auen. In: Dezentraler Hochwasserschutz, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 19.07, Hennef
- FEGER, K.-H. (2002): Forstwirtschaftliche Maßnahmen zum Wasserrückhalt. Beitrag zur zweiten Hochwasserkonferenz, 11/2002, Dresden
- FEGER, K.-H. (2005): Möglichkeiten und Grenzen forstwirtschaftlicher Maßnahmen im Rahmen des vorbeugenden Hochwasserschutzes. Beitrag zum Seminar „Nachhaltiger Hochwasserschutz in Sachsen“, 8. März 2005, Leipzig
- FIENER, P. & K. AUERSWALD (2003): Effectiveness of Grassed Waterways in Reducing Runoff and Sediment Delivery from Agricultural Watersheds. J. Environ. Qual. 32:927-936
- FIENER, P., AUERSWALD, K. & S. WEIGAND (2005): Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small detention ponds. Agriculture Ecosystems & Environment 110, S.132-142
- FIENER, P. & K. AUERSWALD (2007): Möglichkeiten der Abfluss- und Stofftransportkontrolle durch landwirtschaftliche Maßnahmen und ihre Kombination im Landschaftsmaßstab. In: Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 20.07, Hennef

- FISCHER, M. (2008): Ungesteuerte und gesteuerte Retention entlang von Fließgewässern – Beurteilung der Wirksamkeit möglicher Maßnahmen unter Verwendung hydrodynamisch-numerischer Modellierung. Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität München, Nr. 119
- FOHRER, N. (1995): Auswirkungen von Bodenfeuchte, Bodenart und Oberflächenbeschaffenheit auf Prozesse der Flächenerosion durch Wasser. Dissertation, TU Berlin, Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 19, 183 S.
- FOHRER, N., HAVENKAMP, S. & H.-G. FREDE (2005): Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions. Development of sustainable land use concepts for mountain range areas, *Hydrol. Proc.*, 19(3):659-672
- FRIEBE, B. (1994): Einfluss langfristig differenzierter Bodenbearbeitung auf die Entwicklung der Meso-, Makro- und Megafauna: In TERBRÜGGE, F. & M. DREIER (Hrsg.): Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen hinsichtlich ihrer Arbeitseffekte und deren langfristige Auswirkungen auf den Boden. Wissenschaftlicher Fachverlag, Gießen, S.191-203
- GALLUS, M., LEY, M., SCHUBERT, D., SCHÜLER, G. & E. SEGATZ. (2007): Erstaufforstung in Hotspots der Abflusstentstehung. In SCHÜLER, G., GELLWEILER, I. & S. SEELING (Hrsg.) (2007): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr.64/07
- GEBLER, R.-J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse. Verlag Wasser + Umwelt, Walzbachtal
- GEBHARDT, S., FLEIGE, H. & R. HORN (2006): Stress deformation Behaviour of Different Soil Horizons and their Change on Saturated Hydraulic Conductivity as a Function of Load. In HORN, R., FLEIGE, H., PETH, S. & X. PENG (Ed.): Soil Management for Sustainability. *Advances in Geoecology*, 38, International Union of Soil Science, Catena, Reiskirchen

- GERLINGER, K. (1997): Erosionsprozesse auf Lößboden: Experimente und Modellierung. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, 194
- GIESE M., MÜLLER, C., SCHNEIDER, R. & D. SCHRÖDER (2007): Entwicklung und GIS-gestützte Parametrisierung eines Niederschlag-Abfluss-Modells zur Abschätzung der Auswirkung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Abflussganglinie eines mesoskaligen Einzugsgebietes in der Eifel. In SCHÜLER, G., GELLWEILER, I. & S. SEELING (Hrsg.) (2007): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr.64/07
- GÖTTLICH, K. (Ed.) (1990): Moor- und Torfkunde. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- GRAFF, O. & F. MAKESCHIN (1979): Der Einfluss der Fauna auf die Stoffverlagerung sowie die Homogenität und Durchlässigkeit von Böden. Zentrum für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 142:476-491
- GRUNDMANN, J. (2008): Analyse und Simulation von Unsicherheiten in der flächendifferenzierten Niederschlags-Abfluss-Modellierung. Dissertation an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden
- GRÜNEWALD, U. (2008): Hochwasserrisikomanagement und natürlicher Wasserrückhalt. In „Wasserrückhalt in der Fläche – Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes“, Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen Heft 100/2008, Universität der Bundeswehr München
- HAIDER, S. (1994): Der Beitrag von Vorlandüberflutungen zur Verformung von Hochwasserwellen. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, Heft 128, Zürich
- HARRIS, G.L., GOSS, M.J., DODELL, R.J., HOWSE, K.P. & P. MORGAN (1984): A study of mole drainage with simplified cultivation for autumn sown crops on a clay soil. Soil water regimes, water balances and nutrient loss in drain water, 1978–80. Journal Agric. Science, 102

- HARTGE, H. & R. HORN (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- HEGG, C., BADOUX, A., LÜSCHER, P. & J. WITZIG (2004): Zur Schutzwirkung des Waldes gegen Hochwasser. Forum für Wissen 2004, S.15-20
- HEGG, C. (2006): Waldwirkung auf Hochwasser. Beiträge zum Symposium „Wald – Schutz vor Hochwasser?“, 27. April 2006, Berichte der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Heft 55, Freising
- HECRAS (2002): U.S. Army Corps of Engineers' River Analysis System (HECRAS), User's Manual, 2002
- HELLBERG, C. (2006): Renaturierung von Fließgewässern unter Beachtung des Hochwasserschutzes. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Leibnitz Universität Hannover, Heft 91
- HELLIE, F. (2004): Experimentelle Untersuchung und Modellierung des Interzeptions- und Stammspeichers von landwirtschaftlichen Kulturen und Fichtenwald und Charakterisierung ihres Einflusses auf den Gebietswasserhaushalt. Dissertation, Internationales Hochschulinstitut, Zittau
- HENKE, W. (1990): Lumbriciden und deren Aktivität bei differenzierter Bodenbearbeitung. Symposium „Wechselwirkung von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden“, 17.-18. Mai 1998, Gießen, S.99-108
- HILLEL, D. (1982): Introduction to soil physics. Academic Press, New York
- HORTON, R.E. (1933): The role of infiltration in the hydrological cycle. Trans. Am. Geophys. Union 14:446-460
- HOYNINGEN-HUENE, J.V. (1983): Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. In: Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt, DVWK-Schriften, 57
- IHRINGER, J. & W. KRON (1993): Softwarepaket für Hydrologie und Wasserwirtschaft. Anwenderhandbuch, Band 1: Hochwasseranalyse, Version 4, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

- JOOSTEN, H. (1993): Denken wie ein Hochmoor. *Telma* 23, 95-115
- JORDAN, F. (1999): Hydrologische Bodendauerbeobachtungen – Vergleichende Wasserhaushaltsbeobachtungen auf einer unberührten, einer kultivierten und zwei aufgeforsteten Hochmoorflächen in Südbayern, 1958-1998. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 2/99, Freising
- KIEßLING, S. (2010): Abfluss- und Klimamessung in der unteren Mesoskala als Basis für Wasserhaushaltsmodellierungen im Untersuchungsgebiet Saubach. Bachelorarbeit am Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München
- KLAGHOFER, E. (1995): Einfluß unterschiedlicher Primärbodenbearbeitung auf ausgewählte bodenphysikalische Eigenschaften, *Wasser & Boden*, 47. Jahrg., 11/1995, 43-48
- KLEINHANS, A. (2003): Einfluss der Waldkonversion auf den Wasserhaushalt eines tropischen Regenwaldeinzugsgebietes in Zentral Sulawesi (Indonesien). Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Georg-August-Universität zu Göttingen
- KLÖCKING, B. (2006): Hydrologische Simulationsstudie zu den Auswirkungen von Waldumbau und Aufforstung auf das Hochwasserrisiko in der Gemeinde Geltendorf. Büro für angewandte Hydrologie München, im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising
- KOEHLER, G. (2007): Dezentraler Hochwasserschutz: Einführungen und Grundlagen. In: *Dezentraler Hochwasserschutz*, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 19.07, Hennef
- KOHANE, R. (1991): Berechnungsmethoden für Hochwasserabfluß in Fließgewässern mit überströmten Vorländern. *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart*, Heft 73
- KOMMA, J. & G. BLÖSCHL (2010): Effizienz von Maßnahmen des passiven Hochwasserschutzes. In: *Nachhaltige Wasserwirtschaft durch Integration von Hydrologie, Hydraulik, Gewässerschutz und Ökonomie*, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 29.10, Hennef

- KONJEVIC, D. (2008): GIS-gestützte Bestimmung des Retentionsvermögens dezentraler Hochwasserrückhaltebecken im Einzugsgebiet der Windach. Diplomarbeit am Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München
- KREITER, T. (2007): Dezentrale und naturnahe Retentionsmaßnahmen als Beitrag zum Hochwasserschutz in mesoskaligen Einzugsgebieten der Mittelgebirge. Dissertation, Universität Trier, Fachbereich für Geographie und Geowissenschaften
- KRON, W. (2001): Versicherung und Hochwasserschäden. Hochwasser-Handbuch, Auswirkungen und Schutz, Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York, Abschnitt 10:461-503.
- KTBL (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz – Schlussfolgerungen für eine gute fachliche Praxis. Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Arbeitspapier 266
- KÜHNEL, H. (1969): Untersuchung des Dränerfolges an 50 Jahre alten Anlagen. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
- LANGE, B., LÜSCHER, P. & P.F. GERMANN (2006): Baumwurzeln – Zentraler Faktor der Infiltration? Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf
- LAWA (1995): Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz. Hochwasser - Ursachen und Konsequenzen. Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Selbstverlag Düsseldorf
- LEDER, B. (1996): Jugendwachstum und waldbauliche Behandlung von natürlich angesamten Weichlaubhölzern in Laubholzjungwüchsen. Schriftenreihe d. LÖBF NRW, Bd.4, S.29-40
- LEY, R., CASPER, M. & T. KREITER (2007): Potential der Scheitelabminderungen bei Hochwasser durch Kleinrückhaltebecken, Wasserwirtschaft, 6/2007
- LEYTON, L., REYNOLDS, E.R.C. & F.B. THOMPSON (1967): Rainfall interception in forest and moorland. In: SOPPER, W.E. & H.W. LULL (Ed.): Forest Hydrology, 163-178

- LFU (2002): Hydraulik naturnaher Fließgewässer, Teil I – Grundlagen und empirische hydraulische Berechnungsverfahren. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Bd. 74
- LFU (2003): Leitfaden der Niedermoorrenaturierung in Bayern für Fachbehörden, Naturschutzorganisationen und Planer. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg
- LFU (2005): Moorentwicklungskonzept Bayern – Moortypen in Bayern. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg, Heft 180
- LFULG (2009): Bodendruck im Grünland. Schriftenreihe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 3/2009, Dresden
- LIEBSCHER H.-J. & G. MENDEL (2010): Vom empirischen Modellansatz zum komplexen hydrologischen Flussgebietsmodell – Rückblick und Perspektiven. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Dezember 2010
- LUTZ, W. (1984): Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 24
- LÜSCHER, P. & K. ZÜRCHER (2003): Waldwirkung und Hochwasserschutz: Eine differenzierte Betrachtungsweise ist angebracht. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Heft 40, Freising
- MANIAK, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft: Eine Einführung für Ingenieure. 4. Überarbeitete Auflage, Springer Verlag, Berlin
- MARENBACH, B. (2002): Der Beitrag naturnaher Retentionsmaßnahmen in den Talauen zur Hochwasserdämpfung. Dissertation, Mitteilung des Fachgebiets Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern
- MARKART, G., KOHL, B. & F. PERZL (2006): Der Bergwald und seine hydrologische Wirkung – Eine unterschätzte Größe? Beiträge zum Symposium „Wald – Schutz vor Hochwasser“, 27. April 2006, Berichte der bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Heft 55, Freising

- MCLEAN, J.J. & G.O. SCHWAB (1982): Flood peak flows and subsurface drainage. ASAE pap. 822053, ASAE, St. Joseph, MI
- MENDEL, H.G. (2000): Elemente des Wasserkreislaufs – Eine kommentierte Bibliographie zur Abflussbildung. Bundesamt für Gewässerkunde, 1. Aufl., Analytica, Berlin
- MITSCHERLICH, G. & W. MOLL (1970): Untersuchungen über die Niederschlags- und Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse in einigen Nadel- und Laubholzbeständen in der Nähe von Freiburg/Br. – Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 141/3, S.49-60
- MOCK, J. (1992): Umweltverträglicher Hochwasserschutz – Pilotstudie Eschbach / Zusammenfassung und Wertung. Institut für Wasserbau, Konstruktiver Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Hochschule Darmstadt
- MONTEITH, J.L. (1965): Evaporation and the environment. In FOGG, G. (Hrsg.): Proc. 19th Symposium of the Society for Experimental Biology, Cambridge University Press, New York, pp.205-233
- MORGENSTERN, Y. (2007): Analyse und Konzeption von Messstrategien zur Erfassung der bodenhydraulischen Variabilität. Dissertation an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden
- MÖSSMER, R. (2003): Vorbeugender Hochwasserschutz im Wald – Umsetzung im praktischen Forstbetrieb. Berichte der bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Heft 40, Freising
- MÜLLER, C. & T. SAUER (2007): An integrative agricultural management approach to Improving flood protection in agricultural areas. In: Beiträge zur Scientific Conference on 'Integrated Catchment Management for Hazard Mitigation', 24.-26. September 2007, Trier
- MÜLLER, J. (1996): Beziehung zwischen Vegetationsstrukturen und Wasserhaushalt in Kiefern und Buchenökosystemen. Mitt. d. BFH Hamburg, Nr. 185, S.112-128
- NAEF, F., KULL, D. & C. THOMA (1999): Retentionswirkung von Vorlandüberflutungen (im Auftrag des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz), Zürich, unveröffentlicht

- NAEF, F. (2004): Der Einfluss der Abflussbildung und der Vorlandretention auf die Größe extremer Hochwasser. Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes, KHR-Bericht I-21, Lelystad
- NASH, J.E. & J.V. SUTCLIFFE (1970): River flow forecasting through conceptual models, Part I - A discussion of principles, *J. Hydrol.*, 10:282-290
- NICHOLSON, I.A., ROBERTSON, R.A. & M. ROBINSON (1989): The effects of drainage on the hydrology of a peat bog. *International Peat Journal*. 3:59-83
- NIEHOFF, D. (2001): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. Dissertation an der Math. Nat. Fakultät der Universität Potsdam
- NORDMANN, B., GÖTTLEIN, A. & F. BINDER (2009): Einfluss unterschiedlicher Waldbestockung auf die Abflussbildung – Ein Beispiel aus einem Wassereinzugsgebiet im Frankenwald. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 53. Jahrgang, Heft 2, S. 0 – 95
- NUJIĆ, M. (1998): Praktischer Einsatz eines hochgenauen Verfahrens für die Berechnung von tiefengemittelten Strömungen. *Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München*, Heft 62
- NUJIĆ, M. (2002): *Hydro_As-2d*, ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis, Benutzerhandbuch
- OKE, T.R. (1987): *Boundary Layer Climates*, 2nd ed., Routledge, London and New York. 435 S.
- OTTO, A. (1996): Renaturierung als Teil der ökologischen Fließgewässersanierung. In: TÖNSMANN, F. (HRSG.): *Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern – Grundlagen und Praxis*. Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Heft 6/1996, Herkules Verlag, Kassel
- OVINGTON, J.D. (1954): A comparison of rainfall in different woodlands. *Forestry* 27/1,1-9
- PATT, H., JÜRGING, P. & W. KRAUS (1998): *Naturnaher Wasserbau, Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg

- PECK, A.K. & H. MAYER (1996): Einfluss von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. Forstwissenschaftliches Centralblatt 115,S. 1-9
- PENMAN, H.L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proceedings Royal Society London, A 193:120-145
- PFADENHAUER, J. (1994): Renaturierung von Niedermooren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze. BÄCKER, R. und KOHLER, A., Stuttgart
- PLATE, E.J. & E. ZEHE (2008): Hydrologie und Stoffdynamik kleiner Einzugsgebiete. Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung, Stuttgart
- PÖHLER, H. (2006): Anpassung von WaSiM-ETH und die Erstellung und Berechnung von Landnutzungs- und Klimaszenarien für die Niederschlags-Abfluss-Modellierung am Beispiel des Osterzgebirges. Dissertation an der Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau, TU Bergakademie, Freiberg
- RAWLS, W.J. & D.L. BRAKENSIEK (1985): Estimation of soil water retention and hydraulic properties. In: MOREL-SEYTOUX, H.J. (Ed.): Unsaturated Flow in Hydrological Modeling, Kluwer, Dordrecht
- REINHARDT, C. (2010): Dezentraler Hochwasserrückhalt im Einzugsgebiet der Oberen Flöha (Mittleres Erzgebirge). Dissertation an der freien Universität Berlin, D 188, Berichte aus der Geowissenschaft, Shaker Verlag, Aachen
- RICHARDS, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous media. Physics 1:318-333
- RIEGER, W., WINTER, F. & M. DISSE (2010): Uncertainties of Soil Parameterisation in Process-Based Simulation of Distributed Flood Control Measures. Advances in Geosciences, 27:121-129
- RIEGER, W. & M. DISSE (2008): Dezentraler Hochwasserschutz am Beispiel der Windach. In „Wasserrückhalt in der Fläche – Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes“, Schriftenreihe des Instituts für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München, Heft 100

- RINGLER, A. (1987): Gefährdete Landschaft: Lebensräume auf der Roten Liste – eine Dokumentation in Bildvergleichen. BLV-Verlagsgesellschaft, München
- ROBINSON, M.J. & K.J. BEVEN (1983): The effect of mole drainage on the hydrological response of a swelling clay soil. *Journal of Hydrology*, 63:205-223
- ROBINSON, M.J., MULQUEEN, J. & W. BURKE (1987): On flow from a clay soil – seasonal changes and the effects of mole drainage. *Journal of Hydrology*, 91:339-350
- ROBINSON, M.J. & D.W. RYCROFT (1999): The Impact of Drainage on Streamflow. In: SKAGGS, R.W. & J. VAN SCHILFGAARDE (Ed.): *Agricultural Drainage*. American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA
- ROBOCK, A. (1980): The Seasonal Cycle of Snow Cover, Sea Ice and Surface Albedo. *American Meteorological Society*, 108:267-285
- ROHDENBURG, H. (1989): Methods for the analysis of agro-ecosystems in Central Europe with emphasis on geoecological aspects. In: *Catena* 16:1-57
- RÖHLING, I. & U. KEYMER (2006): Biogasanlagen in Bayern 2006 – Ergebnisse einer Umfrage. Informationen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising
- ROTH, C.H. (1997): Bulk density of surface crusts: depth functions and relationships to texture. In: *Catena* 19:223-237
- ROSBJERG, D. & H. MADSEN (2005): Concepts of hydrologic modeling. In: ANDERSON M.G. & J.J. MCDONNELL (HRSG), *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S.155-163.
- RÖTTCHER, K. & F. TÖNSMANN (2004): Hochwasserschutzkonzepte und EU-Wasserrahmenrichtlinie. Beitrag zum Deutsch-Polnischen Workshop „Integrierte Wasserbewirtschaftung“, Kasseler Wasserbau-Mitteilungen, Heft 14/2004, Herkules Verlag, Kassel
- RÖTTCHER, K. (2005): Dezentrale und zentrale Rückhaltmaßnahmen für den Hochwasserschutz – Untersuchungen am Beispiel der Erpe. *Wasser & Abfall*, Heft 5, S.15-19

- RÖTTCHER, K. (2007): Bewertung und Kosten dezentraler Hochwasserschutzkonzepte. In: Dezentraler Hochwasserschutz, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 19.07, Hennef
- SCHAAP, M.G. & F.J. LEIJ (1998): Database-related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions. *Soil Sci.* 163:765-779.
- SCHÄFFER, B., STAUBER, M., MÜLLER, R. & R. SCHULIN (2006): Compaction-Induced Changes in Macro-Pore Structure of Restored Soil. In HORN, R., FLEIGE, H., PETH, S. & X. PENG (Ed.): *Soil Management for Sustainability. Advances in Geocology*, 38, International Union of Soil Science, Catena, Reiskirchen
- SCHIEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*, 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- SCHIRMER, F. (2008): Wasserhaushaltsmodellierung des Windacheinzugsgebietes mit WaSiM-ETH und Ermittlung des Einflusses von Dränagen auf den Hochwasserabfluss. Diplomarbeit im Fach Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz, Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München
- SCHMIDT, W. (2001): Beitrag der Landwirtschaft zum Hochwasserschutz. In: *Hochwasserschutz heute – Nachhaltiges Wassermanagement*, Erich Schmid Verlag, Berlin
- SCHMIDT, W., ZIMMERLING, B., NITZSCHE, O. & S. ZACHARIAS (2007): Möglichkeiten der Hochwasserminderung in der Landwirtschaft. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Heft 19.07, Hennef
- SCHMIDT, P.A., WILHELM E.-G. & D.-R. EISENHAUER (Red.) (2008): Waldbehandlung, Waldmehrung und Auengestaltung unter Berücksichtigung von Hochwasservorsorge und Naturschutz im Osterzgebirge. Abschlussbericht zum DBU-Projekt: Hochwasserschutz- und naturschutzgerechte Behandlung umweltgeschädigter Wälder und Offenlandbereiche der Durchbruchstäler des Osterzgebirges, herausgegeben durch den Landesverein Sächsischer Heimatschutz e.V., Dresden
- SCHNEIDER, R. et. al. (1997): Initiale Auswirkungen mechanisierter Wiederaufforstung auf die Standorteigenschaften von staunassen, löblehmhaltigen Fließerdern am Beispiel eines Aufforstungsversuchs in der Eifel. *Trierer Geogr. Studien*, Heft 16, S.117-130

- SCHNEIDER, K.-J. (2002): Bautabellen für Ingenieure. Werner-Verlag, 15. Auflage
- SCHOBER, F. (2009): Neue Ansätze einer geoökologischen Standortanalyse der Wasserspeicher- und Wasserrückhaltefähigkeit von Mooren. PhD Thesis, Katholische Universität Eichstätt - Ingolstadt
- SCHOPP-GUTH, A. & C. GUTH (2003): Moorrenaturierung – Grundlagen und Anforderungen. In: Moorrenaturierung – Praxis und Erfolgsbeiträge, Laufener Seminarbeiträge 2003/1, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen
- SCHRAMM, J. (1998): BANG-1D Handbuch, Version 0.1, Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen
- SCHRÖDER, D. & R. SCHNEIDER (2002): Natürliche Regeneration von Waldböden nach mechanischer Belastung durch Befahrung. Abschlussprojekt zum Forschungsauftrag 8 A 2002, Universität Trier, FB IV Bodenkunde
- SCHRÖDER, R.C.M. (1990): Hydraulische Methoden zur Erfassung von Rauheiten. DVWK Schriften, Heft 92, Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin
- SCHRÖDTER, H. (1985): Verdunstung. Springer Verlag, Berlin
- SCHÜLER, G. (2007a): Dezentraler Wasserrückhalt im Wald in Abhängigkeit des Standortpotentials. In: Dezentraler Hochwasserschutz, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 19.07, Hennef
- SCHÜLER, G. (2007b): Wasserrückhalt im Wald – Ein Beitrag zum vorbeugenden Hochwasserschutz. In SCHÜLER, G., GELLWEILER, I. & S. SEELING (Hrsg.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr.64/07
- SCHÜLER, G. (2008): Dezentraler Wasserrückhalt im Wald in Abhängigkeit des Standortpotentials. In: „Wasserrückhalt in der Fläche – Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes“, Schriftenreihe des Instituts für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München, Heft 100

- SCHULLA, J. & K. JASPER (2007): Modellbeschreibung WaSiM-ETH (engl. Fassung).
Download unter www.wasim.ch
- SCHWALLER, G. & U. TÖLLE (2005): Einfluss von Maßnahmen der Gewässerentwicklung auf den Hochwasserabfluss. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München
- SEMMELE, H. & R. HORN (1995): Auswirkungen konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung auf das Druckfortpflanzungsverhalten von physikalisch-mechanischen Kenngrößen von Ackerböden. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.: Einführung von Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis, Darmstadt, 205-211
- SEIDEL, N. (2008): Untersuchung der Wirkung verschiedener Landnutzungen auf Oberflächenabfluss und Bodenerosion mit einem Simulationsmodell. Dissertation an der Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau, Freiberg
- SEUNA, P. & L. KAUPPI (1981): Influence of subdrainage on water quantity and quality in a cultivated area in Finland. Water Res. Inst. Publ. No. 43, Natl. Board waters, Helsinki
- SIEKER, F. (2007): Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in der Fläche unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte – am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Mulde in Sachsen. Abschlussbericht, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlicher Wasserbau, Leibniz Universität Hannover
- SMITH, K.A. & C.E. MULLINS (1991): Soil Analysis – Physical Methods. Marcel Dekker, New York, Basel, Hong Kong.
- SLFL (2005): Bodendruck und Bodenbelastbarkeit. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 15 – 10. Jahrgang 2005, Dresden
- SOIL CONSERVATION SERVICE (1964): National Engineering Handbook. Section 4, Hydrology, Department of Agriculture, Washington, 450 p.
- STMLU (2002): Hochwasserschutz in Bayern, Aktionsprogramm 2020. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München

- STMLF (2003): Grünlandwirtschaft in Bayern – Status und Entwicklungsbericht. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, München
- SUCCOW, M. (2003): Moore der temperaten Laubwaldzone – Funktion, Schutz und naturverträgliche Nutzung. Greifswald: Alternative Nutzungsformen für Moorstandorte in Mecklenburg-Vorpommern.
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001): Landschaftsökologische Moorkunde (2. völlig neu bearb. Aufl.). Stuttgart: Schweizerbart
- TACKETT, J.L. & R.W. PEARSON (1965): Some characteristics of soil crusts formed by simulated rainfall. *Soil Sci.* 99(6):407-413
- TEEPE, R., DILLING, H., & F. BEESE (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166:111-119
- TIETJE, O. & V. HENNINGS (1993): Bewertung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung der Wasserspannungskurve. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 156:447-455
- TÖNSMANN, F. (1995): Studie zum Hochwasserschutz an der Bauna, Kurzfassung, Kasseler Wasserbau-Materialien, Band 1, Herkules Verlag, Kassel
- TOPP, G.C., DAVIS, J.L. & A.P. ANNAN (1980): Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines, *Wat. Resour. Res.*, Vol. 16, No. 3, pp.672-678
- TRAFFORD, B.D. (1973): The relationship between field drainage and arterial drainage – theoretical aspects. *FDEU Tech. Bull.* 73/10, MAFF, London
- TSCHOPP, J.W. (1980): Die lokale und überörtliche Wirkung von Hochwasserrückhalte-speichern mit verschiedenen Betriebskonzepten, Dissertation an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich
- UGT (2009): H-Flume – Dokumentation und Beschreibung. Firma UGT – Umweltgerätetechnik, Außenstelle Süd, Freising

- ULRICH, S., HOFMANN, B., TISCHER, S. & O. CHRISTEN (2006): Influence of Tillage on Soil Quality in a Long-Term Trial in Germany. In HORN, R., FLEIGE, H., PETH, S. & X. PENG (Ed.): Soil Management for Sustainability. Advances in Geocology, 38, International Union of Soil Science, Catena, Reiskirchen
- UHDEN, O. (1966): Die ungestörten Hochmoore sind keine Wasserspeicher. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 10, S.17-22
- VAN DER PLOEG, R.R. & F. SIEKER (2000): Bodenwasserrückhalt zum Hochwasserschutz durch Extensivierung der Dränung landwirtschaftlich genutzter Flächen. Wasserwirtschaft 90, Heft 1, S.28-33
- VAN GENUCHTEN, M.T. (1980): A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. In: Soil Sciences Society of American Journal, Vol. 44(5):892-898
- VAW (1992): Benutzerhandbuch FLORIS, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich
- VERECKEN, H., MAES, J., FEYEN, J. & P. DARIUS (1989): Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. Soil Sci. 148:389-403
- VISCHER, D. & W.-H. HAGER (1992): Hochwasserrückhaltebecken. Vdf Verlag der Fachvereine an den schweizerischen Hochschulen und Techniken AG, Zürich
- WAGNER, M. (2005): Ableitung und Diskussion einer hydromorphologischen Impulsantwortfunktion zur Beschreibung des Abflussverhaltens naturnaher Mittelgebirgsmoore, Diplomarbeit am Institut für Hydrologie und Meteorologie der Technischen Universität Dresden
- WAHL, N.A., BENS, O., BUCZKO, U., HANGEN, E. & R.F. HÜTTL (2004): Effects of conventional and conservation tillage on soil hydraulic properties of a silty-loamy soil. Physics and Chemistry of the Earth, 20:821-829
- WAHREN, A., SCHWÄRZEL, K. & K.-H. FEGER (2007): The impact of well-founded land-use scenarios on floods. In: Beiträge zur Scientific Conference on 'Integrated Catchment Management for Hazard Mitigation', 24.-26. September 2007, Trier

- WAHREN, A., FEGER, K.-H., SCHWÄRZEL, K., DITTRICH, I. & A. MÜNCH (2009): Landnutzungsinduzierte Änderungen bodenhydraulischer Eigenschaften und deren Einfluss auf Wasserhaushalt und Hochwasserentstehung. In: Beiträge zum Tag der Hydrologie 2009 „Hydrologische Systeme im Wandel“, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 26.09, Hennef
- WEGNER, H. (1992): Dezentraler Hochwasserschutz. – Wasser & Boden 1/1992, S.6-10
- WEINMEISTER, W. (2003): Fähigkeiten des Waldes zur Verminderung von Hochwasser und Erosionsschäden. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Heft 40, Freising
- WEIB, A. (2009): Beitrag unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren und Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft zur Reduzierung des Hochwasserabflusses. Kasseler Wasserbaumitteilungen, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universität Kassel, Heft 17/Januar 2009
- WEYMAN, D.R. (1975): Runoff processes and streamflow modeling. Oxford Univ. Press, London
- WEYNANTS, M., VEREECKEN, H. & M. JAVAUX (2009): Revisiting Vereecken Pedotransfer Functions: Introducing a Closed-Form Hydraulic Model. Vadose Zone Journal, 8(1):86-95
- WILCKE, D., In: F. SIEKER (2002): Innovativer Ansatz eines vorbeugenden Hochwasserschutzes durch dezentrale Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft sowie der Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße. Endbericht. DBU Projekt 15877, Hannover
- WILSBURG, M. (2010): Felduntersuchungen zur Bestimmung des Einflusses unterschiedlicher Landnutzungen auf bodenhydraulische Eigenschaften. Bachelorarbeit am Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München
- WÖSTEN, J.H. M., LILLY, A., NEMES, A. & C. LE BAS (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90(3-4):169-185

- YÖRÜK, A. (2008): Unsicherheiten bei der hydrodynamischen Modellierung von Überschwemmungsgebieten. Dissertation am Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr, München
- ZACHARIAS, S. & G. WESSOLEK (2007): Excluding Organic Matter Content from Pedotransfer Predictors of Soil Water Retention. *Soil Sci.* 71(1):43-50
- ZEH, H. (2004): Ingenieurbiologische Bauweisen. Studienbericht, Nr. 4, 2. Überarbeitete Auflage, im Auftrag des Bundesamtes für Wasser und Geologie, Bern
- ZEHE, E. (1999): Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone auf verschiedenen Skalen. Dissertation, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Heft 64
- ZEHE, E. & G. SCHMALAND (2008): Untersuchungen zu Makroporen und präferentiellen Fließwegen im Weiherbachgebiet. In: PLATE, E.J. & E. ZEHE (2008): Hydrologie und Stoffdynamik kleiner Einzugsgebiete. Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung, Stuttgart
- ZIMMERMANN, L. (2007): Besonderheiten der Waldverdunstung. Beiträge zum Seminar „Verdunstung“ am 10. und 11. Oktober 2007 in Potsdam, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 21.07, Hennef

7. Glossar

Abflussbildung:

Abtrennung des Gebietsrückhalts, der sich aus Interzeption, Verdunstung, Infiltration, Schneeschmelze und Speicherung zusammensetzt, vom Gesamtniederschlag zur Bildung des abflusswirksamen Niederschlags (Effektivniederschlag).

Abflusskonzentration:

Die Transformation des abflusswirksamen Niederschlags [mm] in die Ganglinie des Direktabflusses [m³/s] in einem oberirdischen Einzugsgebiet.

Abflussscheitel:

Spitze einer Abflussganglinie.

Basisabfluss:

Grundwassergebürtiger Abfluss, der nicht unmittelbar von einem Niederschlagsereignis beeinflusst ist.

Blattflächenindex (LAI – „leaf area index“):

Verhältnis von Blattfläche zur darunter liegenden Bodenfläche: $LAI = A_{\text{Blatt}}/A_{\text{Boden}}$ (dimensionslos). Beeinflusst werden dadurch vor allem Interzeption und Transpiration.

Bordvoller Abfluss:

Fließzustand, bei dem das Wasser den gesamten Abflussquerschnitt ohne Überflutung der Vorländer eingenommen hat.

Dezentraler Hochwasserschutz:

Vielzahl kleinerer im Einzugsgebiet verteilter Maßnahmen, die den natürlichen Rückhalt des Gebietes fördern. Darunter sind unter anderem Renaturierungsmaßnahmen, Entsiegelungen, Kleinretentionen und Veränderungen der Landnutzungs- bzw. Bewirtschaftungsformen zu verstehen.

Dezentrale Kleinrückhalte:

In der Regel ungesteuerte Rückhaltebecken mit einem Retentionsvolumen von unter 50000 m³, die sich je nach Volumen, Füllung und Entleerung in Geländemulde, Feldabflussspeicher und dezentrale Rückhaltebecken untergliedern.

Drosselweite:

Durchmesser des Ausflussrohres aus einem Rückhaltebecken in mm.

Effektivniederschlag:

Abflusswirksamer Niederschlag, der nach Abtrennung des Gebietsrückhalts vom Gesamtniederschlag als Direktabfluss wirksam wird.

Eintrittswahrscheinlichkeit:

Wahrscheinlichkeit, dass ein bestimmter Hochwasserabfluss innerhalb eines bestimmten Zeitintervalls erreicht oder überschritten wird.

Einzellinearspeicher:

Fiktiver Speicher, bei dem der Ausfluss proportional zu dem in ihm gespeicherten Wasservolumen ist. Der Proportionalitätsfaktor wird dabei über die Speicherkonstante k definiert.

Einzugsgebiet (EZG):

In der Horizontalprojektion gemessene Fläche des Gebiets, aus dem der Niederschlag an einem Punkt zusammenfließt.

Entwässerbare Porosität:

Wassermenge, die der Boden gegen die Schwerkraft nicht halten kann und die in tiefere Bodenschichten bzw. in das Grundwasser versickert (perkoliert). Die Wasserspannung liegt in diesem Fall unter $pF = 1,8$ bzw. 60 hPa.

Evapotranspiration:

Gesamte Verdunstung, zum einen von freien Oberflächen (Evaporation) und auf Grund biologischer Prozesse der Vegetation (Transpiration).

Feldkapazität (FK):

Wassermenge, die ein natürlich gelagerter Boden maximal gegen die Schwerkraft halten kann. Sie entspricht in der Regel einer Wasserspannung zwischen $pF = 1,8$ (60 hPa) und 2,5 (300 hPa).

Grid:

Rasterdatei oder Matrix mit äquidistanter Gitterstruktur, die aus Zeilen und Spalten zusammengesetzt ist. In einer Grid-Datei kann jeweils eine Information für den entsprechenden Rasterpunkt definiert werden (z.B. Landnutzungscode, geographische Höhe).

Gütemaß:

Vergleich von beobachteten und simulierten Werten in absoluter oder relativer Form zur Einschätzung der Modellgenauigkeit.

Hygrometer:

Messgerät zur Bestimmung der Luftfeuchtigkeit.

Infiltrationsüberschuss:

Oberflächlich abfließender Niederschlag auf Grund der im Vergleich zur Infiltrationsrate höheren vorliegenden Niederschlagsintensität.

Interzeption:

Rückhalt von Niederschlägen auf Oberflächen (z.B. Vegetation), so dass der Niederschlag nicht infiltrieren oder zur Abflussbildung beitragen kann (Interzeptionsverlust). Der Interzeptionsspeicher wird durch Verdunstung (Evaporation) geleert.

Kolmation:

Verringerung der Durchlässigkeit infolge von Wechselwirkungen zwischen dem Boden (Grundwasser) und der darüber stehenden Wassersäule und den daraus resultierenden Einträgen von Sediment und Schwebstoffen.

Konservierende Bodenbearbeitung:

Bodenbearbeitungsverfahren in der Landwirtschaft, bei dem auf Pflugeinsatz verzichtet und mit spezieller Direktsä- und Grubbertechnik gearbeitet wird. Durch zusätzliches Verbleiben von Ernterückständen auf dem Feld sollen Erosionsprozesse verhindert werden.

Konventionelle Bodenbearbeitung:

Bodenbearbeitungsverfahren unter Nutzung herkömmlicher Pflugtechnik zum Wenden der oberen Bodenschicht (ca. 25 cm).

Luftkapazität:

Porenvolumen eines Bodens, das bei Feldkapazität mit Luft gefüllt ist.

Maßnahmenkonzept:

Kombination verschiedenartiger dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen in einem Einzugsgebiet.

Makroporen:

Nicht kapillare, gröbere Poren (Durchmesser über 0,5 mm), auch präferenzielle Fließwege genannt. Sie können beispielsweise durch Wurzeltätigkeiten, Bodenfauna oder Rissbildung bei sehr trockenen Böden entstehen.

Modellkalibrierung:

Eichung oder Anpassung eines Modells, damit es unter getroffenen Randbedingungen und Annahmen die im Felde gemessenen Werte wiedergibt. Die Qualität der Kalibrierung kann mit Hilfe von Gütemaßen ermittelt werden, welche aus der Abweichung simulierter Werte von den gemessenen Werten resultieren.

Modellvalidierung:

Überprüfung des kalibrierten Modells unter Nutzung von Messdaten, die nicht innerhalb der Kalibrierung verwendet wurden.

Natürlicher Rückhalt:

Baustein moderner Hochwasserschutzkonzepte: Erhöhung der natürlichen Retentionsfunktion des Einzugsgebiets beispielsweise durch Renaturierungen, dezentrale Kleinrückhalte, Änderungen der Landnutzungs- und Bewirtschaftungsform (dezentraler Hochwasserschutz).

Nutzbare Feldkapazität (nFK):

Pflanzenverfügbares Wasser im Boden, das zum einen vom Boden gegen die Schwerkraft gehalten werden kann und zum anderen nicht als Totwasseranteil für die Pflanzen unerreichbar ist, d.h. $nFK = FK - PWP$. Der Saugspannungsbereich liegt zwischen $pF = 1,8$ und $pF = 4,2$.

Oberflächenabfluss:

Auf Grund von Infiltrations- oder Sättigungsüberschuss oberflächlich abfließender Niederschlag.

Ombrometer:

Vorrichtung zur Messung des Niederschlags, der in einem bestimmten Zeitintervall gefallen ist.

Pedotransferfunktion (PTF):

Regressionsgleichungen oder Modelle, die eine rechnerische Abschätzung bodenphysikalischer Parameter (pF-Kurve, k_u -Funktion) auf Grundlage messbarer Bodenkenngrößen wie Korngrößenverteilung, Bodendichte und organische Anteile erlauben.

Permanenter Welkepunkt (PWP):

Auch Totwasser genannt, entspricht dem Wassergehalt eines Bodens, bei dem die meisten Pflanzen dem Porenraum im Boden kein Wasser mehr entziehen können und welken. Dieser liegt bei einer Wasserspannung von etwa 15000 hPa ($pF = 4,2$) vor.

pF-Kurve:

Wasserspannungskurve, die den Zusammenhang zwischen Füllungsgrad des Porenraums mit Wasser und der Bodenwasserspannung darstellt. Sie gibt Aufschluss über die Verteilung der Porengrößen sowie über die Menge an pflanzenverfügbarem Wasser im Boden.

Pyranometer:

Messgerät zur Erfassung der eintreffenden globalen Sonneneinstrahlung.

Regression:

Auswertungsverfahren zur Analyse der Beziehung zwischen zwei oder mehreren unabhängigen Variablen.

Retention:

Ausgleichende Wirkung auf den Abfluss in Fließgewässern (d.h. Scheitelabminderung und -verzögerung) durch wasserbauliche Maßnahmen.

Sättigungsüberschuss:

Abfluss von Flächen, deren Infiltrationskapazität auf Grund lang anhaltender Niederschläge und damit einhergehender Wassersättigung nahezu Null ist.

Schalensternanemometer:

Sensor zur Messung der horizontalen Windgeschwindigkeit über einen Schalenstern, der durch Windströmung in Rotation versetzt wird.

Scheitelabminderung:

Reduzierung der Hochwasserspitze i. d. R. auf Grund der Umsetzung einer Hochwasserschutzmaßnahme (Einheit in %).

Spezifisches Volumen (sV):

Verhältnis der Summe der Retentionsvolumina aller Rückhaltebecken in einem (Teil-)einzugsgebiet zur dazugehörigen Fläche (Einheit in mm).

Synergieeffekte:

Verschiedene (i. d. R. positive) Effekte, die für ganz unterschiedliche Bereiche (z.B. Landwirtschaft, Umweltschutz) aus einer zweckgebundenen Maßnahme (z.B. Hochwasserschutz) hervorgehen.

TDR-Sonde (Time-Domain-Reflectometry-Verfahren):

Methode zur Bodenfeuchtebestimmung, die auf der Geschwindigkeits- bzw. Laufzeitmessung einer elektromagnetischen Welle im Bodenkörper beruht.

Tensiometer:

Messgerät zur Erfassung der Saugspannung im Boden. Die Messung erfolgt über eine poröse Keramikkerze, welche wassergefüllt und luftdicht abgeschlossen ist.

Totalisator:

Niederschlagssammler mit Auffangfläche, Sammelgefäß und Ablasshahn.

Translation:

Fortbewegung des Wassers oder einer Welle.

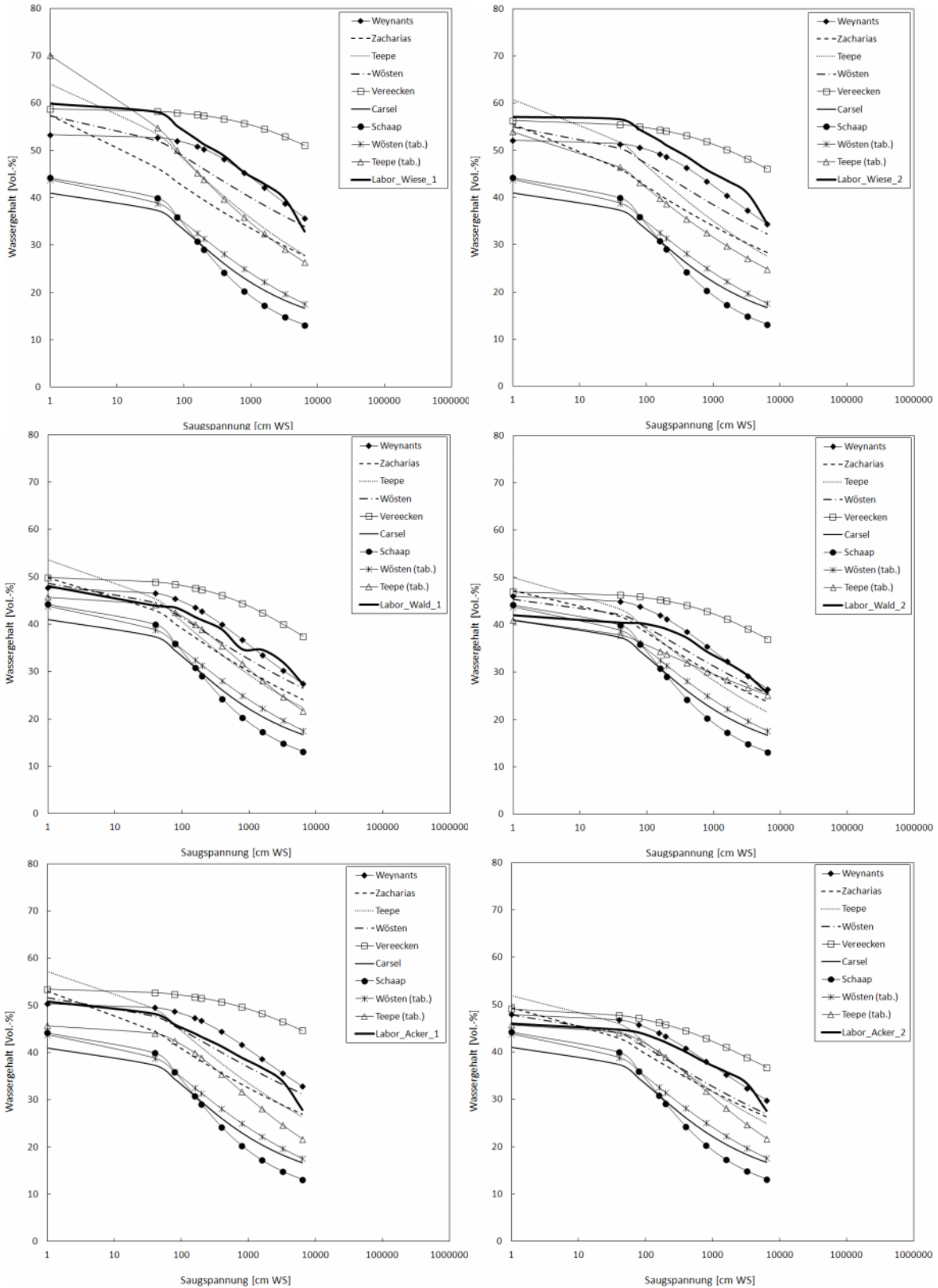
Vorland:

Landstrich zwischen Gewässer und Deich außerhalb des Gewässerbetts, kann durch eine Auenvegetation bewachsen sein.

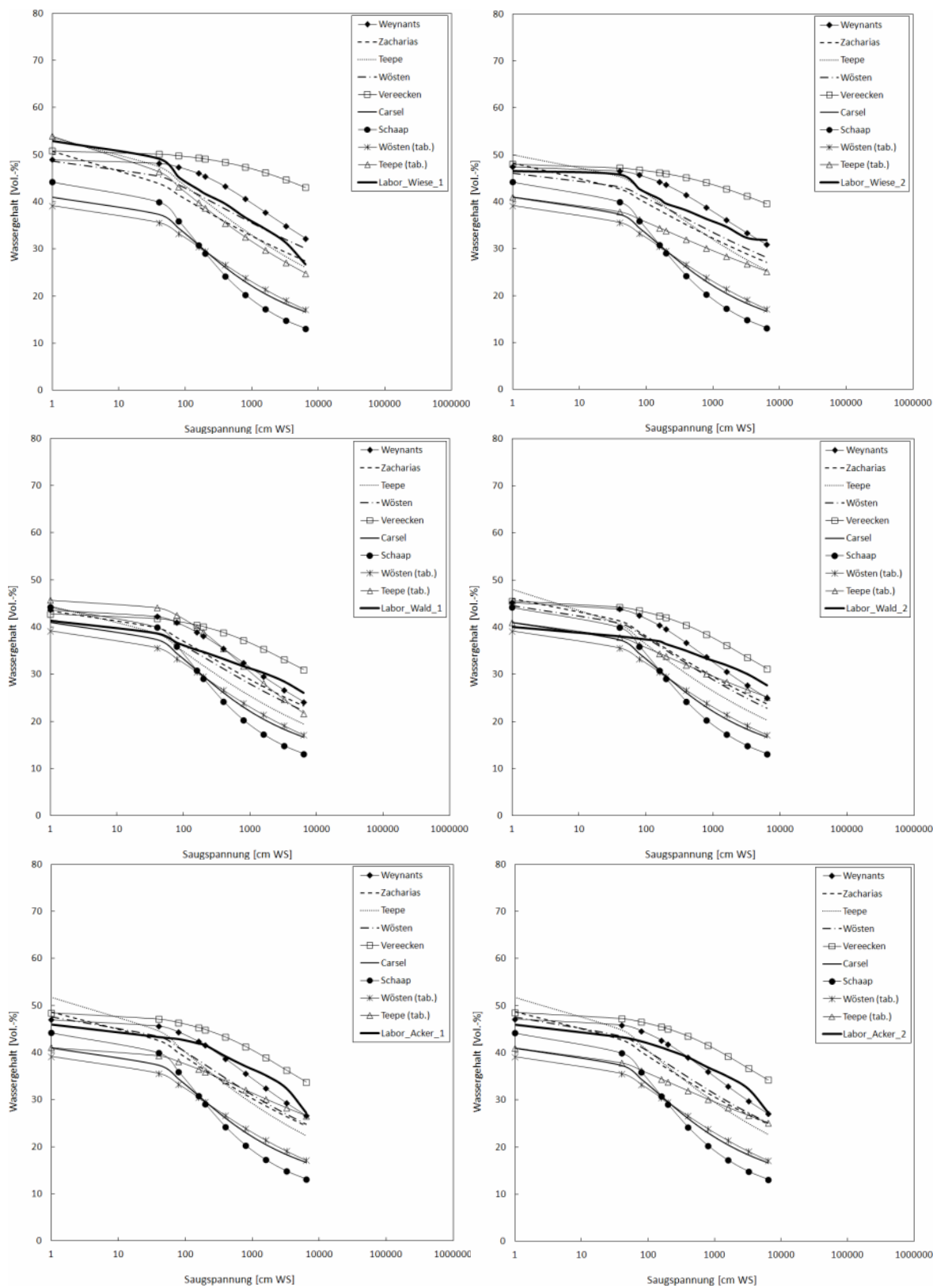
Anhang

A.1. Vergleich der im Labor bestimmten pF-Kurven mit den mittels PTF generierten

a) 10 cm:

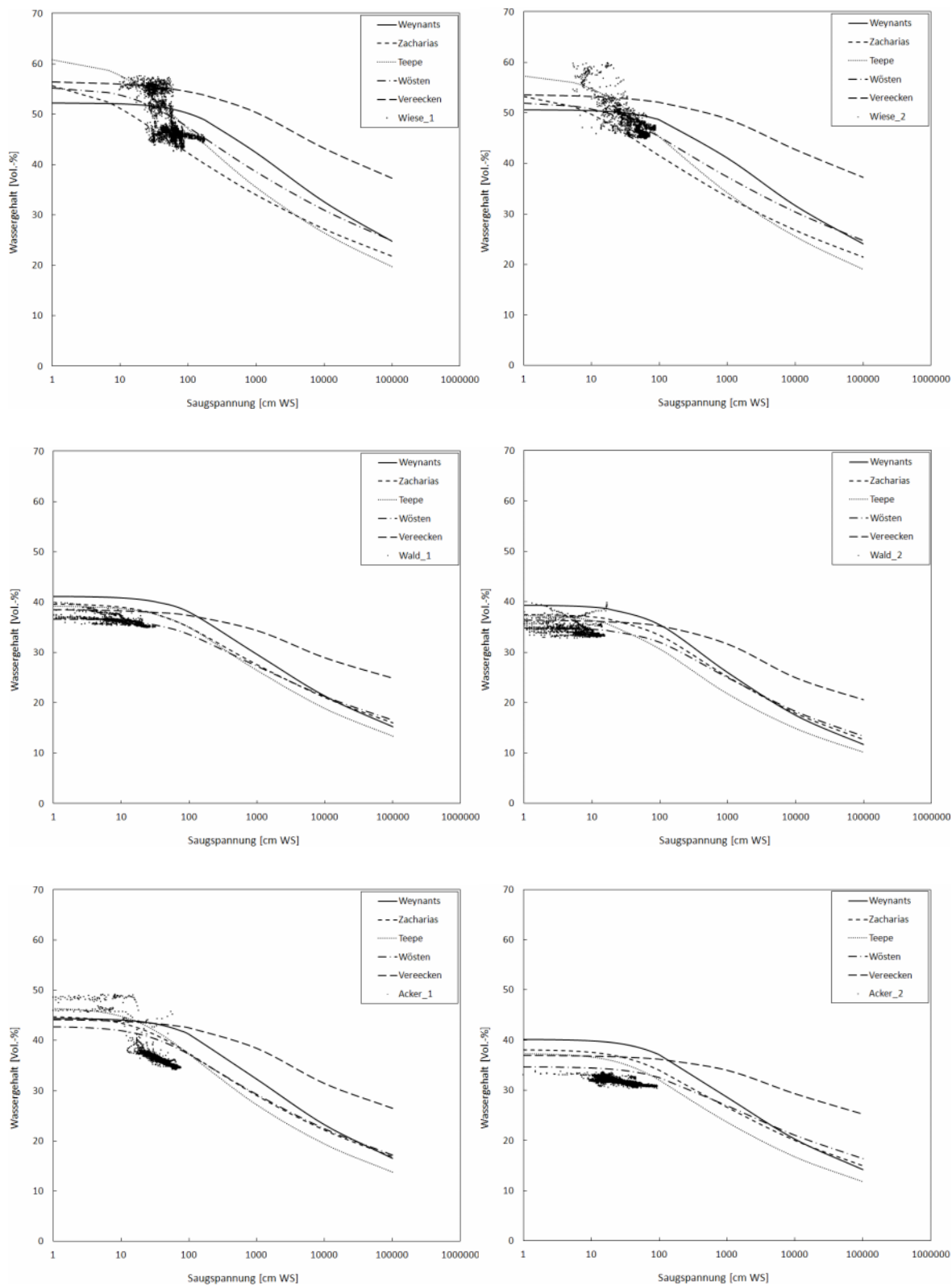


b) 30 cm:

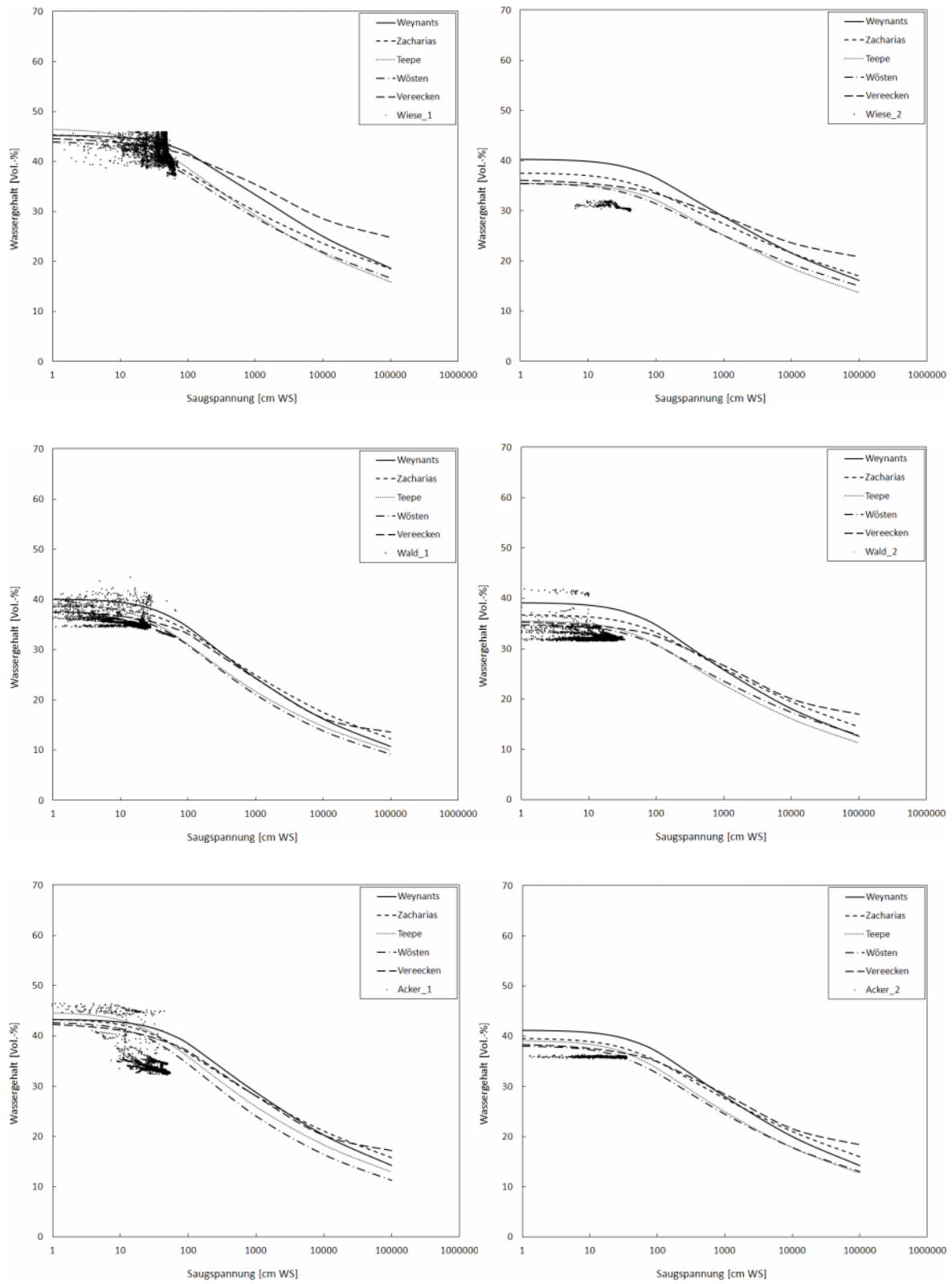


A.2. Vergleich der mit den PTF generierten pF-Kurven mit den im Feld gemessenen Daten

a) 30 cm:

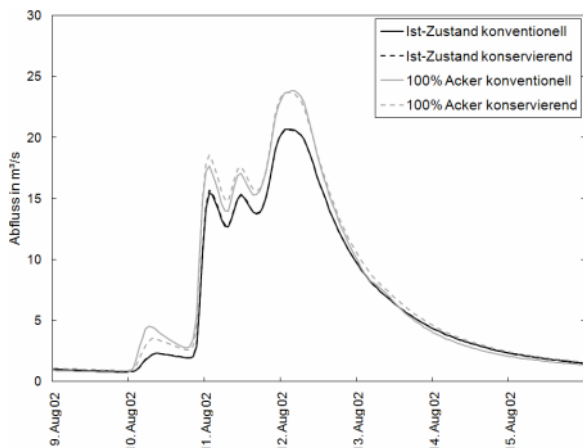


b) 60 cm:

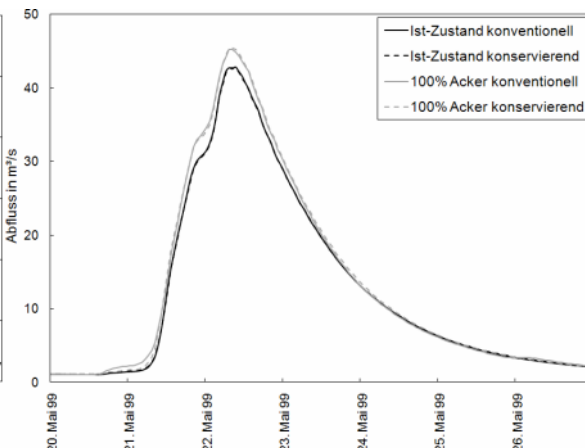


A.3. Modellierungsergebnisse zu Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen

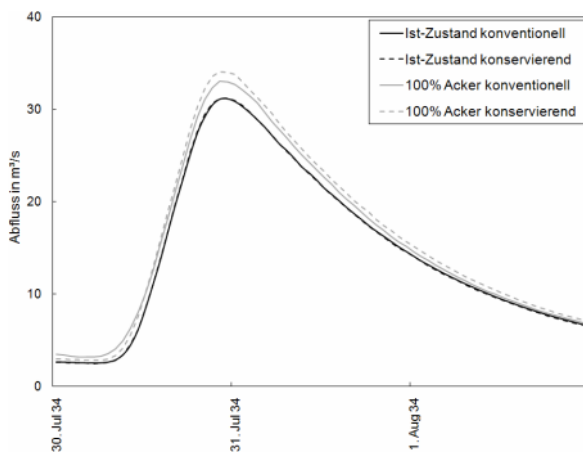
a) Konservierende Bodenbearbeitung



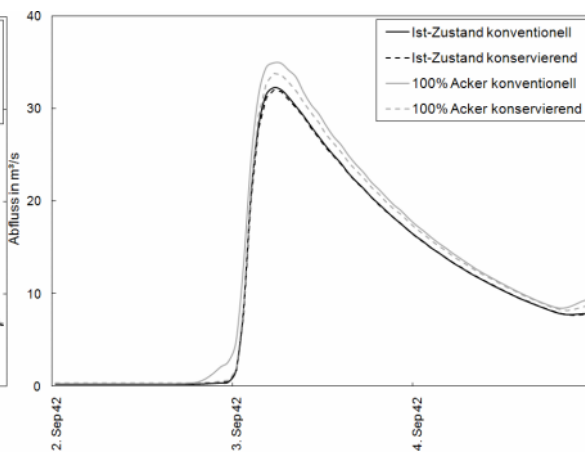
Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})



Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})

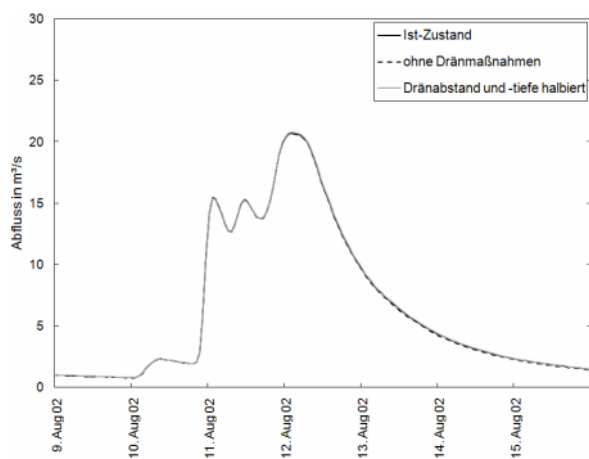


Szenario 1 (HQ_{50_k})

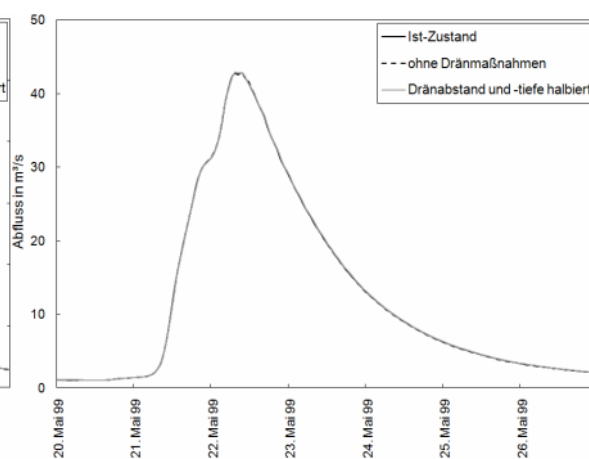


Szenario 2 (HQ_{60_k})

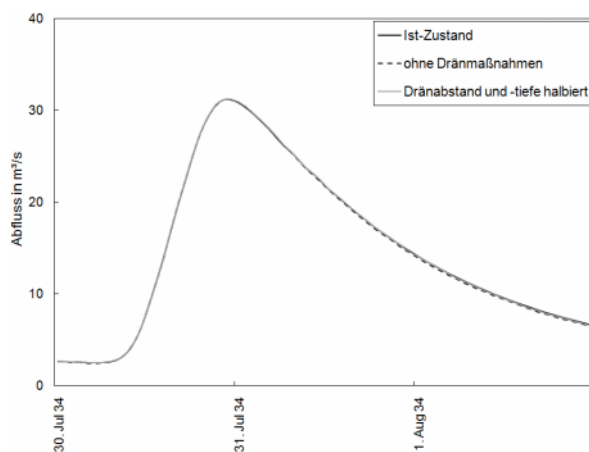
b) Dränmaßnahmen



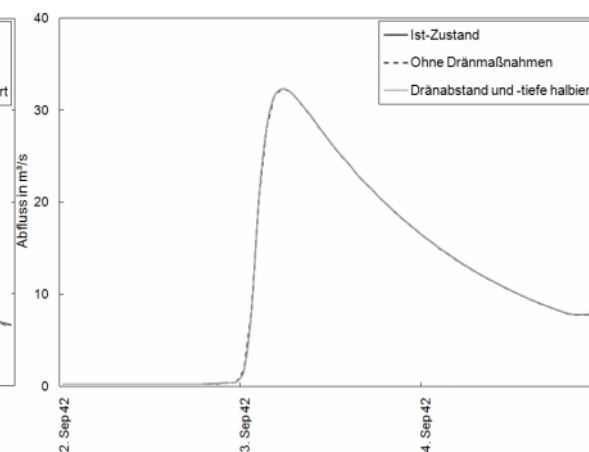
Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})



Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})

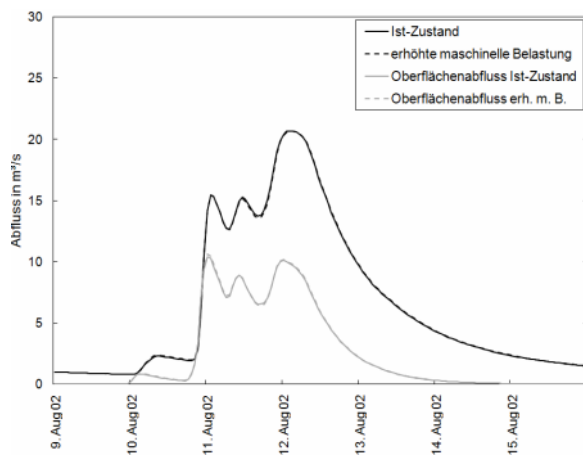


Szenario 1 (HQ_{50_k})

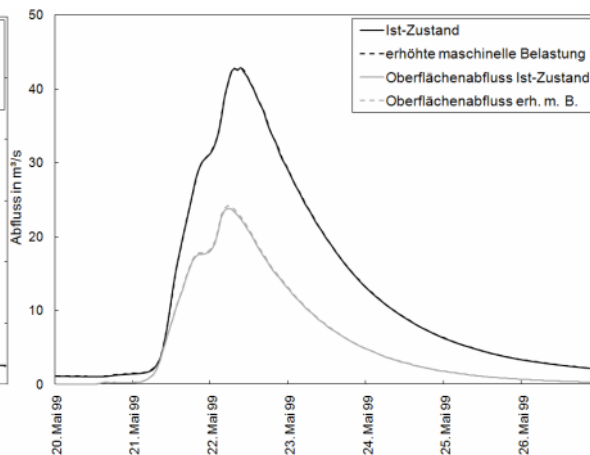


Szenario 2 (HQ_{60_k})

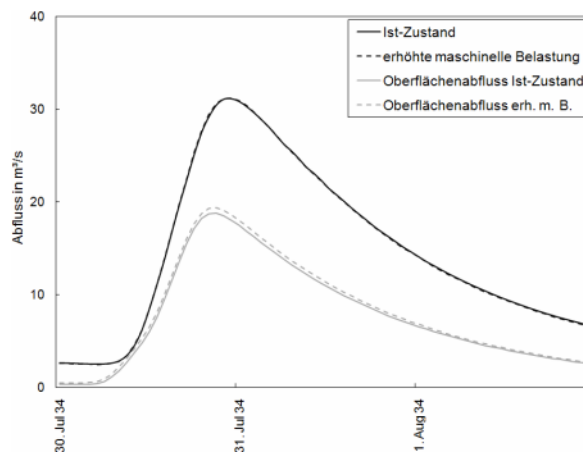
c) Erhöhte maschinelle Belastung auf Grünland



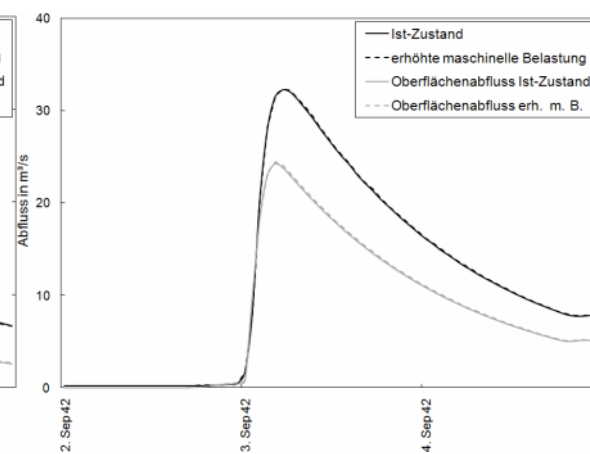
Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})



Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})

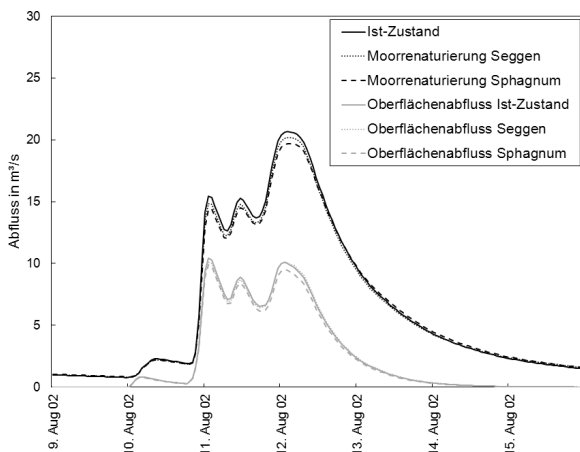


Szenario 1 (HQ_{50_k})

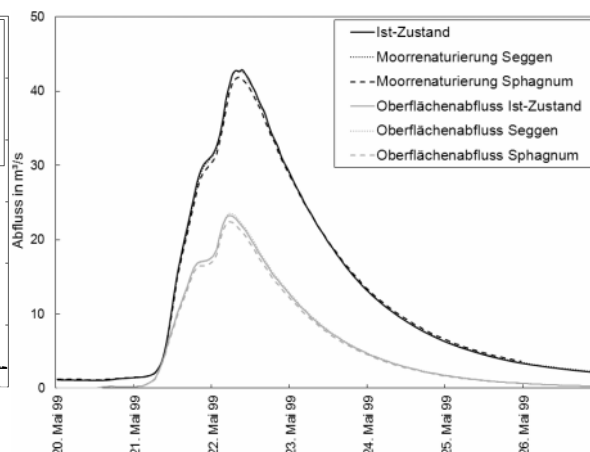


Szenario 2 (HQ_{60_k})

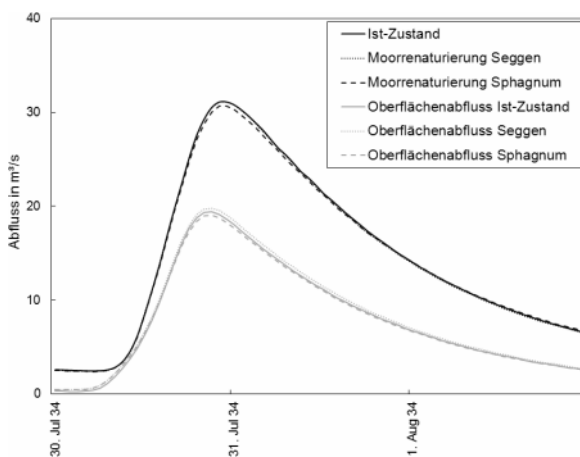
d) Renaturierung historischer Moorflächen



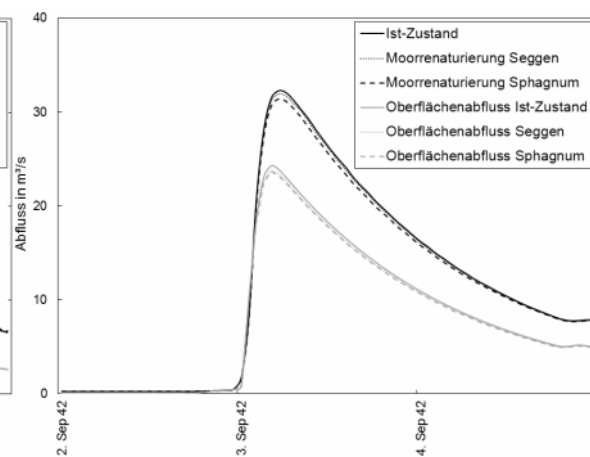
Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})



Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})

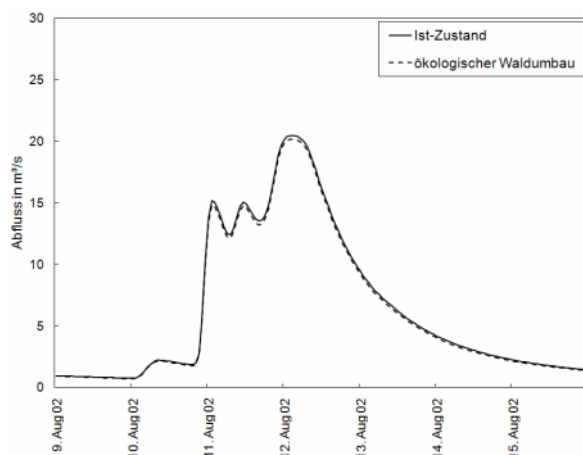


Szenario 1 (HQ_{50_k})

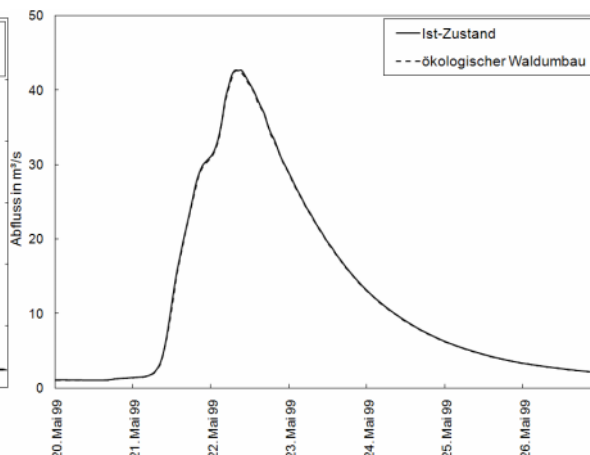


Szenario 2 (HQ_{60_k})

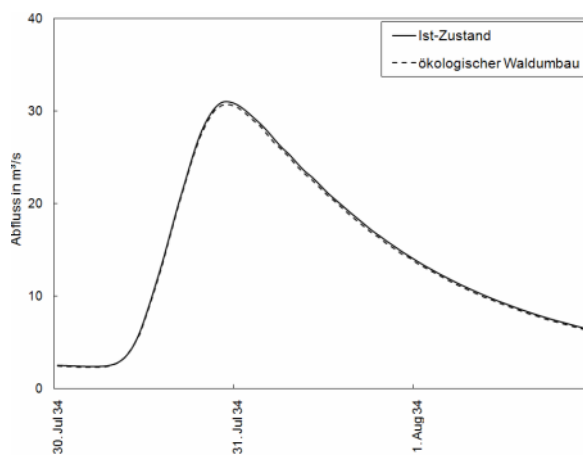
e) Ökologischer Waldumbau



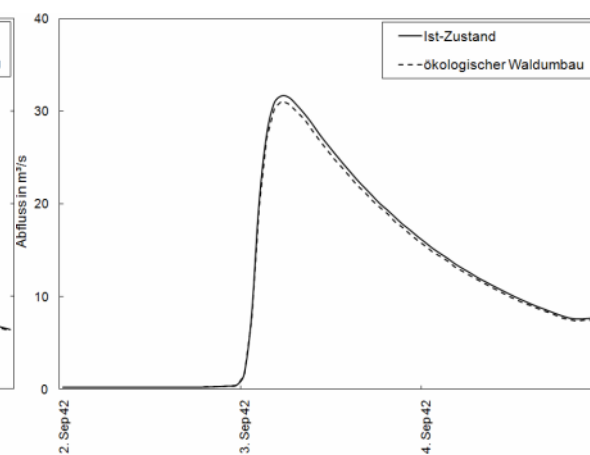
Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})



Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})



Szenario 1 (HQ_{50_k})

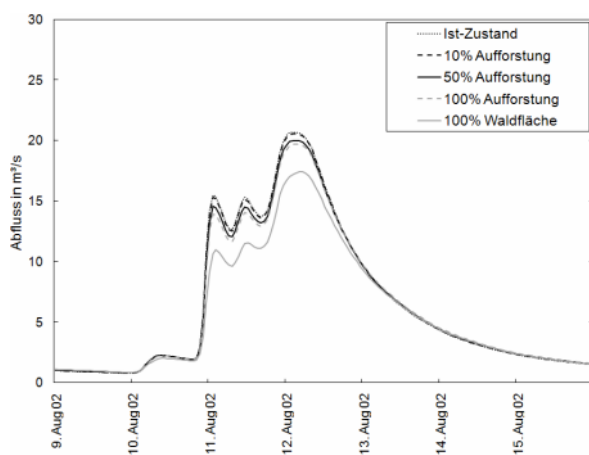


Szenario 2 (HQ_{60_k})

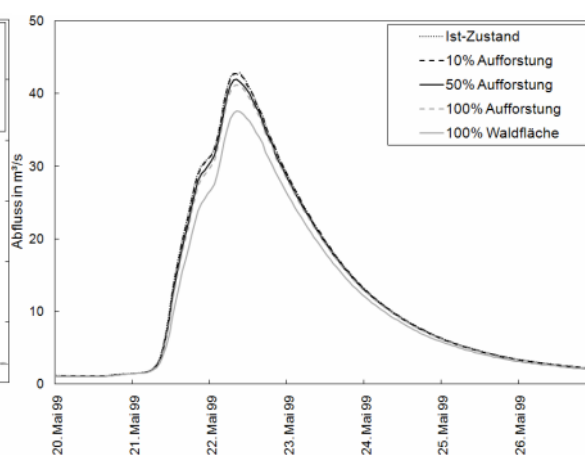
f) Aufforstungsszenarien

Anmerkung:

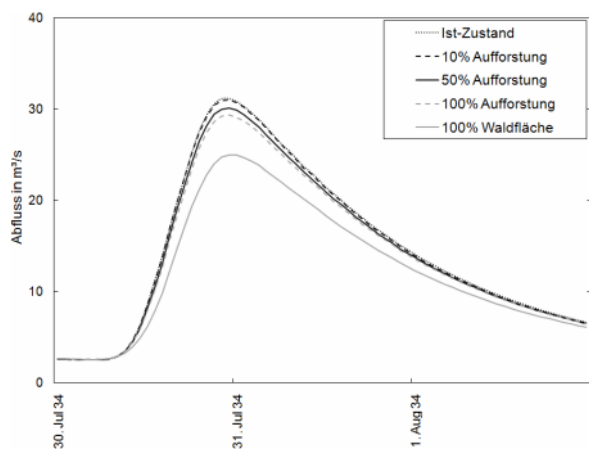
Die Aufforstung um 10 % - 100 % betrifft ausschließlich Grünlandstandorte, bei 100 % Waldfläche sind zusätzlich Acker- und Siedlungsflächen aufgeforstet.



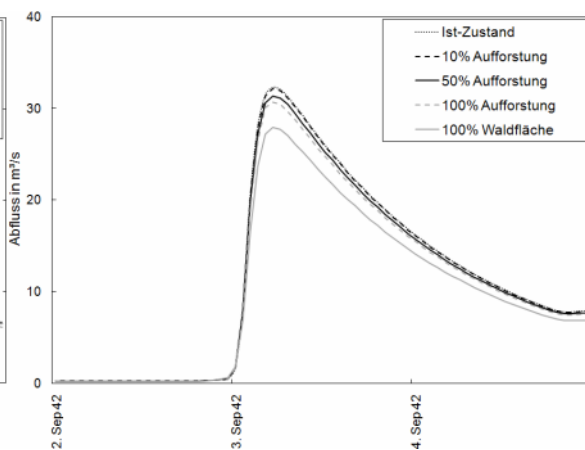
Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})



Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})



Szenario 1 (HQ_{50_k})

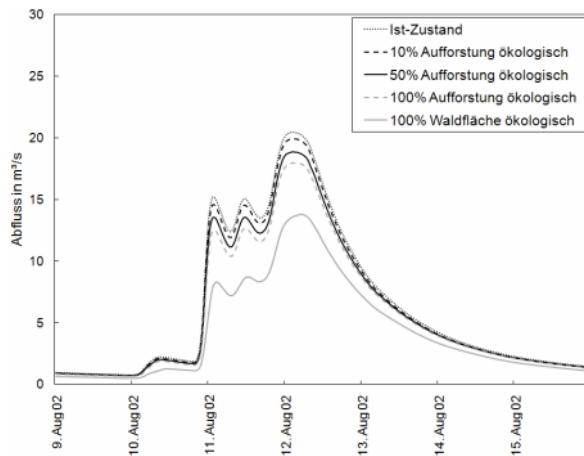


Szenario 2 (HQ_{60_k})

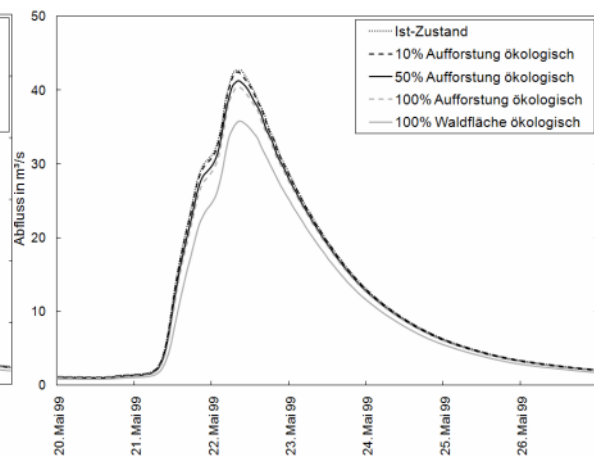
g) Aufforstungsszenarien – ökologisch

Anmerkung:

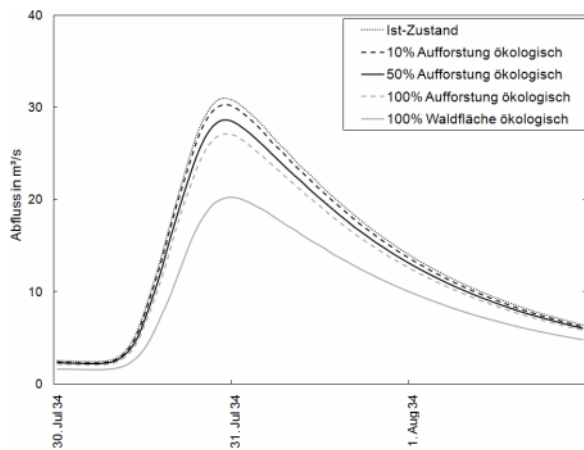
Die Aufforstung um 10 % - 100 % betrifft ausschließlich Grünlandstandorte, bei 100 % Waldfläche sind zusätzlich Acker- und Siedlungsflächen aufgeforstet.



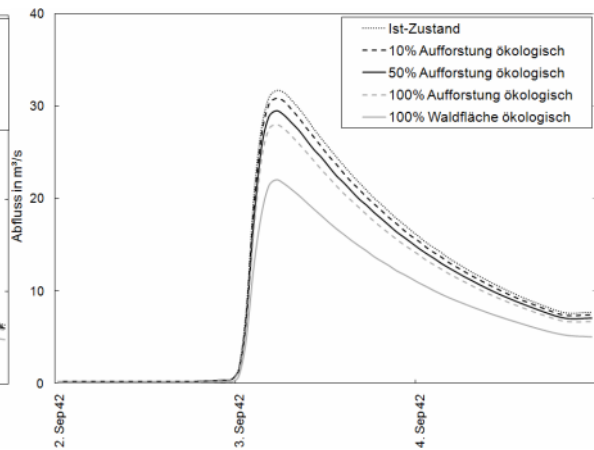
Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})



Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})

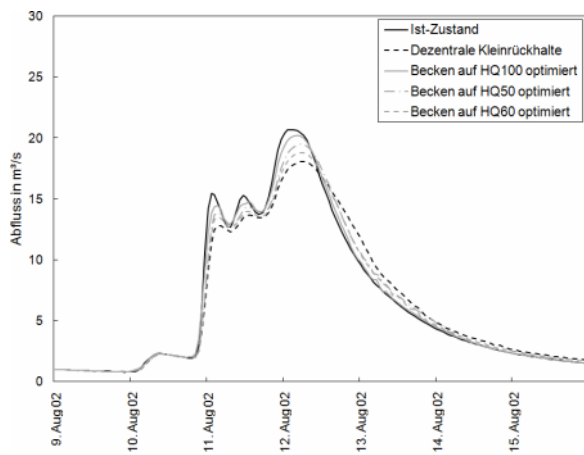
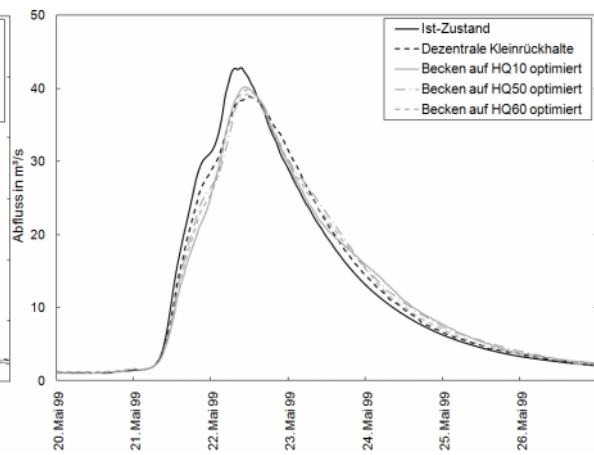
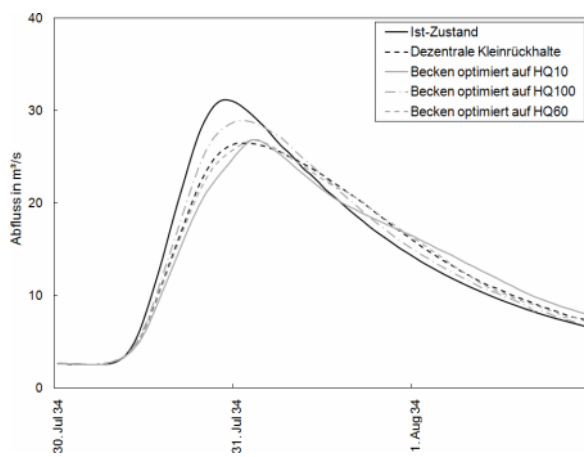
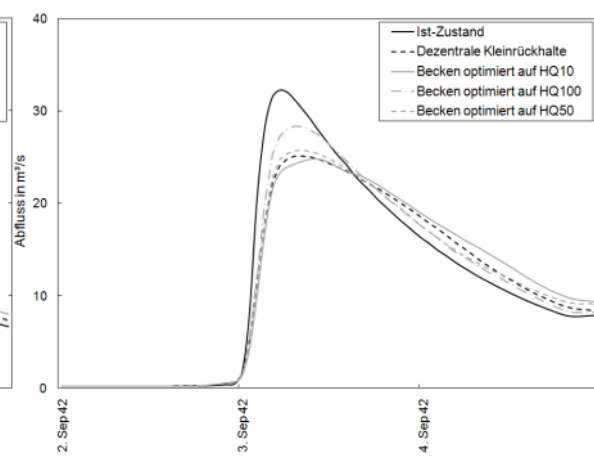


Szenario 1 (HQ_{50_k})



Szenario 2 (HQ_{60_k})

h) Dezentrale Kleinrückhalte

Augusthochwasser 2002 (HQ_{10_a})Pfingsthochwasser 1999 (HQ_{100_a})Szenario 1 (HQ_{50_k})Szenario 2 (HQ_{60_k})

ANGABEN IN DEN PFLICHTEXEMPLAREN
DER DISSERTATION

UNIVERSITÄT DER BUNDESWEHR
FAKULTÄT FÜR BAUINGENIEURWESEN UND
UMWELTWISSENSCHAFTEN

Thema der Dissertation: Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasser-
schutzmaßnahmen

Verfasser: Wolfgang Rieger

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr.-Ing. Jacoby

1. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. Disse

2. Berichterstatter: Prof. Dr. rer. nat. Gerold

3. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. Bronstert

Tag der Prüfung: 14. Mai 2012

Mit der Promotion erlangter

akademischer Grad: Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

Neubiberg, den 16. Mai 2012

