## Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

# Sarah Löwenthal Matrikelnummer 3301784

# Der Einfluss von Energiepflanzen auf den

# Wasser- und Stickstoffhaushalt



Masterarbeit unter der Betreuung von Prof. Dr. Markus Weiler und PD Dr. Christine Stumpp, Freiburg i. Br., Oktober 2017

# I. Inhaltsverzeichnis

II. Verzeichnisse der Abbildungen im Text	IV
III. Verzeichnisse der Tabellen im Text	VIII
IV. Verzeichnis der Abbildungen im Anhang	IX
V. Verzeichnis der Tabellen im Anhang	IX
VI. Danksagung	X
VII. Zusammenfassung	XI
VIII. Abstract	XII
1. EINLEITUNG	1
1.1 Kurzumtriebsplantagen	1
1.2 Stand der Forschung	2
1.2.1 Wasser- und Stoffkreisläufe unter Kurzumtriebsplantagen	2
1.2.3 Stabile Isotope im Bodenporenwasser	3
1.2.2 Nitrat im Bodenporenwasser	5
1.3 Zielsetzung	6
2. THEORETISCHE GRUNDLAGEN	8
2.1 Stabile Isotope im hydrologischen Kreislauf	8
2.1.1 Definition	8
2.1.2 Stabile Isotope im Niederschlag	8
2.1.3 Stabile Isotope im Bodenporenwasser	
2.2 Der terrestrische Stickstoffkreislauf	12
3. METHODEN	14
3.1 Standortbeschreibung	14
3.2 Probenahme	16
3.2.1 Bodenprofile	16
3.2.2 Saugkerzendaten	17
3.2.3 Wurzelprofil	
3.3 Laborarbeit	18
3 3 1 Isotopenmessung	18

	3.3.2 Nitratmessung	20
	3.3.3 Texturmessung	20
	3.4 Datenauswertung	21
	3.4.1 Korrektur der Messtiefen	21
	3.4.2 Bestimmung des volumetrischen Wassergehalts	21
	3.4.3 Berechnung der Nitratkonzentration im Bodenporenwasser	22
	3.4.4 Auswertung der Isotopenmessung	23
	3.5 Modellierung des Wasserhaushalts mittels SWIS	24
	3.5.1 Modellstruktur	24
	3.5.2 Input Parameter	25
	3.5.3 Modellanpassung und Schätzung der Parameter	27
	3.6 Modellierung des Nitrathaushalts mittels DAISY	28
	3.6.1 Modellstruktur	28
	3.6.2 Input Parameter	31
	3.6.3 Modellanpassung und Schätzung der Parameter	31
4.	ERGEBNISSE	33
	4.1 Porosität und volumetrische Wassergehalte der Bodenprofile	33
	4.2 Texturmessung und Wurzelprofil	34
	4.3 Isotopenmessungen	35
	4.3.2 Isotopensignal der Bodenprofile	35
	4.2.3 Isotopensignal der Saugkerzen im Vergleich	39
	4.4 Modellierung des Wasserhaushalts mit SWIS	41
	4.4.1 Gewählte Parametrisierung	41
	4.4.2 Vergleich der Modellsimulation und der Messdaten	41
	4.4.3 Sensitivitätsanalyse	45
	4.4.4 Simulierte Wasserbilanz	49
	4.5 Nitratmessungen	50
	4.5.1 Nitratgehalte der Bodenprofile	50
	4.5.2 Nitratgehalte der Saugkerzen im Vergleich	51
	4.6 Modellierung des Nitrathaushalts mit DAISY	52
	4.6.1 Gewählte Parametrisierung	52
	4.6.2 Vergleich der Modellsimulation und der Messdaten unter Gras	53

4.6.3 Vergleich der Modellsimulation und der Messdaten unter Salix	56
4.6.4Sensitivitätsanalyse	58
4.6.5 Simulierte Wasser- und Stickstoffbilanzen	63
5. DISKUSSION	68
5.1 Porosität und Volumetrische Wassergehalte der Bodenprofile	68
5.2 Texturmessung und Wurzelprofil	68
5.3 Isotopenmessung	70
5.3.1 Isotopensignal der Bodenprofile	70
5.3.2 Isotopensignal der Saugkerzen	71
5.4 Modellierung des Wasserhaushalts mit SWIS	71
5.4.1 Parameterunsicherheit	71
5.4.2 Wasserbilanz	72
5.5 Nitratmessung	73
5.5.1 Nitratgehalte der Bodenprofile	73
5.5.2 Nitratgehalte der Saugkerzen	74
5.6 Modellierung des Nitrathaushalts mit DAISY	76
5.6.1 Parameterunsicherheit	76
5.6.2 Nitratbilanz	77
6. FAZIT	79
7. LITERATURVERZEICHNIS	82
8. EHRENWÖRTLICHE ERKLÄRUNG	90
10. ANHANG	91
11. LISTE DER SYMBOLE UND ABKÜRZUNGEN	104

# II. Verzeichnisse der Abbildungen im Text

Abbildung 1: Konzeptmodell der Größen, die das Isotopensignal im Bodenporenwasser
beeinflussen. GWNB steht für Grundwasserneubildung. Rote Pluszeichen stehen für
Anreicherung, blaue Minuszeichen für Abreicherung schwerer Isotope durch Nicht-
Gleichgewichts-Fraktionierung. Leere grüne Kreise stehen für von Fraktionierung
unbeeinflusste Prozesse. Verändert nach Sprenger et al, 201611
Abbildung 2: Vereinfachte Darstellung des terrestrischen Stickstoffkreislaufes nach Stuart et
al, 2011. Stickstoffquellen werden durch blaue, Transformationsprozesse durch grüne
und Transportprozesse durch gestrichelte rote Pfeile dargestellt
Abbildung 3: Klimadiagramm der DWD Messstation am Flugplatz, Daten zu
Monatsmittelsummen des Niederschlags und mittlerer monatlichen Lufttemperatur
aggregiert nach DWD Climate Data Center (CDC), 05/201714
Abbildung 4: Hydrogeologische Karte innerhalb der Gemeindegrenzen der Stadt Freiburg i.
Brsg. Erstellt mittels QGIS nach Datengrundlage WABOA LUBW, 2012 16
Abbildung 5: Entnahme der Isotopen- und Nitratproben aus den 10cm Abschnitten. In grau
ist ein Abschnitt des Bodenprofils dargestellt. Verändert nach Löwenthal 29.03.2017 17
Abbildung 6: Platzierung der Saugkerzen am Flugplatz: Überblick der 3 Messpunkte in
Dreiecksformation (links) und Darstellung eines Messpunktes im Detail mit jeweils 3
bzw. am Standpunkt Wiese 4 Saugkerzen (rechts), Aufnahme Hannes Leistert,
Dezember 2015
Abbildung 7: Das Modell Daisy: Schematischer Überblick mit den Hauptkomponenten
Bioklima, Vegetation und Boden. SVAT steht für Soil Atmosphere Vegetation (Boden-
Atmosphäre-Pflanzen). Das Bioklimamodul simuliert die Interaktion zwischen Pflanze
und Atmosphäre, aus Hansen et al, 201229
Abbildung 8: Box Plots der TRD [g/cm³] und Bodenfeuchte [cm³/cm³] für den Standort
Salix/Wiese, erstellt aus allen drei Profilnahmen33
Abbildung 9: Veränderte Ausgabe der Pario Software: Eingezeichnet in hellblau-/schwarz
Salix 20-30 cm, dunkelblau/weiß Salix 30-40 cm. In dunkelrot/weiß ist der Grasstandort
von 30-40 cm dargestellt, in orange/schwarz Gras in einer Tiefe von 10-20 cm 34
Abbildung 10: Dual Isotope Plot der unter Wiese (W) und Salix (S) am 14.12.2015 (15),
23.03.2016 (16) und 29.03.2017 (17) gemessenen Isotope. Geplottet gegen die Global
Meteoric Water Line (GMWL) und die Lokal Meteoric Water Line (LMWL), die aus den
gemessenen Isotopen im Niederschlag bestimmt wurde36
Abbildung 11: $\delta$ 180 in ‰ über die Tiefe in cm der drei erhobenen Bodenprofile 2015, 2016
und 2017. Die Werte wurden über die Equilibrierungsmethode bestimmt, kalibriert und
nach Gralher, 2016 korrigiert37

Abbildung 42: Douterium souis IC Evens (Landwahr 2004) der drei erhabenen
Abbildung 12: Deuterium- sowie LC-Excess (Landwehr, 2004) der drei erhobenen
Bodenprofile 2015, 2016 und 2017
Abbildung 13: Dual Isotope Plot der unter Wiese und Salix installierten Saugkerzen.
Geplottet gegen die Global Meteoric Water Line (GMWL) und die Lokal Meteoric Water
Line (LMWL), die aus den gemessenen Isotopen im Niederschlag bestimmt wurde 39
<b>Abbildung 14:</b> δ18O Signal der Saugkerzen in verschiedenen Tiefen für Gras (1, dunkel und
hell grün nach Tiefe) und Salix (2 und 3, dunkelblau und grau) von Dezember 2015 bis
August 2016. Zusätzlich ist das Niederschlagsignal dargestellt
Abbildung 15: Zeitreihe des δ180 Signal der Saugkerzen, aufgeteilt nach Tiefen für den
Standort Gras und Salix. Dazu aufgetragen in rot, schwarz und cyan die Messwerte der
entsprechenden Profiltiefen am 23.03.2016 und 14.12.2015
Abbildung 16: Vergleich des aus Messdaten berechneten und mittels SWIS modellierten
volumetrischen Wassergehalts [cm³/cm³] der Bodenprofile im Dezember 2015 und März
2016 und 2017 unter Gras
Abbildung 17: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierten δ18O [%]
Bodenprofile im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Salix
Abbildung 18: Vergleich der Messdaten: und mittels SWIS modellierten δ180 [‰] Profile im
Dezember 2015 und März 2016 und 2017 für den Standort Gras (oben) und den
Standort Salix (unten) 44
Standort Salix (unten)
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe.
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt.
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt
Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt

Abbildung 23: Links: Mit unterschiedlichen T-Tiefen simulierte Isotopensignatur im
Vergleich mit den Messwerten der Saugkerzen unter Salix. Rechts KGE und R² in
Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlichem T 48
Abbildung 24: Mittels SWIS berechnete Kompartimente der Wasserbilanz für Salix (links)
und Gras (rechts). Die Abkürzungen N, T, I, E und D stehen für Niederschlag,
Transpiration, Interzeption, Evaporation und Drainage. Alle Angaben sind in %-Anteil am
Niederschlag über den gesamten modellierten Zeitraum (01.01.2010 bis
31.03.2017).Der gesamte Niederschlag beträgt 6258 mm
Abbildung 25: N-NO <sub>3</sub> Konzentrationen in mg/l des Bodenporenwassers der drei erhobenen
Profile (14.12.16, 23.03.16 und 29.03.17) am Standort Gras und Salix sowie der am
03.07.17 unter Salix entnommenen Zylinder-Bodenproben50
Abbildung 26: N-NO3 Konzentrationen [mg/l] des Bodenporenwassers der Profile am
14.12.15 und 23.03.16 sowie der durchgehend installierten Saugkerzen am Standort
Gras51
Abbildung 27: N-NO3 Konzentrationen [mg/l] des Bodenporenwassers der Profile vom
14.12.16, 23.03.16 sowie der dauerhaft installierten Saugkerzen unter Salix52
Abbildung 28: Vergleich des aus Messdaten berechneten und mittels DAISY (blaue,
durchgezogene Linie) und SWIS (graue, gestrichelte Linie) modellierten volumetrischen
Wassergehalts [cm³/cm³] der Bodenprofile im Dezember 2015 und März 2016 und 2017
unter Gras54
Abbildung 29: Vergleich der aus den Profilentnahmen berechneten Nitratkonzentrationen
(N-NO3) in mg/l und der mittels DAISY modellierten Konzentrationen in mg/l im
Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Gras55
Abbildung 30: In den Sammelproben der Saugkerzen gemessene und mittels SWIS
modellierte Nitratkonzentrationen als Nitrat Stickstoff in mg/l vom Dezember 2015 bis
zum Oktober 2016 für den Standort Gras. M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für
die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe
(71cm) angezeigt. Zur Ermittlung der Gütemaße wurden die Messwerte über die
einzelnen Saugkerzen gemittelt 56
Abbildung 31: Vergleich der aus den Profilentnahmen berechneten Nitratkonzentrationen
und der mittels DAISY modellierten Konzentrationen in mg N-NO3 / I im Dezember 2015
und März 2016 und 2017 unter Salix57
Abbildung 32: In den Sammelproben der Saugkerzen gemessene und mittels SWIS
modellierter Nitratkonzentrationen in mg N-NO3/ I vom Dezember 2015 bis zum Oktober
2016 für den Standort Salix. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden
Modelltiefe (60 cm) angezeigt. Zur Ermittlung der Gütemaße wurden die Messwerte über
die einzelnen Saugkerzen gemittelt58

Abbildung	<i>33:</i>	Links:	Simulierte	Nitrat	tkonzentra	tionen	am	Standort	Gras	mit
unterso	hiedlic	hen Dep	ositionswert	en im	Vergleich	zu dem	Mitte	elwert der	Saugke	rzen
(schwa	rze Qι	ıadrate) i	und den eir	zelnen	Saugkerz	zen. Re	chts: I	R² auf dei	r y-Achs	e in
Abhäng	gigkeit	der Mode	ellläufe mit g	leicher	Parametri	isierung	und u	nterschied	licher Te	extur
auf der	x-Achs	se								59
Abbildung	34:	Links:	Simulierte	Nitrat	tkonzentra	tionen	am	Standort	Gras	mit
unterso	hiedlic	hen C/N-	Verh. im Ve	ergleich	zu dem N	/littelwer	t der .	Saugkerze	n (schw	arze
Quadra	ite) und	d den ein	nzelnen Sau	gkerzei	n. Rechts:	R² auf	der y-	Achse in A	Abhängiç	gkeit
der Mo	dellläu	fe mit gle	eicher Parai	metrisie	erung und	unterso	chiedlic	cher Textu	ır auf de	∍r x-
Achse										59
Abbildung	<b>35</b> :	Links:	Simulierte	Nitrat	tkonzentra	tionen	am	Standort	Gras	mit
unterso	hiedlic	hen ange	enommenen	Humu	sgehalten	im obei	ren Ho	orizont im	Vergleic	h zu
dem M	littelwe	rt der Sa	ugkerzen (s	chwarz	ze Quadra	ite) und	den e	einzelnen	Saugker	zen.
Rechts	$R^2$	auf de	r y-Achse	in A	bhängigke	eit der	Mod	ellläufe r	nit glei	cher
Parame	etrisieru	ung und ι	ınterschiedli	cher Te	extur auf d	ler x-Ach	ıse			60
Abbildung	<b>36:</b> Li	nks: Sen	sitivitätsana	lyse de	er gewählt	ten Moa	lellstru	ktur in DA	VSY aut	f die
Simula	tionen	der Nitra	ntkonzentrati	onen ir	n mg N-N	103/1 an	n Star	ndort Salix	. Verglid	chen
werden	die St	trukturen	Maize-Crop	neu pa	arametrisie	ert (1), F	lardwo	ood perma	nent (2)	und
Affores	tation (	(3). Rech	ts: KGE und	d R² au	f der y-Ad	chse in A	Abhän	gigkeit dei	<sup>*</sup> Modelll	äufe
mit glei	cher P	arametris	ierung und ι	untersc	hiedlicher	Textur a	auf der	x- Achse.		61
Abbildung	<b>37:</b> Lir	ıks: Einflu	uss des N-no	on-leav	es Parame	eter (kur	z N n.	l.) auf die S	Simulatio	nen
der Niti	ratkonz	entration	en in mgN-l	VO3/1 a	am Stando	ort Salix.	Rech	nts: R² auf	der y-Ad	chse
in Abh	ängigk	eit der N	/lodellläufe	mit gle	icher Para	ametrisi	erung	und unte	rschiedli	cher
Textur	auf der	x- Achse	<del>)</del>							62
Abbildung	<b>38:</b> Lir	ıks: Einflu	uss des N pe	er LAI (I	N p. LAI) I	Paramet	er auf	die Model	lgüte dei	r auf
die Sim	ulation	en der N	itratkonzenti	rationer	n in mg N-	NO3/1 a	ım Sta	ndort Salix	k. Rechts	s: R²
auf de	r y-Acl	hse in A	bhängigkeit	der M	lodellläufe	mit gle	eicher	Parametri	sierung	und
			ır auf der x-							
Abbildung	<b>39</b> : M	ittels DAI	SY und SW	/IS sim	ulierte Wa	asserbila	nz an	Standort	Gras (li	nks)
und Sa	alix (re	chts). Nic	cht abgebild	let ist (	die Wasse	erspeich	eränd	erung des	Bodens	s. N
steht fü	ir Niea	lerschlag,	, aET für al	ktuelle	Evapotran	spiratio	n, Q f	ür Oberflä	chenabfl	uss,
			für Infiltratio			•				
bei DA	ISY W	'asser, da	as über Por	nding ü	ber dem l	Boden g	gehalte	en wird, a	kkumulie	rten
Schnee	und Ir	nterzeptic	n. Für SWIS	S besch	reibt das S	Surface	Water	die Interze	əption	63

Abbildung 40: Mittels DAISY berechnete Kompartimente der N-NO3 Boden Bilanz für Salix
(links) und Gras (rechts). Berechnet vom 01.09.2014 bis zum 31.03.2017.D steht für
Deposition, A für Aufnahme durch Pflanzen, AW für Auswaschung und Denitrif. Für
Denitrifikation. Die Nitrifikation beschreibt den Anteil des über Pflanzenkompartimente
und Wurzeln eingetragenen Stickstoffs, der zu Nitrat umgesetzt wurde. Die Bilanzierung
betrachtet den als Nitrat vorkommenden Stickstoff und nicht den gesamten Stickstoff 64
Abbildung 41: Mittels DAISY berechnete Monatssummen einzelner Kompartimente der N-
NO3 Boden Bilanz für Salix (blau) und Gras (grün). Berechnet vom 01.09.2014 bis zum
31.03.2017. Dargestellt sind die gesamte Menge an Stickstoff, die dem Boden als
organisches Material in Form von Pflanzenresten übergeben wird (AOM N), die
Bioinkorporation des gesamten Stickstoffs, die Wurzelabgabe von Stickstoff und die
Aufnahme von Nitratstickstoff durch die Vegetation65
Abbildung 42: Mittels DAISY berechnete Monatssummen einzelner Kompartimente der N-
NO3 Boden Bilanz für Salix (blau) und Gras (grün). Berechnet vom 01.09.2014 bis zum
31.03.2017. Dargestellt sind der Nitratstickstoffbodengehalt, die Nitrifikation, die
Denitrifikation und die Auswaschung von Nitratstickstoff
Abbildung 43: Vergleich der aus den Profilentnahmen berechneten Nitratfrachten in kg N-
NO3/ ha und der mittels DAISY modellierten Frachten zu den Profilentnahmen 2015,
2016 und 2017 unter Gras und Salix77
III. Verzeichnisse der Tabellen im Text
III TOLEGICIIII GOG GGI TGGGIGII III TOAC
Tabelle 1:    Isotopensignaturen der verwendeten Laborstandards.    19
Tabelle 2: Erhobene Wurzelprofile mit Anzahl der Wurzeln am Standort Gras und Salix am
Flugplatz, gemessen am 03.07.2017. DWI steht für Durchwurzelungsintensität, die in
Kategorien von W1 bis W6 nach AG Boden, 2005 eingeteilt sind35
Tabelle 3: Aus den Isotopenverhältnissen R180/160 der einzelnen Profile berechnete
Variationskoeffizienten (kurv CV)37
Tabelle 4: Modellparametrisierung für beide Standorte. Die Bodentextur Ls2 steht für einen
sandigen Lehm. Or ist der residuale, θs der gesättigte volumetrische Wassergehalt. A
und n sind Parameter zur Beschreibung der Retentionskurve41
Tabelle 5: Parametrisierung der finalen DAISY Modellläufe der Standorte Gras und Salix.
Der anfängliche organische C Pool beschreibt den Startwert für den im Boden
gespeicherten Kohlenstoff zu Anfang der Modellierung. Die maximale Wurzeltiefe ist

# IV. Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

Flugplatz. Die Nummerierung von 1 bis 3 steht für drei unterschiedliche
Berechnungsmethoden, die zur Darstellung der Messunschärfe eingezeichnet sind: 92
Anhang C: $\delta^2 H$ [‰] über die Tiefe [cm] der drei erhobenen Bodenprofile 2015, 2016 und
2017. Die Werte wurden über die Equilibrierungsmethode bestimmt, kalibriert und nach
Gralher, 2016 korrigiert93
Anhang D: Zeitreihe der $\delta^2$ H Isotope [‰] der Saugkerzen für den Standort Gras (1) und den
Standort Salix (2 und 3) von Dezember 2015 bis August 2016. Zusätzlich auf der
sekundären y-Achse sind die Messwerte des Niederschlags der naheliegenden Stationen
Fahnenbergplatz und teilweise Eichstetten dargestellt93
Anhang E. Deuterium- sowie LC-Excesse der Saugkerzen für den Standort Gras (1) und
den Standort Salix (2 und 3) von Dezember 2015 bis August 201694
Anhang F: Verwendete Inputzeitreihen des Niederschlags, der $\delta$ 180 Signatur des
Niederschlags sowie der Evaporation und Transpiration der SWIS Modelläufe für den
Standort Gras und Salix95
Anhang G. Gemessene und modellierte $\delta^2 H$ [%] Tiefenprofile der drei erhobenen
Bodenprofile 2015, 2016 und 2017 für den Standort Gras und Salix96
Anhang H. Simulierte und gemessene LC Excesse der drei Profilentnahmen 2016, 2016 und
2017 für den Standort Gras und Salix97
Anhang J: Verwendete und vorgegebene Parametrisierung des Pflanzenmoduls "Grass"
aus der DAISY Bibliothek zur Modellierung eines Grasstandorts98
Anhang K: Verwendete Parametrisierung des veränderten Afforestation Moduls nach dem in
Sample angegebenem Modul Afforestation
Anhang L: Vergleich des aus Messdaten berechneten und mittels DAISY (blaue,
durchgezogene Linie) und SWIS (graue, gestrichelte Linie)modellierten volumetrischen
Wassergehalts [cm³/cm³] der Bodenprofile unter Salix
Anhang M: Mittels DAISY simulierte gesamte Stickstoffbilanz für das Boden-Pflanze-
Atmosphäre-System für den Zeitraum 01.09.2014-31.03.2017. □S beschreibt die
Speicheränderung des jeweiligen Kompartiments103
V. Vorzeichnis der Tabellen im Anhang
V. Verzeichnis der Tabellen im Anhang
Anhang I: Tabellarische Zusammenfassung der mittels SWIS modellierten Kompartimente
der Wasserbilanz am Standort Gras und Salix
GOT VVGGGOTDITATIZ ATTI GLATIGOTE GTAS ATTA GAILA90

## VI. Danksagung

Bevor ich denjenigen danken kann, die mich während der Masterarbeit unterstützt haben, sollte ich mich bei denen bedanken, die mir den Weg bis dorthin ermöglicht haben: Deshalb ein großer Dank an meine Eltern und meine Familie, die mich auf jegliche Art durch mein gesamtes Studium hindurch unterstützt haben und es mir überhaupt ermöglicht haben, diese Masterarbeit zu schreiben. Ein großer Dank gilt Herrn Professor Dr. Markus Weiler und Dr. Christine Stumpp für die Betreuung meiner Masterarbeit. Besonders erkenntlich möchte ich mich bei Barbara Herbstritt und Hannes Leistert für die Unterstützung im Feld, Labor und während der Modellierung zeigen: Beide haben das Gelingen dieser Arbeit mit ermöglicht. Des Weiteren war die Zusammenarbeit mit der Fakultät für Biologie und Geobotanik eine große Hilfe: Danke an Dr. Tobias Gebauer, Clara Arranz und Prof. Dr. Michael Scherer-Lorenzen für das Bereitstellen von Informationen und Daten über den Untersuchungsstandort. Für das Gelingen der Modellierung mittels DAISY war die Korrespondenz mit Per Abrahamsen und dem Support Team von DAISY sehr entscheidend, auch dafür vielen Dank. Last but not least möchte ich mich noch bei allen Korrekturlesern bedanken.

## VII. Zusammenfassung

Kurzumtriebsplantagen (*KUP*) ermöglichen die Erzeugung von Biomasse über den Stockausschlag schnell nachwachsender Baumarten. Es ist nicht abschließend geklärt, wie sich Stickstoff- und Wasserhaushalt unter *KUP* im Vergleich zu verschiedenen anderen Landnutzungsformen verändern. Ziel dieser Arbeit war es, den Einfluss von *KUP* Flächen am Flugplatz in Freiburg auf die Wasser- und Stickstoffbilanz von Böden zu untersuchen und mit einer Grasreferenzfläche zu vergleichen. Dazu wurden Nitrat- und Isotopenproben analysiert. Weitergehend wurde eine Wasserbilanz mit dem Modell SWIS und eine Stickstoffbilanz mit dem Modell DAISY berechnet. Nicht zuletzt sollte die Messmethodik der Saugkerzen und Profilnahmen verglichen werden. Um eine breite Datenbasis zu erhalten, wurden zusätzlich eine Texturanalyse mit dem Pario Control und eine Wurzelprofilerhebung durchgeführt.

Es wurde ein sandig-lehmiger Schluff mit 34 % Sand, 57 % Schluff und 9 % Ton gemessen. Die Durchwurzelung war an beiden Standorten ähnlich. Unter Gras kam es zu einer stärkeren Abnahme der Wurzeln mit der Tiefe. In den Isotopenprofilen zeigte sich kein großer Unterschied zwischen beiden Standorten. Ein geringer Varianzkoeffizient deutete auf einen großen Einfluss von Durchmischungsprozessen und eine hohe Dispersivität hin. Die Messwerte der Saugkerzen bestätigten dies mit einem geringen Jahresgang der Isotopensignaturen. Beide Messmethoden lieferten vergleichbare Ergebnisse. Mittels SWIS konnte aufgezeigt werden, dass es unter den KUP zu deutlich mehr Transpiration und weniger Grundwasserneubildung kam. Diese wurde im Vergleich zu Gras um 12 % des Niederschlags verringert. Die gemessenen Nitratprofile zeigten 2015 und 2016 geringfügig höhere Konzentrationen unter KUP an. Nach der Ernte wurden unter den Weiden extrem hohe Nitratkonzentrationen bis zu 70 mg/l gemessen. In den Saugkerzen konnte ein deutlicher Jahresgang mit einem Peak im Frühjahr erkannt werden. Dieser war sehr heterogen in den Salix Saugkerzen, jedoch unter Salix deutlich höher als unter Gras. Teilweise unterscheiden sich die Messergebnisse von Profilen und Saugkerzen. Dies wurde auf eine Unschärfe der für Nitratbestimmung in den Bodenprofilen zugrundeliegenden Berechnung des volumetrischen Wassergehalts zurückgeführt. Über die Modellierung mit DAISY wurde unter den KUP seit der Anlage 17 kg/ha mehr Nitrat ausgewaschen. Zudem wurden auch mehr Stickoxide ausgestoßen. Die Ernte der KUP am Ende der Modellierung konnte nicht in die Modellierung integriert werden, da DAISY nur bedingt geeignet ist, um Weiden KUP zu simulieren. Insgesamt konnte ein deutlicher Einfluss der KUP auf den Wasser und Stickstoffhaushalt aufgezeigt werden. Den Einfluss der Ernte gilt es zukünftig unter verschiedenen Bedingungen weiter zu untersuchen.

Stichworte: Weiden-Kurzumtriebsplantagen, Isotopensignaturen Nitratkonzentrationen, Bodenprofile und Saugkerzen, Wasserhaushaltsmodellierung SWIS, Nitratmodellierung DAISY, PARIO Texturanalyse

## VIII. Abstract

Short rotation coppices (SRC) are one way to sustainably produce biomass with fast growing tree types. There are still open questions concerning the influence of SRC on the water and nitrogen balance in comparison with other land use forms. The aim of this thesis was to compare a willow SRC with an extensive grassland looking on the water and nitrogen balance in the soil. Therefore a database of nitrogen and isotope concentrations in the soil water was used and enlarged with another sampling of two soil cores. Furthermore the water and nitrogen budget was simulated with the models SWIS and DAISY. Also the different measurement techniques (suction cups and soil cores) where compared in their performance. A wide data base was guaranteed with an analysis of the soils texture with a Pario Control Meter and a root profile.

The average texture class measured with the Pario Control Meter was an sandy-loamy Silt with 34 % sand, 57 % silt and 9 % clay. The density of the roots was similar in both land use forms. At the grass side the root density decreased slightly faster with the soil depth. The profiles of the isotopic signals didn't show big differences between the two sides. Small coefficients of variations pointed on a big influence of lateral mixing in the profiles. The suction cup measurements confirmed these patterns with a small seasonal range of the isotopic signals. Both measurements showed comparable results. The simulated water balance revealed much more transpiration and 12 % less groundwater recharge under the SRC.

The measured nitrate concentrations where slightly higher under the SRC. After the harvest in March 2017 the concentrations under the SRC were extremely high. The suction cups showed a seasonal range with peaks of concentrations in spring. The concentrations in the suction cups where very heterogeneous under the SRC but always higher than under the grass side. Differences between the two measurement techniques occurred because of the inaccuracy of the calculated nitrate concentrations in the soil cores: The water content which was needed to calculate the concentrations was inaccurate because of an increasing stone content with depth. The simulations with DAISY revealed a 17 kg/ha higher leakage of nitrate in the groundwater. Also there were higher emissions of oxides of nitrogen. It was not possible to implement the harvest in March 2017 in the model set up, because DAISY's ability to simulated willows is limited. It became apparent that SRC have a main influence on the water and nitrogen balance and can lead to less groundwater recharge and a higher nitrate leakage. In the upcoming research the influence of harvest and management on nitrate leakage should be further investigated.

Keywords: Willow-SRC, isotopic signal in soils, nitrate concentrations, soils cores, suction cups, water balance, SWIS, nitrate balance, DAISY, Pario texture analysis

#### 1. EINLEITUNG

## 1.1 Kurzumtriebsplantagen

Kurzumtriebsplantagen (KUP) ermöglichen die Erzeugung von Biomasse zur Energieproduktion über den Stockausschlag schnell nachwachsender Baumarten wie Weide, Pappel oder Robinie. Die relativ neue Landnutzungsform wird derzeit auf Flächen angewandt, die nicht für intensive Nutzung und Nahrungsmittelproduktion geeignet sind. Dies sind beispielsweise marginale Ackerstandorte und ehemalige Brach- oder Restflächen. Oftmals werden KUP auch aufgrund der extensiven Nutzung und hohen Diversität als Rekultivierungsmaßnahme verwendet (Goodlass et al, 2007). Nach der EU-Rechtsverordnung werden KUP wegen der Erntezyklen/Rotationsperioden unterhalb derer einer Waldfläche zur landwirtschaftlichen Kultur gezählt (Hofmann, 2007). Für den Betrieb der Landnutzungsform sind mehrere Bedingungen zu beachten: Die angebauten Pflanzen müssen über schnelles Jugendwachstum verfügen, welches zu großen Massenleitungen in den ersten Jahren führt. Weiterhin ist sicherzustellen, dass die Versorgung mit den Hauptnährelementen wie Stickstoff, Phosphor und basischen Kationen (Kalium, Kalzium und Magnesium) ausreichend abgedeckt wird. Zudem muss ein relativ hoher Wasserbedarf gesichert werden. Dies ist laut Boelcke, 2006, ab einem Jahresniederschlag von 500 mm oder einem Niederschlag während der Vegetationsperiode von 300 mm ohne zusätzliche Bewässerung möglich.

Die Nutzung dieser erneuerbaren Energieressource hat den Vorteil, dass sie im Gegensatz zu fossilen Brennstoffen deutlich weniger klimaschädlich ist (Díaz-Pinés et al, 2017). Aufgrund der energieeffizienten und umweltfreundlichen Art Biomasse zu erzeugen, sind *KUP* eine priorisierte Option, um die Vorgaben der Europäischen Union zu erreichen. Diese sehen vor, den Anteil nachwachsender Rohstoffe für Energie zu erhöhen (Dimitrou et al, 2009). Betrug die Anbaufläche von *KUP* in Deutschland 2008 etwas weniger als *1500 ha* (Bajorat, 2008) so waren es im Jahre 2012 bereits *2,5 Millionen ha* (Strohm et al, 2012). Da *KUP* nur einen geringen Anteil der gesamten nachwachsenden Rohstoffflächen ausmachen, sieht der "Nationale Biomasseaktionsplan für Deutschland" vor, die Nutzungsflächen zu fördern. Dazu soll das Anlegen der Flächen erleichtert und die Forschung und Entwicklung gefördert werden (European Commission, Press Release Database, 2016). Durch die zunehmende flächenmäßige Bedeutung und die Förderung von staatlicher Seite gilt es, die Einflüsse von dieser Nutzungsform genauer zu quantifizieren.

Im Vergleich zu ackerbaulicher Nutzung wird die extensivierte Bodenbearbeitung unter *KUP* als vorteilhaft für die Böden angesehen (Strohm et al, 2012). Jedoch ist nicht abschließend geklärt, wie sich Nitratauswaschungen und Wasserhaushalt im Vergleich zu verschiedenen anderen Landnutzungsformen verändern. 2016 kam es zur Klage der Europäischen Kommission gegen Deutschlang wegen des Versäumnisses, die Gewässerverschmutzung mit Nitrat mittels strengerer Maßnahmen zu verringern.

#### 1. EINLEITUNG

Dies zeigt die Präsenz und Bedeutung der Bewertung von Wasser- und Nitratflüssen unter unterschiedlichen Landnutzungen (European Commission, Press Release Database, 2016). Die ungesättigte Zone agiert als Übergangsbereich zwischen Atmosphäre und Grundwasser. Veränderungen an dieser Zone können Einfluss auf die Grundwasserqualität und -neubildung haben. So wird die Auswaschung von landwirtschaftlichen Nutzungsflächen als einer der Hauptgründe für erhöhte Nitratkonzentrationen in Oberflächen- und Grundwässern weltweit gesehen (Di und Cameron, 2000). Die umweltrelevanten Auswirkungen von *KUP* wurden in mehreren wissenschaftlichen Arbeiten dargestellt. Dennoch besteht im Hinblick auf Nitratund Wasserhaushalt noch eine deutliche Forschungslücke, die im Folgenden herausgearbeitet wird.

## 1.2 Stand der Forschung

### 1.2.1 Wasser- und Stoffkreisläufe unter Kurzumtriebsplantagen

Die Auswirkungen von KUP auf Wasser- und Stoffkreisläufe wurden in mehreren Studien thematisiert. Lamersdorf und Schulte-Bisping, 2010, untersuchten die Auswirkungen auf die Funktion des Bodenwasserspeichers bei verschiedenen Standorteigenschaften (geographische Lage, Klima, Baumarten und Bodenverhältnissen). Bei der Modellierung der Wasserflüsse wurden in den Untersuchungsgebieten im Vergleich zu konventionellem Ackerbau signifikante Verringerungen der Sickerwasserrate und damit eine erniedrigte, in trockenen Jahren sogar erliegende Grundwasserneubildung festgestellt. Dies wird laut Lamersdorf und Schulte-Bisping, 2010, durch erhöhte Interzeption und Evapotranspiration bedingt. In Lamersdorf et al, 2010, wurden die negativen und positiven Aspekte der KUP auf die Bodenökologie aufgezeigt. Da in KUP relativ wenig Bodenbearbeitung vollzogen wird, können sich natürlichere chemische und physikalische Bodenstrukturen im Vergleich zu Ackerflächen einstellen. Beispielsweise kommt es durch die zunehmende Durchwurzelung und geringere Bearbeitung zu einer Aufweitung des Porensystems. Dies führt zu einer erhöhten Wasserspeicherfähigkeit der Böden und einer erhöhten Infiltrationskapazität. Durch die Infiltrationskapazität, erhöhte stärkere Durchwurzelung und längere Vegetationsbedeckung als bei Ackerflächen, kommt es zu verringerter Bodenerosion.

Negative Aspekte sind laut Lamersdorf et al, 2010, die in Abhängigkeit von der Schnitthäufigkeit mögliche Bodenverdichtung. Zudem ist die in Lamersdorf und Schulte-Bisping, 2010, bereits erwähnte niedrigere Grundwasserneubildung durch erhöhte Transpiration und Interzeption ein weiterer zu beachtender Faktor (Lamersdorf et al, 2010). Veränderte Wasser- und Stoffkreisläufe haben direkten Einfluss auf die Nitratkonzentrationen im Bodenporenwasser und damit auf die mögliche Auswaschung von Nitrat in Grundwasser oder Oberflächengewässer. Deshalb ist der Vergleich von Wasser- und Nitratflüssen im Bodenporenwasser unter verschiedenen Landnutzungen ein wichtiger Aspekt zur Abschätzung der Auswirkungen von *KUP*.

### 1.2.3 Stabile Isotope im Bodenporenwasser

Stabile Wasserisotope ( $\delta^{18}$ O und  $\delta^{2}$ H) werden als ideale natürliche Tracer weiträumig in der Einzugsgebietshydrologie eingesetzt um Wasserflüsse zu quantifizieren (Vitvar et al, 2005). Die Messung der stabilen Wasserisotope im Bodenporenwasser in verschiedenen Tiefen ist eine bewährte Methode zur Bestimmung der Wasserflüsse in der ungesättigten Zone (McDonnell, 1998, Sprenger et al, 2016). Die Cavity Ring-Down Spektroscopy (*CRDS*) hat sich dabei als kostengünstige und präzise Isotopenanalyse durchgesetzt. Mit dieser Methode wurden neue Möglichkeiten für robuste und sensitive Analysen mit größerer Probenanzahl geschaffen (Wheeler et al, 1998).

Es werden verschiedene Methoden zur Messung von Bodenporenwasser verwendet: Über Saugkerzen kann das Bodenwasser mit einem angelegten Unterdruck aus dem Boden direkt entzogen und gemessen werden. Indirekt kann das Bodenporenwasser gewonnen werden, indem es auf verschiedene Arten extrahiert wird: Die häufigsten Extraktionsvarianten sind azeotrope Destillation (Reversz und Wood, 1990), Zentrifugation (Stoll et al, 2014), mechanischer Druck (Manheim, 1966), kyrogene Vakuumextraktion (Araguas-Araguas, 1995) und die Equilibrierungsmethode (Wassenaar, 2008). In einem Vergleich der verschiedenen Methoden in über 14 verschiedenen Laboren, wurden große Unterschiede der gemessenen Isotopensignaturen zwischen den einzelnen Methoden festgestellt. Die Unterschiede wurden bei niedrigen Wassergehalten größer. Dabei war unvollständige Bodenwassergewinnung ein Hauptgrund für unterschiedliche Messergebnisse, die zu einer Korrelation der Isotopensignale mit der abschließenden Extraktionstemperatur führte (Walker et al, 1994). Oft verwendet werden die kyrogene Vakuum-Extraktion und die Equilibrierungsmethode (Koeniger et al., 2010, Wassenaar, 2008). Durch das Ansetzen eines Vakuums wird bei der kyrogenen Extraktion das Bodenwasser in der Dampfphase der Probe entzogen. Durch das Erhitzen der Probe und das gleichzeitige Abkühlen des Gefäßes, in welches das entzogene Gas übergeht, entsteht ein starker Dampfdruckgradient. Dadurch wird das Bodenwasser vollständig in der Gasphase in das abgekühlte Gefäß geleitet (Araguas-Araguas et al, 1995, Koeniger et al, 2010). Jedoch konnte festgestellt werden, dass über die kyrogene Extraktion eine deutlich abgereicherte Isotopensignatur festgestellt wurde (Sprenger et al, 2015b).

Die auch in dieser Arbeit verwendete Equilibrierungsmethode ist laut Wassenaar et al, 2008 besonders schnell und akkurat. Beide Wasserstoffisotopsignaturen können mit geringen benötigten Mengen und niedrigem Kostenaufwand gemessen werden. In einer geschlossenen und isothermen Probe wird direkt über die Equilibrierung des Porenwassers mit der Gasphase das Isotopensignal der Probe gemessen. Dazu wird die Bodenprobe in einem luftdichten Gefäß verschlossen und der Gasraum mit trockener Luft oder trockenem Stickstoff aufgefüllt.

#### 1. EINLEITUNG

Durch das Fehlen von Wasserdampf in der Gasphase der Probentüte entsteht ein hoher Dampfdruckgradient wodurch das Bodenporenwasser von Böden mit mindestens 5% Bodenwassergehalt innerhalb der 48-stündigen Equilibrierungsphase vollständig verdampft (Wassenaar, 2008). Über eine Injektionsmessung der Gasphase aus der Tütenprobe kann anschließend das Isotopensignal gemessen und über Standards kalibriert werden. Vorteil ist die minimal invasive Beprobung, welche sich durch einen relativ geringen Zeit- und Kostenaufwand auszeichnet (Scrimgeour et al, 1995).

Stumpp et al, 2012, verwendeten Bodenwasserproben aus Lysimetern, um mit einer abgeänderten Version von Hydrus1-D (Šimůnek et al, 2008) Bodenparameter in der ungesättigten Zone unter verschiedenen Landnutzungen zu ermitteln. Das numerische Modell zieht den ungesättigten Wasserfluss, die Wurzelwasseraufnahme, das Wurzelwachstum und den Wärme-und Stofftransport in die Berechnungen mit ein. Fraktionierungsprozesse und die Anreicherung schwererer Isotope in den oberen Horizonten durch Verdunstung werden vernachlässigt. So konnten Unterschiede im Wassergehalt und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit unter verschiedenen Landnutzungen in den oberen 25-30 cm der Böden festgestellt werden. Zudem konnten unterschiedliche Porositäten bei verschiedenen Düngearten ausgemacht werden. Im Frühling und in der Wachstumsphase traten die größten Unterschiede der Wasserflüsse auf. Dies zeigte, dass nicht-uniforme Infiltration während der Hauptphase von Schneeschmelze und Wurzelwasseraufnahme eine wichtige Rolle einnimmt (Stumpp et al, 2012).

Auch Sprenger et al, 2015 haben Fluss- und Transportparameter der ungesättigten Zone über die inverse Modellierung von stabilen Isotopen im Bodenporenwasser ermittelt. Dabei wurden Stichtagsbodenprofile genommen und die Isotopenkonzentrationen mittels der Equilibrierungsmethode analysiert. Die Modelle wurden nicht nur an hydrometrische Daten, sondern auch an unabhängige stabile Isotopensignaturen und weitere Optimierungsziele angepasst. Verglichen wurden drei Modelltypen: Der erste Modelltyp hatte als anzupassende Zielgröße die Isotopenkonzentration des Bodenporenwassers. Der zweite Modellaufbau bestand aus einer Kombination der ersten Zielgröße mit den Bodenfeuchtezeitreihen als weiterer Zielgröße. Die dritte Modellstrategie beinhaltete einen zweistufigen Aufbau, bei dem über die Bodenfeuchte die hydraulischen Parameter und über die Isotopensignaturen die Stofftransporteigenschaften bestimmt wurden.

Mit allen drei Modellvariationen konnten akzeptable Ergebnisse für Bodenprofile mit Isotopensignaturen in Kombination mit Texturdaten erzielt werden. Jedoch konnten mit den Isotopenkonzentrationen als alleiniger Zielgröße keine Parameterkombinationen gefunden werden, die die Bodenfeuchtedynamik treffend wiedergaben. Bei der Kombination beider Zielgrößen besteht ein Vorteil in der zusätzlichen Verwendung der Isotopenkonzentrationen für die Bestimmung von Wasserfluss und Wurzelwasseraufnahme. Dadurch kann die Realitätsnähe der Parameterkombinationen verbessert werden (Sprenger et al, 2015).

Es sind viele verschiedene Möglichkeiten zur Beprobung, Messung und Modellierung von Bodenporenwasserisotopenprofilen mit unterschiedlichen Vor- und Nachteilen existent. Um die Mess- und Modellierungsvorgänge zu optimieren sind noch weitere Vergleiche nötig. Neben den Wasserflüssen sind die Nitratkonzentrationen in der ungesättigten Zone ein weiterer wichtiger Faktor zur Bestimmung der Nitratauswaschung unter verschiedenen Landnutzungen.

### 1.2.2 Nitrat im Bodenporenwasser

Nitratauswaschungen treten besonders dann auf, wenn sich Stickstoff beispielsweise nach einer Düngung im Boden angereichert hat und eine starke Drainage durch Niederschläge oder Bewässerung im Boden stattfindet. Das größte Potential für Nitratauswaschungen haben Gemüseanbauflächen, gefolgt von gepflügten Grasflächen, Ackerflächen, beweideten Grasflächen, gemähten Grasflächen und Wald, als Fläche mit dem geringsten Potential für Nitratauswaschung (Di et al, 2002).

Unter *KUP* wird durch stärkeren Kontakt zwischen Wurzeln und Bodenwasser und eine effektive Nährstoffaufnahme der Wurzeln laut Lamersdorf et al, 2010, die Wasserqualität des versickernden Wassers im Vergleich zu Ackerflächen verbessert. Auch die Studie von Dimitriou et al, 2009, zeigte eine Verringerung der Nitratwerte im Bodensickerwasser und geringere Nährstoffauswaschungen in den späteren Aufwuchsjahren im Vergleich zu Ackerflächen. Jedoch konnten Lamersdorf et al, 2008b, kurzfristig erhöhte Nitratausträge von über 150 mg/l auf KUP in Norddeutschland infolge herbstlicher Bodenbearbeitungen feststellen. Diese fielen erst nach der Ausbildung der bodenbedeckenden Vegetation wieder auf Vergleichswerte zurück. Auffällig ist, dass KUP sehr häufig mit Ackerflächen, jedoch weniger mit Grasflächen verglichen werden. Im ersten der beiden Vergleiche werden die KUP aufgrund der hohen Nitratkonzentrationen in Ackerflächen und deren intensiver Bewirtschaftung häufig als eine Aufwertung des Standorts eingestuft. Jedoch könnte die Umwandlung von Grasland in KUP durchaus zu erhöhten Konzentrationen insbesondere beim Umbruch der Flächen oder der Ernte führen.

Aronsson und Bergström, 2001, untersuchten die Stickstoffaufnahme und Nitratauswaschung in Lysimetern mit Weiden in Abhängigkeit der Stickstoffzugabe, Bewässerung und des Bodentyps. Die Nitratauswaschungsraten waren im ersten Jahr nach der Bepflanzung relativ hoch, wurden aber im zweiten und dritten Jahr sehr gering bis vernachlässigbar. Aufgebracht wurden 110-224  $\frac{kg \, N}{ha * a}$  mit einer Bewässerung von 3-6 mm/ Tag. Die Ernte der Pflanzen nach der zweiten Wachstumsphase hatte keinen Einfluss auf die Auswaschungsraten. Die Auswaschung stand in einer starken Abhängigkeit von Bodentyp und Stickstoffaustragungsrate, wohingegen die Bewässerung nur einen geringen Effekt auf die Auswaschung hatte.

#### 1. EINLEITUNG

Aronsson und Berström, 2001, schlussfolgerten, dass eine Abwasserbehandlung mit Weiden als Vegetationsfilter bis zu 160-190~kg~N/ha ohne Auswaschungsverluste möglich wäre. Díaz-Pinés et al, 2017, untersuchten die Nitratauswaschung in einer KUP in Süddeutschland. Dazu wurden Feldproben und Modellansätze kombiniert. Die Auswaschung sowie die Boden-Atmosphäre Interaktion von Treibhausgasen wurden mit Landscape DNDC modelliert. Landscape DNDC ist eine modulare, prozessbasierte Modellplattform, die Kohlenstoff-Stickstoff und Wasserkreisläufe im Boden und in Pflanzen auf einzelnen Flächen bis zur regionalen Skala simuliert (Haas et al, 2013). Vier Jahre nach der Anlegung der KUP wurde durch das Ausbleiben bzw. die Reduktion der Düngung ein Rückgang der Nitratauswaschung von anfänglichen 15 auf 1.5 bis  $8~kg~\frac{kg~N}{ha*a}$  festgestellt. Dieser Rückgang wurde auch von Landscape DNDC dargestellt, jedoch wurden zu hohe Bodennitratkonzentrationen nach Regenfällen oder Düngungen simuliert. Insgesamt war das Modell nicht in der Lage gute Vorhersagen zu erzielen (Díaz-Pinés et al, 2017).

## 1.3 Zielsetzung

Im Zentrum dieser Masterarbeit steht die Untersuchung des Einflusses von Energiepflanzen in *KUP*. Verwendet werden Datensätze von Isotopen- und Nitratkonzentrationen im Bodenporenwasser am Experimentalstandort Flugplatz in Freiburg. Die Proben wurden im Zuge des Projekts BioChance (Auswirkungen der Bioökonomie auf Umwelt und Wasserkreislauf –Chancen und Risikominimierung) mit Saugkerzen und einzelnen Profilnahmen erhoben. Überprüft werden soll, welche Auswirkungen auf Nitratauswaschung und den Wasserhaushalt in der ungesättigten Zone auf die *KUP*-Anbauflächen zurückgeführt werden können. Besonders der Vergleich mit extensiven Standorten wie nicht gedüngten Grünflächen wurde in bisherigen Arbeiten nicht ausreichend behandelt, da vorrangig mit intensiv genutzten Ackerflächen verglichen wurde. Über den Jahresgang der Isotop- und Nitratkonzentrationen sollen Rückschlüsse auf veränderte Bodeneigenschaften und Stoffsowie Wasserhaushalt gezogen werden. Mit der Beprobung eines weiteren Bodenprofils auf der *KUP* und der Referenzfläche Wiese soll der bestehende Datensatz erweitert werden.

Die erste Arbeitshypothese "KUP beeinflussen die Wasserbilanz von Böden dahingehend, dass mehr Verdunstung und weniger Grundwasserneubildung als bei Grasreferenzflächen stattfindet" soll über die erhobenen Messdaten und ein Wasserbilanzmodell der ungesättigten Zone (SWIS) überprüft werden. Das physikalische Modell SWIS ermöglicht dabei Rückschlüsse auf die hydraulische Leitfähigkeit, die Porosität und die Evaporations- sowie Transpirationstiefe (*E-Tiefe* und *T-Tiefe*) in der ungesättigten Zone.

Die zweite Arbeitshypothese "Nitratauswaschungen sind unter KUP variabler als unter Grasreferenzflächen" hinterfragt die Nitratauswaschungen unter KUP Flächen, die von vorherigen wissenschaftlichen Artikeln lediglich mit Ackerflächen verglichen wurden. Hierbei treten die Fragen auf, ob dies auch auf den Vergleich mit Grasflächen zutrifft, und wie variabel die Auswaschungen bei Ernte oder Umbruch der Flächen sind. Um diese Hypothese zu behandeln werden die Nitratproben ausgewertet und die Tiefenprofile und Zeitreihen der Proben mittels DAISY modelliert.

In der dritten Arbeitshypothese wird die Frage gestellt, ob die Messungen mittels Bodenprofilnahmen und Saugkerzen trotz unterschiedlicher Methodik zur Gewinnung des Bodenporenwassers vergleichbar sind. Bislang wurden verschiedenste Mess- und Probenahme Methoden in verschiedenen wissenschaftlichen Arbeiten verwendet. Über die Gegenüberstellung der Saugkerzendaten und der Stichtags Beprobungen per Bodenprofil soll eine Aussage über die Vergleichbarkeit beider Methoden getroffen werden. Besonderes Merkmal dieser Arbeit ist, dass eine breite Datenbasis unterschiedlicher Methoden verwendet wird. Über die Vielzahl der Messungen kann so die Heterogenität der Böden besser berücksichtigt werden.

#### 2. THEORETISCHE GRUNDLAGEN

## 2.1 Stabile Isotope im hydrologischen Kreislauf

#### 2.1.1 Definition

Isotope eines Elements beschreiben Nuklide mit gleicher Ordnungszahl und verschiedener Massenzahl. Damit sind Isotope Atome desselben chemischen Elements mit identischer Protonen- und variierender Neutronenanzahl im Atomkern. Während radioaktive Isotope unter Abgabe von Strahlung zerfallen, unterliegen die stabilen Isotope keinem Abbau. Das Wassermolekül kommt in mehreren verschiedenen Isotopzusammensetzungen der beiden Wasserstoff- und des Sauerstoffatoms vor. In stabiler Form kann der Wasserstoff als Protium <sup>1</sup>H und als Deuterium <sup>2</sup>H, der Sauerstoff als <sup>16</sup>O, <sup>17</sup>O oder <sup>18</sup>O vorliegen. Isotope werden als leichter bezeichnet, wenn weniger Neutronen im Atomkern vorhanden sind. Aufgrund des geringen Vorkommens schwerer Isotope werden Isotopensignaturen in der Delta Notation (δ in ‰) angegeben. Diese Notation gibt Konzentrationen nicht als Absolutwerte sondern als Verhältnis des schwereren und seltenerem zum leichteren Isotop in Bezug auf einen Standard an und wird analog zu Formel 1 berechnet. Als Standard wird das von der International Atomic Energy Agency (*IAEA*) vorgegebene Vienna Standard Mean Ocean Water, kurz VSMOW, verwendet (Clark und Fritz, 1997):

$$\delta_{Probe} = \left(\frac{R (Probe) - R(VSMOW)}{R (VSMOW)}\right)$$
 [‰]

R (*Probe*) beschreibt das Verhältnis von  $^{18}$ O zu  $^{16}$ O für Sauerstoff und das Verhältnis von  $^{2}$ H zu  $^{1}$ H für Wasserstoff. R (*VSMOW*) berechnet sich für Deuterium und  $^{18}$ O nach Formel 2 nach Clark und Fritz, 1997:

$$R(VSMOW^{2}H) = (155.76 \pm 0.05) * 10^{-6}$$
 [-]  
 $R(VSMOW^{18}O) = (2005.5 \pm 0.45) * 10^{-6}$  [-] (2)

### 2.1.2 Stabile Isotope im Niederschlag

Das Meereswasser ist von zentraler Bedeutung, da darüber global gesehen die mengenmäßig bedeutendsten Niederschlagsmassen und damit auch das primäre Isotopensignal des Niederschlags entstehen. Bis diese Niederschläge in die ungesättigte Zone bzw. den Boden gelangen, unterliegen die Isotopensignaturen vielerlei Effekten (Mook, 2001). Die Fraktionierung ist eine der wichtigsten Einflussgrößen auf globale Isotopensignaturen und beschreibt die Änderung des Isotopensignals mit dem Phasenübergang des Wassers. Zu unterscheiden sind drei massenabhängige Fraktionierungsprozesse: Thermodynamische Prozesse im physikalischen oder chemischen Gleichgewicht (Gleichgewichtsfraktionierung), kinetische oder chemische Reaktionen und Fraktionierung durch Transport, wie beispielsweise Diffusion.

Für den hydrologischen Kreislauf ist besonders der thermodynamische Prozess der Verdunstung, der eine **nicht-Gleichgewichts-Fraktionierung** beschreibt, von Bedeutung: Leichte Isotope verdunsten schneller als schwerere Isotope. Dies führt zu einer Anreicherung der schweren Isotope im verbleibenden Wasser und zu einem leichteren Signal des entstehenden Wasserdampfs. Bei vollständiger Verdunstung eines Wasservolumens erhält der Wasserdampf wieder das identische Signal des ausgehenden Wasserpools und man spricht von **Gleichgewichts-Fraktionierung** (Mook, 2001).

Nachdem Wasserdampf gebildet wurde, fällt dieser je nach den unterschiedlichen atmosphärischen Bedingungen als Niederschlag aus. Hierbei kommt es zur Variation des Isotopensignals durch verschiedene Effekte (Clark und Fritz, 1997): Der Breiteneffekt beschreibt eine Abreicherung schwerer Isotope im Niederschlag mit wachsender geographischer Breite durch abnehmende Jahrestemperaturen. Durch die maximalen Temperaturen am Äquator treten dort die schwersten Niederschläge auf. Dies wird durch die **Temperaturabhängigkeit** der Niederschlagsisotopenkonzentration begründet. Ähnlich dem Breiteneffekt wird durch die Temperaturabhängigkeit der Höheneffekt hervorgerufen: Je höher gelegen ein Ort und desto kälter damit die Temperaturen, desto leichter die Isotope im Niederschlag. Ebenfalls durch den Einfluss der Temperatur wird der Jahreszeiteneffekt hervorgerufen: Je nach Klima (ozeanisch/kontinental) ergeben sich verschieden starke Jahresamplituden der Isotopensignaturen: Winterniederschläge werden durch niedrigere Temperaturen bedeutend leichter als Sommerniederschläge. Durch diesen Effekt können Entstehungszeiten von Grundwasser abgeschätzt werden oder auch Infiltrationszeiten von Niederschlägen in Böden bestimmt werden. Ein weiterer Effekt, der Kontinentaleffekt, beschreibt die Anreicherung leichter Isotope im Niederschlag mit zunehmender Distanz zur Küste. Niederschläge, die über den Ozeanen gebildet werden, beginnen an den Küsten auszuregnen. Die schwereren Isotope regnen vor den leichteren aus und die Niederschläge werden mit zunehmendem Abstand zur Küste leichter.

Durch das Ausregnen schwerer Isotope vor leichteren Isotopen wird zudem der von Dansgaard, 1964, beschriebene Mengeneffekt begründet: Bei anhaltenden Niederschlägen kommt es mit der Zeit zunehmend zur Abreicherung der schwereren Isotope und die Niederschläge werden leichter. Dieser Effekt wird auch als Rayleigh Rainout-Effekt beschrieben (Mook, 2001). Auf globaler Ebene lassen sich die Isotope des Niederschlags durch die Global Meteoric Water Line (GMWL),die die Gleichgewichts-Fraktionierungsprozesse beschreibt, ausdrücken. Diese wurde von Craig, 1961, definiert und bildet die in Formel 3 dargestellte Regression zwischen  $\delta^{18}$ O und  $\delta^{2}$ H. Die *GMWL* wird hauptsächlich durch den zuvor beschriebenen Breiteneffekt und damit die Temperatur bedingt (Dansgaard, 1964). Der y-Achsenabschnitt bei 10 ‰ wird als Deuterium-Excess bezeichnet. Wird der Deuterium-Excess kleiner als der der GMWL oder sogar negativ, indiziert das eine nicht-Gleichgewichts-Fraktionierung durch beispielsweise Verdunstung.

#### 2. THEORETISCHE GRUNDLAGEN

Da Sauerstoff eine höhere atomare Masse als Deuterium hat wird das Sauerstoff Isotopen-Signal weniger durch nicht-Gleichgewichts-Fraktionierung angereichert und die Beziehung zwischen Deuterium und <sup>18</sup>O weicht von der *GMWL* um den Deuterium-Excess ab (Craig, 1961a).

$$\delta^2 H = 8 * \delta^{18} O + 10$$
 [%]

#### 2.1.3 Stabile Isotope im Bodenporenwasser

Im Boden werden die stabilen Isotope des Niederschlags als idealer, natürlicher Tracer verwendet, um die Fließwege in der ungesättigten Zone zu untersuchen. In Abbildung 1 sind die Prozesse, die die Isotopensignatur beeinflussen dargestellt. Während der Freiland- und der Bestandesniederschlag als Input für das Bodenporenwasser fungieren, treten verschiedene Output-Prozesse auf: Evaporation, Transpiration, Oberflächenabfluss, Versickerung, und Transportvorgänge im Boden.

Freilandniederschläge, Infiltration, Perkolation, Transpiration bzw. Pflanzenwasseraufnahme sind Wasserflüsse zwischen verschiedenen Wasserpools, die nicht durch Fraktionierung beeinflusst werden (grüner, leerer Kreis). Dahingegen sind die Evaporation und der Bestandesniederschlag Prozesse, die Phasenübergänge beinhalten und somit durch Nicht-Gleichgewichts-Fraktionierungsprozesse die Isotopensignatur anreichern (rotes Pluszeichen) oder abreichern (blaues Minuszeichen). Das Signal des Niederschlags wird im Interzeptionsspeicher der Blätter durch Mischungsprozesse verändert. Durch Vermengung mit gesättigtem Wasserdampf kann eine Abreicherung schwerer Isotope erfolgen. Durch Verdunstungsprozesse können schwere Isotope im Interzeptionsspeicher angereichert werden. Deshalb kann das Signal des Bestandes Niederschlag sehr stark variieren (Allen et al, 2014).

Jedoch sind die Einflüsse auf das Niederschlagssignal durch die Interzeption noch nicht vollständig untersucht (Sprenger et al, 2016). Die hydraulische Umverteilung beschreibt die Aufrechterhaltung der Wurzelwasseraufnahme während Trockenperioden durch einen hydraulischen Gradient entlang des Wurzelsystems, welcher das Bodenporenwasser passiv zu den Wurzeln bewegt. Um diese Einflussgröße zu quantifizieren bedarf es jedoch der Messung des Matrixpotentials. Beispielsweise wurde für mediterrane Eichen festgestellt, dass die Eichen 17-81 % der transpirierten Wassermengen durch hydraulische Umverteilung erhielten (Sprenger et al, 2016). Die Perkolation und Dispersion des Bodenporenwassers mit der Bodentiefe können über den Vergleich der saisonalen Variation des Niederschlags- und des Bodenporenwassersignals quantifiziert werden. Durch die zunehmende Dispersion des Bodenporenwassers mit der Tiefe kommt es zur Verminderung der saisonalen Amplitude des Niederschlags im Bodenporenwasser. Das Verhältnis der Standardabweichung beider Signale (Niederschlag/Bodenporenwasser) variiert dabei je nach Bodentextur. Je feinstrukturierter Böden sind, desto höher ist die Dispersivität (Stumpp et al, 2012).

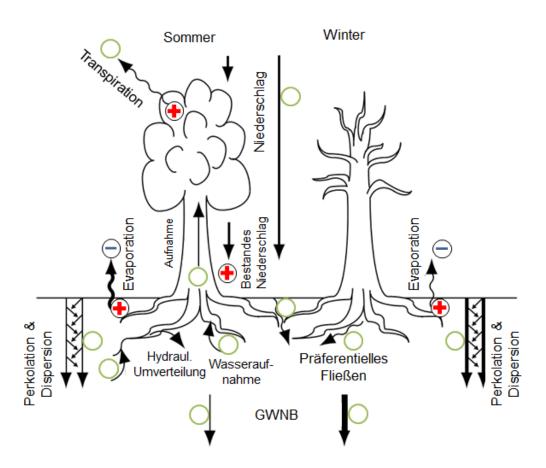


Abbildung 1: Konzeptmodell der Größen, die das Isotopensignal im Bodenporenwasser beeinflussen. GWNB steht für Grundwasserneubildung. Rote Pluszeichen stehen für Anreicherung, blaue Minuszeichen für Abreicherung schwerer Isotope durch Nicht-Gleichgewichts-Fraktionierung. Leere grüne Kreise stehen für von Fraktionierung unbeeinflusste Prozesse. Verändert nach Sprenger et al, 2016.

Kann die saisonale Variation des Niederschlagsignals im Bodenprofil nicht nachvollzogen werden, deutet dies auf präferentielles Fließen hin (Zhang et al, 2011). Jedoch führen präferentielle Fließwege auch zu sehr deutlich unterscheidbaren isotopischen Signalen im Vergleich zu den umgebenden Signalen im Bodenprofil. So können beispielsweise bei Schneeakkumulation an der Bodenoberfläche durch präferentielle Fließwege vereinzelt sehr leichte Signale in tieferen Abschnitten des Profils festgestellt werden. Jedoch sind diese Prozesse in präferentiellen Fließwegen auf Grund der Abhängigkeit der aktiven Fließwege von Niederschlagsmenge, Bodenfeuchte und Bodentextur sehr variabel (Orlowski et al., 2015, Sprenger et al, 2016). Da das isotopische Signal in Makroporen jedoch häufig unterschiedlich Niederschlagsinputsignal ist, wird davon dass vom ausgegangen, zu Durchmischungsprozessen zwischen Matrix und Makroporen kommt (Wenner et al, 1991, McDonnell, 1990). Durch die Einflussnahme der verschiedenen charakteristischen Bodeneigenschaften auf diese Prozesse fungieren Böden als Schlüsselelement im hydrologischen Kreislauf. Die Mengenverteilung des Wasserpools auf Infiltration, Perkolation, Bewegung im Porenvolumen, Verdunstung und Transpiration ändert sich je nach Bodenart und -textur.

#### 2. THEORETISCHE GRUNDLAGEN

Somit kann der Boden als entscheidende Schnittstelle betrachtet werden, an der das Wasser entweder wieder dem atmosphärischen Kreislauf zugeführt wird, oder aber über Tiefenversickerung zur Grundwasserneubildung beiträgt (Sprenger et al, 2016).

#### 2.2 Der terrestrische Stickstoffkreislauf

In Abbildung 2 sind die Prozesse des terrestrischen Stickstoffkreislaufes dargestellt. Der Boden ist das Kompartiment, in dem die zentralen Umsetzungs- und Transportprozesse von Stickstoff stattfinden. Stickstoff liegt mengenmäßig relevant zwar vor allem in der Atmosphäre als elementares  $N_2$  vor, jedoch ist  $N_2$  als inertes Gas kaum reaktiv. Stickstoff-Deposition kann aus der Atmosphäre über den Niederschlag oder in geringen Mengen in trockener Form durch beispielsweise Blitzschlag auftreten. Anthropogene Düngung ist hingegen ein Hauptinput des Stickstoffs in Böden (Goss et al, 2010).

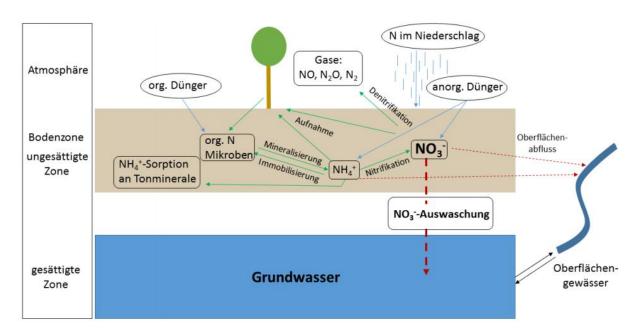


Abbildung 2: Vereinfachte Darstellung des terrestrischen Stickstoffkreislaufes nach Stuart et al, 2011. Stickstoffquellen werden durch blaue, Transformationsprozesse durch grüne und Transportprozesse durch gestrichelte rote Pfeile dargestellt.

Dünger kann in Form von Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) oder in Form von Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) aufgebracht werden. Neben der anthropogenen Einbringung kommt es auch zum Stickstoffeintrag in Böden durch Flora und Fauna in Form von abgestorbenem organischem Material. Im Boden setzen je nach Bedingungen verschiedene Umsetzungs- und Abbauvorgänge am eingetragenen Stickstoff ein: Organische Substanz wird über Mineralisierung zu Ammonium abgebaut. Ammonium wird bei der Nitrifikation unter aeroben Bedingungen durch Bakterien zu Nitrat umgewandelt. Treten anaerobe Bedingungen in beispielsweise sauerstofffreien Bodenhorizonten auf, kann es zur Denitrifikation durch verschiedene Bodenorganismen kommen (Goss et al, 2010).

Nitrat wird zu elementarem Stickstoff N<sub>2</sub>, Stickstoffmonoxid NO oder Lachgas N<sub>2</sub>O reduziert. Die Gase können dann über die Bodenluft zur Atmosphäre transportiert werden. Für die Denitrifizierung sind außerdem der Anteil an organischem Kohlenstoff bzw. anderer Elektronendonatoren entscheidend. Mikroorganismen und Pflanzen wiederum können Ammonium und Nitrat aufnehmen und somit Stickstoff in Bezug auf den Wasserkreislauf immobilisieren. Das negativ geladene Anion Nitrat ist leicht mit dem Bodenwasser auswaschbar und kann ins Grundwasser oder ins Oberflächengewässer ausgetragen werden. Je nach Grundwasserneubildungsrate und der hydraulischen Leitfähigkeit der jeweiligen Bodenart kann Nitrat unterschiedlich schnell abtransportiert werden. Dahingegen kann das Kation Ammonium mit positiver Ladung an Bodenpartikeln temporär immobilisiert werden (Faulstrich et al, 2015).

Tonpartikel und organisches Material sind als Kationenaustauscher in der Lage, Ammonium für gewisse Zeiträume zu adsorbieren. In geringen Mengen kann jedoch auch Ammonium ausgewaschen werden. Zusätzlich kann das Kation durch Volatilisierung vom Boden in die Atmosphäre transportiert werden. Die Umsetzungs- und Transportprozesse von Stickstoff werden maßgeblich durch die Bodenfeuchte beeinflusst, da diese die Aktivität der Bodenmikroorganismen und Pflanzen beeinflusst (Goss et al, 2010).

### 3. METHODEN

## 3.1 Standortbeschreibung

Der Experimentalstandort Flugplatz ist im Norden der Stadt Freiburg im Breisgau im sogenannten Wolfsbuck auf einer Höhe von 230 m NHN gelegen. Nördlich des Untersuchungsstandorts befindet sich eine ehemalige Mülldeponie mit anthropogenen Auffüllungen (Langer et al, 2006). Nach der Köppen Geiger Klimaklassifikation befindet sich der Standort in einem warmgemäßigtem Klimat, das immer feucht ist und sich durch warme Sommer auszeichnet. Laut Definition sind somit eine mittlere monatliche Temperatur des kältesten Monats zwischen 18 und -3 °C und des wärmsten Monats von über 22 °C zu erwarten (Kottek et al, 2006). Klimadaten sind durch die naheliegende Klimastation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) öffentlich zugänglich. Das in Abbildung 3 dargestellte Klimadiagramm wurde aus den qualitätsgesicherten Daten der Jahre 1981 bis 2001 erstellt. Es ist ein klarer Jahresgang von Temperatur und Niederschlag in typischer Form für humide Gebiete zu erkennen. Der niederschlagreichste Monat ist der Mai, der -ärmste Monat ist der Februar. Minimaltemperaturen der Monatsmitteltemperatur treten im Januar auf, Maximaltemperaturen im Juli und August (DWD Climate Data Center (CDC), 05/2017).

#### **DWD Messstation 1443**

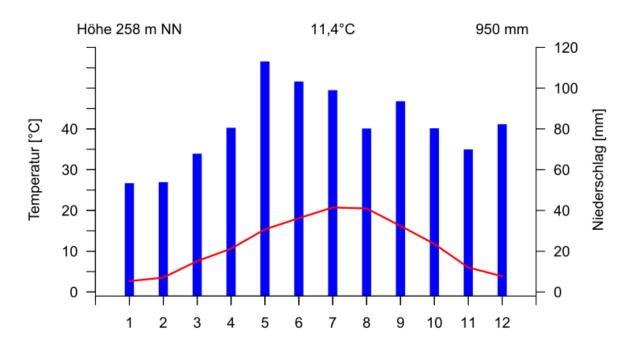


Abbildung 3: Klimadiagramm der DWD Messstation am Flugplatz. Daten zu Monatsmittelsummen des Niederschlags und mittlerer monatlichen Lufttemperatur aggregiert nach DWD Climate Data Center (CDC), 05/2017.

Geologisch betrachtet befindet sich der Standort am östlichen Rand des Oberrheingrabens, an dem die Hauptverwerfung entlang des Schwarzwaldrandes und durch Freiburg verläuft. Dadurch kommt es zu einem auffälligen geologischen Gegensatz zwischen Rheinebene und Schwarzwald. Die Schotter der Oberrheinebene grenzen in der bogenförmigen Freiburger Bucht direkt an das kristalline Grundgebirge des Schwarzwaldes an. Diese geologische Formation wurde während und im Anschluss an die hochglaziale Phase in der Würm-Eiszeit und Riß-Kaltzeit durch Windtransport von Feinmaterial von einer teilweise sehr mächtigen Lössdecke überlagert. Am Standort befinden sich laut dem Wasser-und-Boden-Atlas Baden-Württemberg (WABOA) dementsprechend jungquartäre Schotterflächen umgeben von holozänen Aufschüttungen und Auegewässern (LUBW, 2012). Laut dem Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) handelt es sich bei dem oberen Grundwasserleiter um die Neuenburg Formation. Dieser besteht aus überwiegend unverwitterten, meist groben Schottern, Kiesen, Steinen und Sanden, die in zwei Grob- und Feingroßzyklen unterteilt werden können. Der Grundwasserleiter befindet sich in einer Tiefe von etwa 5-6 m unter Geländeoberkante bis zu einer Tiefe von 8-12 m (LGRB, 2017). In Abbildung 4 ist die Hydrogeologie am Standort nach LUBW, 2012, dargestellt. Demnach besteht der oberste Grundwasserleiter übereinstimmend mit den Angaben des LGRB aus quartären und pliozänen Kiesen und Sanden des Oberrheingrabens (ORG).

Der Boden des Standorts wurde im Zuge des Projekts ECOLINK als Cambisol aus Lehm und quartären Kiesschottern beschrieben. Cambisole sind wenig entwickelte Böden, sowie Böden mit fortgeschrittener Bodenbildung, jedoch ohne die charakteristischen Merkmale der anderen Bodengruppen (Forest & Nature Lab, Ghent University, Belgien, 2011). Natürlich zu erwarten sind laut LUBW, 2012, Braunerden aus Schottern und Gleye bis Gleybraunerden aus sandig/lehmigen Hochflutsedimenten mit flacher bis mittlerer Gründigkeit. Die Bodentextur wurde im Zuge der Probennahme weiter untersucht (siehe Kapitel 3.3 und Kapitel 4.2). Bis zum Jahr 1945 wurde der Standpunkt als militärischer Übungsplatz mit Barracken genutzt. Seit 1945 war die Fläche unter extensiver Nutzung als Grasland mit weidenden Schafherden. Seit 2014 wird sie als Experimentalstandort für mehrere Forschungszwecke verwendet. Im hier untersuchten Abschnitt werden die Projekte BioChance und ECOLINK-Salix durchgeführt. 2014 wurden im Zuge des Projekts ECOLINK verschiedene Weidengenome in einem randomisierten Blockdesign gepflanzt. Die vier verschiedenen Genotypen der Salix Varianten sind `Tora` Svalöf-Weibull (SW) cultivar no. 91007 S. schwerinii x S. viminalis, **`Björn`** (SW 910006) S. schwerinii E. Wolf x S. viminalis L., **`Jorr`** (SW 880013 S. viminalis) und `Loden` (SW 890129 S. dasyclados). Insgesamt wurden 45 Plots auf 92,16 m² mit 6480 Salix sp. Pflanzen angelegt. Die Fläche wurde seit dem Umbruch nicht mehr mit Pestiziden oder Düngemitteln behandelt. Das Gras zwischen und außerhalb der Plots wird in regelmäßigen Abständen gemäht. Die KUP wurde am 10.03.2017 geerntet (Forest & Nature Lab, Ghent University, Belgien, 2011).

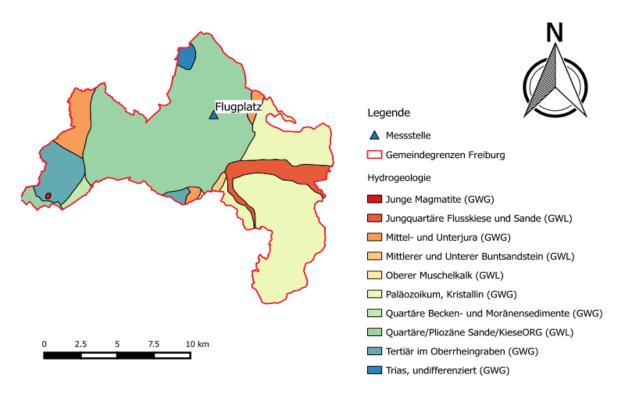


Abbildung 4: Hydrogeologische Karte innerhalb der Gemeindegrenzen der Stadt Freiburg i. Brsg. Erstellt mittels QGIS nach Datengrundlage WABOA LUBW, 2012.

#### 3.2 Probenahme

#### 3.2.1 Bodenprofile

Im Zuge des Projekts BioChance wurden am 14.12.2015 und am 23.03.2016 jeweils ein Bodenprofil am Standort Wiese und Salix genommen. Am 29.03.2017 wurden zwei weitere Bodenprofile erhoben. Am zweiten und dritten Probenahmetermin wurden die Profile möglichst nahe an den Orten der ersten Probenahme gelegt, zwischen beiden Profilen war jeweils eine Entfernung von ca. 10 m. Mittels Schlaghammer wurde an einem repräsentativen Standort ohne Randeinflüsse eine Rammkernsonde möglichst gradlinig in den Boden getrieben. Die Bohrkerne wurden in 10 cm Abschnitte aufgeteilt. Davon wurde jeweils die Hälfte als Teilprobe für die Isotopen- und Nitratmessung verwendet. In Abbildung 5 ist die Aufteilung eines Bohrkerns dargestellt. Die Nitratproben wurden in Gefrierbeuteln luftdicht verschlossen, direkt nach der Entnahme kühl gelagert und im Labor bei -18 °C eingefroren. Dadurch wird mikrobiologische Aktivität und damit eine Nitratumsetzung verhindert. Die Isotopenproben wurden in Metalltüten luftdicht verschlossen und bis zur Messung aufbewahrt. Über eine optische Bewertung und eine Fingerprobe nach bodenkundlicher Kartier Anleitung wurde die Bodentextur, sowie die Horizontierung ausgemacht (AG Boden, 2005). Größere Wurzeln und Steine wurden zusätzlich notiert. Dadurch sollten Informationen über die Durchwurzelungstiefe und Störungen der korrekten Volumenbestimmung durch vermehrtes Steinaufkommen gewonnen werden.



Abbildung 5: Entnahme der Isotopen- und Nitratproben aus den 10cm Abschnitten. In grau ist ein Abschnitt des Bodenprofils dargestellt. Verändert nach Löwenthal 29.03.2017.

## 3.2.2 Saugkerzendaten

Im Zeitraum vom 14.12.2015 bis zum 15.08.2016 wurden im Rahmen von BioChance vier Saugkerzen im Bereich Wiese und zwei Mal drei Saugkerzen im Bereich Salix betrieben (Entfernung jeweils ca. 10 m). In Abbildung 6 sind die Positionen der Saugkerzen dargestellt. Links im Bild sind an den Ecken des eingezeichneten Dreiecks die drei Messgruppen abgebildet. Rechts ist die Detailansicht einer der beiden Salix-Messgruppen zu erkennen. Die Proben wurden nach Messgruppe von 1 bis 3 nummeriert und mit Buchstaben von A bis D je nach Sonde beschriftet. Die Saugkerzen befanden sich in unterschiedlichen Tiefen. An der Messgruppe Wiese wurden die Proben A bis C ab 17.02.2016 zu einer Sammelflasche zusammengefügt, da die Messungen der Einzelflaschen sehr ähnliche Werte ergaben.



Abbildung 6: Platzierung der Saugkerzen am Flugplatz: Überblick der 3 Messpunkte in Dreiecksformation (links) und Darstellung eines Messpunktes im Detail mit jeweils 3 bzw. am Standpunkt Wiese 4 Saugkerzen (rechts), Aufnahme Hannes Leistert, Dezember 2015.

#### 3. METHODEN

Am oberen Ende der Saugkerzen wurde ein poröser Keramikkopf angebracht, an dem über das Anbringen eines Vakuums das Bodenwasser gewonnen werden konnte. An den angeschlossenen Flaschen wurde ein Unterdruck von bis zu -0.86 bar erzeugt. Wöchentlich wurden die Sammelproben geleert und analysiert.

#### 3.2.3 Wurzelprofil

Am 03.07.2017 wurde zusätzlich ein Wurzelprofil an den zuvor beschriebenen Standorten Salix und Gras gegraben. Durch die trockenen Vorbedingungen und den zunehmenden Skelettanteil konnten beide Profile lediglich bis zu einer Tiefe von 40 cm erhoben werden. Über die Zählung der Fein- und Grobwurzeln in repräsentativen 1 dm² Feldern wurde das Wurzelprofil nach der bodenkundlichen Kartier Anleitung (AG Boden, 2005) bestimmt. Zusätzlich zu den Wurzelzählungen wurden in einer Tiefe von ca. 0-4 cm, 10-14 cm, 20-24 cm, 30-34 cm und 40-44 cm am Standort Salix Stechzylinderproben entnommen um die Nitratmessung unter der KUP nochmals ohne Ernteeinfluss durchzuführen.

## 3.3 Laborarbeit

## 3.3.1 Isotopenmessung

Die Isotopen Proben wurden mit dem Picarro Cavity Ring-Down Spektrometer (PICARRO G2401 CRDS Analyser) mit einer Messgenauigkeit von  $\pm 0.16$  % für  $\delta^{18}$ O und  $\pm 1$  % für  $\delta^{2}$ H im temperaturkontrollierten Labor gemessen. Um das Bodenporenwasser in gasförmiger Phase messen zu können, wurde die Equilibrierungsmethode verwendet, die bereits im Unterpunkt 1.2.3 näher erläutert wurde. Dazu wurden die Metalltüren der Isotopen Proben mit synthetischer trockener Luft (79,1 % N2 mit einer Reinheit von 99,999 % und 20,9 % O2 mit einer Reinheit von 99,8 %) aufgeblasen und hitzeversiegelt. Es wurde auf jeder Tüte ein Silikonpfropfen angebracht, über den die Extraktionskanüle in die Tüte gestochen werden konnte. Durch das Silikon wird eine anschließende Wiederversiegelung der Einstichstelle nach der Messung ermöglicht. Vor der Messung wurden die Tüten 48 h bei konstanter Temperatur zur Equilibrierung des Bodenwassers mit der Gasphase gelagert. Zur Kalibrierung der Messergebnisse wurden drei Standards (Nordseewasser NSW, Leitungswasser LW und Schneeschmelzwasser "Freiburg Snow Melt" FSM) mit bekannter Isotopensignatur verwendet. Die flüssigen Standards wurden ebenfalls in Metalltüten mit der synthetischen trockenen Luft aufgeblasen, hitzeversiegelt und 48 h equilibriert. Die Tüten der Standards wurden mit drei Silikonpfropfen präpariert um eine dreimalige Messung der Standards zu ermöglichen. Über das gleiche Vorgehen bei Proben und Standards werden mögliche Randeinflüsse über die Kalibrierung beseitigt. In Tabelle 1 sind die Isotopensignaturen der Standards aufgelistet.

Tabelle 1: Isotopensignaturen der verwendeten Laborstandards.

	NSW	LW	FSM
δ <sup>18</sup> O VSMOW [‰]	-0.35	-9.59	-16.61
$\delta^2$ H VSMOW [‰]	-2.53	-66.5	-125.75

Das Cavity Ring-Down Spektrometer nützt die Adsorption eines spezifischen Infrarotlasers Wassermoleküle in einer Kammer mit vakuumähnlichen Druckverhältnissen. Der Laserstrahl mit sehr fein aufgelöster Wellenlänge wird in der Kammer mit der jeweiligen gasförmigen Probe durch drei Spiegel reflektiert. Nach Erreichen des Grenzwerts der Intensität, die hinter einem der Spiegel über einen Fotodetektor gemessen wird, wird der Laser abgeschaltet. Das Licht wird weiterhin zwischen den Spiegeln reflektiert. Durch die Reflexion an den Spiegeln wird eine Weglänge des Laserstrahls von bis zu 20 km ermöglicht. Es kommt zur spezifischen Abnahme des Signals durch unvollständige Reflexion (99,999 %). Dieser so genannte "Ringdown" wird durch die Adsorption des Lichts an den Gasmolekülen der eingeleiteten Probe je nach Molekül beschleunigt. Über die spezifische Verringerung der Abklingzeit kann somit die Konzentration der Moleküle bestimmt werden. Dazu werden die Abklingzeiten in Adsorptionsintensitäten und anschließend in relative Gaskonzentrationen umgerechnet. Die Messgenauigkeit des Geräts liegt bei ca. ± 0,16 % für  $\delta^{18}$ O und  $\pm 1 \%$  für  $\delta^{2}$ H (Picarro, 2015).

Bei der Messung selbst wurde abgewartet, bis sich ein 1,5-Minütiges Plateau mit geringer Standardabweichung einstellte. Die Grenze für die Standardabweichung innerhalb eines Plateaus wurde für den Wassergehalt bei  $50 \, ppm$ , für  $\delta^{18}$ O bei  $0.3 \, \%$  und für  $\delta^{2}$ H bei  $1.3 \, \%$  gesetzt. Als Messwert wurde der Mittelwert der Isotopensignatur und des Wassergehalts aus dem Plateau eingetragen. Zusätzlich wurde die Standardabweichung festgehalten, um den Fehlerbereich pro Probe darstellen zu können. Der Parameter  $h20\_y\_eff\_a$  wurde ebenfalls für eine Korrektur der Konzentrationen in Abhängigkeit des Trägergases der Messung nach Gralher et al, 2016, notiert. Die Korrektur ist in Unterpunkt 3.4.4 erläutert.

Die Isotopenproben wurden im Anschluss an die Isotopenmessung für die Bestimmung des volumetrischen Wassergehalts im feuchten Zustand gemessen. Daraufhin wurden sie bei  $105\,^{\circ}C$  im Trockenschrank über zwei Tage getrocknet, bis keine Gewichtsveränderung mehr festgestellt werden konnte. Es wird angenommen, dass bei dieser Temperatur das gesamte Bodenporenwasser mit Ausnahme des an mineralische oder organische Substanz gebundenen Wassers verdunstet. Nach der Trocknung wurden die Proben zur Bestimmung des gravimetrischen Wassergehalts wieder gewogen (Blume et al, 2010).

#### 3. METHODEN

### 3.3.2 Nitratmessung

Die Nitratmessung wurde In Teilen analog zur Vorgehensweise des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg (LTZ) für die Bestimmung des Nitratstickstoffgehaltes in feuchten Böden durchgeführt (LTZ, 2015). Sechs Stunden vor der Messung wurden die Proben aufgetaut. Im Anschluss wurden 25 g des Bodens in Weithals-Kunststoffflaschen abgewogen. Zur Freisetzung des Stickstoffes aus der Bodenmatrix wurden 25 ml einer 0.0125 molaren Calciumchlorid-Lösung hinzugegeben. Mittels eines HS 250 Schüttlers der Firma Janke/Kunkel IKA Labortechnik wurden die Proben eine Stunde bei 250 Mot/Minute geschüttelt. Die Suspension wurde in Reagenzgläsern gegeben und 2 Minuten bei 20.000 U/min in einer Megafuge 1.0 R der Firma Unity Lab Services zentrifugiert. Über einen UV-Spektrometer der Firma Trios wurde der Nitratstickstoffgehalt bestimmt. Die Sonde hat eine Nachweisgrenze von 0.07 mg N-NO<sub>3</sub>/l, einen Messbereich von 0-3 mg N-NO<sub>3</sub>/l und eine Genauigkeit von 0,03 mg N-NO<sub>3</sub>/l. Zur Überprüfung des Messgeräts, welches laut Hersteller nicht kalibriert werden muss, wurden Anionen Standards mit bekannter Nitratkonzentration mitgemessen und eine Baseline der Calciumchlorid Lösung erstellt. Da am Standort Salix Messwerte außerhalb des Messbereichs lagen und sehr hohe Trübungen zu einem schlechten Messsignal führten, wurden die Messungen wiederholt: Die Proben wurden nach der Zentrifugation mit der Calciumchlorid Lösung in Verhältnissen bis zu 1:3 verdünnt. Zudem wurde zur Verringerung der Trübung bei der Zentrifugierung die Umdrehungszahl auf 30.000 U/min und die Laufzeit auf 10 Minuten erhöht. Dadurch konnten gute Messsignale erzielt werden. Die benötigten Volumina und der volumetrische Wassergehalt wurden über die Isotopenproben berechnet. Die bei der Wurzelprofilname erhobenen Nitratproben wurden soweit möglich exakt gleich gemessen und weiterverarbeitet. Da aber keine separaten Proben für die Volumen- und Wassergehaltsbestimmung genommen wurden, wurde der Anteil des über die Nitrat Beprobung verlorenen Volumenanteils über den Anteil des verlorenen Gewichts bestimmt.

#### 3.3.3 Texturmessung

Über das Texturmessgerät Meter Pario Control wurde die Bodentextur von insgesamt vier Standardproben bestimmt. Verwendet wurden nach der Messung der Isotopensignatur getrocknete Isotopenproben (29.03.2017), die als repräsentativ für den jeweiligen Bodenhorizont eingestuft wurden. Dies waren am Standort Salix die Messabschnitte von 20-30 cm und von 30-40 cm, beim Standort Gras 10-20 cm und 40-50 cm. Die Messung der Schluff und Tonfraktion erfolgte über die ISP Methode nach Durner et al, 2017. In fester Tiefe wird die Textur über eine Messung der durch die Teilchenbewegung bedingten Druckänderung in einem automatisierten Sedimentationsexperiment bestimmt. Zur Messung werden 40 g dispergierter Feinboden mit weniger als 2 % organischer Substanz benötigt. Da die beiden oberen Horizonte möglicherweise über einen höheren Organikanteil verfügten, wurde hier die Organik mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> über mehrere Tage verkocht.

Die Gewichtsänderung der Proben durch den Organik Verlust wurden vor der Messung bestimmt. Mit Hilfe von 100 ml 0,1 molarer Natriumdiphosphatlösung (Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) wurden die Bodenpartikel im Anschluss auf dem Schüttler über Nacht dispergiert.

Im Messzylinder wurde die Bodenlösung auf einen Liter mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Der Drucksensor wurde nach Angabe der Software zum Zeitpunkt t nach 90 sekündigem Schütteln der Suspension aus dem Lagerungszylinder in die Suspension im Messzylinder gesetzt. Da bei der Sandfraktion turbulentes Fließen auftritt, wurde der Sandanteil im Anschluss an die Messung über Siebung und Trocknung bestimmt. Verwendet wurde eine Beta-Version der Pario-Software. Zusätzlich wurden die beiden Proben des Oberbodens ohne vorausgehende Verkochung der Organik gemessen um den Einfluss der Vorbereitung zu erfassen. Laut der Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:50.000 (kurz BK50) ist der Boden zudem karbonatfrei, weswegen durch Karbonatführung keine Störung der Messung zu erwarten ist (LGRB, 2017).

## 3.4 Datenauswertung

#### 3.4.1 Korrektur der Messtiefen

Durch die Probenahme mit dem Schlagbohrer wurde eine Bodenverdichtung verursacht. Die gemessene Verdichtung aus dem Versatz der Länge des Bohrkerns und der Tiefe des Bohrlochs wurde auf die  $10 \ cm$  Abschnitte aufgeteilt. Pro Abschnitt wurden die mittleren Tiefen der Proben entsprechend Formel 4 korrigiert. Dabei ist T die mittlere Tiefe der jeweiligen Bodenprobe, L (BK) die Länge des Bohrkerns und L (BL) die Länge des Bohrlochs jeweils in cm. Die ideale Schichtmächtigkeit  $d_i$ , der Probe beschreibt die zuvor abgemessene Schichtmächtigkeit der Einzelproben, die sich durch die Verdichtung ebenfalls geändert hat. Die korrigierten mittleren Tiefen aller Bodenprofile sind in Anhang A aufgeführt.

$$T_{1,korrigiert} = T_1 \frac{L(BK)}{L(BL)}$$

$$T_{i+1,korrigert} = T_i + di \times \frac{L(BK)}{L(BL)}$$
(4)

#### 3.4.2 Bestimmung des volumetrischen Wassergehalts

Über die Differenz der Feucht- und Trockengewichte der Isotopenproben wurde der gravimetrische Wassergehalt  $\omega$  in g ermittelt. Zur Berechnung des volumetrischen Wassergehalts musste das Teilvolumen der Isotopen- und Nitratproben pro Abschnitt bestimmt werden. Dazu wurden beide Probentüten abzüglich des Tütengewichts gemessen und über die Gewichte der Volumenanteil nach Formel 5 kalkuliert.

#### 3. METHODEN

Pg ist der Gewichtsanteil der Isotopenprobe am Gesamtgewicht der Bodenprobe des Abschnittes,  $M_{I,F}$  ist das Frischgewicht der Isotopenprobe  $in\ g$  und  $M_{N,F}$  ist das Frischgewicht der Nitratprobe  $in\ g$ .

$$Pg = \frac{M_{I,F}}{M_{I,F} + M_{N,F}} \tag{5}$$

Mittels Formel 6 wurde  $V_T$ , das Teilvolumen der Isotopenprobe in  $cm^3$  über r, den Radius der Bohrkernsonde in cm und Pg bestimmt.

$$V_T = (10cm * \pi * r^2) * Pg \tag{6}$$

Anschließend konnte wie in Formel 7 dargestellt aus  $\omega$ , der Dichte des Wassers  $\rho_W$  (0.998207  $\frac{g}{cm^3}$  bei 20 °C) und dem ermittelten Teilvolumen der Isotopenproben der volumetrische Wassergehalt  $\theta$ , in  $cm^3/cm^3$  bestimmt werden:

$$\Theta = \frac{\omega/\rho_W}{V_T} \tag{7}$$

Zusätzlich zum Wassergehalt wurde die Trockenraumdichte (TRD) in  $g/cm^3$  aus dem Quotient des Trockengewichts zu dem Teilvolumen der Isotopenproben ermittelt. Die Porosität n in  $cm^3/cm^3$  lässt sich dann analog zu Formel 8 unter Einbeziehung der Dichte des Wassers  $\rho_W$  berechnen.

$$n = 1 - \frac{TRD}{\rho_W} \tag{8}$$

Die ermittelten Wassergehalte wurden verglichen, indem zusätzlich Literaturwerte für die Trockenraumdichte verwendet wurden, um den Wassergehalt zu bestimmen.

#### 3.4.3 Berechnung der Nitratkonzentration im Bodenporenwasser

Die Nitratkonzentration des Bodenporenwassers wird nicht direkt ausgegeben. In der Messung ist der Nitratgehalt der Bodenprobe auf die Calciumchlorid Lösung und das Gewicht der Bodenprobe bezogen. Deshalb mussten die Messwerte nach Formel 9 umgerechnet werden, um den N-NO<sub>3</sub>-Gehalt in der Bodenlösung in mg/l zu erhalten. Dabei wurde die Verdünnung durch die Mischung von  $25 \, ml$  Calciumchlorid-Lösung und  $25 \, g$  Boden berücksichtigt und die Nitratkonzentration auf  $\theta$  bezogen. Neben den bereits erläuterten Größen wurde zusätzlich  $M_{l,T}$ , das Trockengewicht der Isotopenprobe in g benötigt.

$$N_{1} = \frac{25 * \left(1 - \frac{M_{I,F}}{M_{I,T}}\right) + 25}{25 * \frac{M_{I,T}}{M_{I,F}}} * TRD \qquad N-NO_{3} [mg/l] = \frac{N_{1}}{\Theta}$$
(9)

# 3.4.4 Auswertung der Isotopenmessung

Die Isotopenmesswerte wurden vor der Kalibrierung zusätzlich nach Gralher et al, 2016, korrigiert. Die Korrektur dient der Reduzierung des Einflusses des Trägergases in den Tütenproben auf die Messergebnisse. Denn durch die geänderte Zusammensetzung von  $N_2$ ,  $O_2$  und  $CO_2$  wird das gemessene Signal der Tütenproben verändert. Über die Spektrale-Messvariable  $H2o\_y\_eff\_a$  (yeff) in ppm, die repräsentativ für die Gaszusammensetzung ist, konnten die Messwerte der Tütenmethode nach Formel 10 zu  $\delta^{18}Ocor$  korrigiert werden. Yeff meas beschreibt die jeweils gemessene Spektrale Messvariable, Yeff kali steht für den Mittelwert der gemessenen spektralen Messvariablen der Standards. Nach dieser Korrektur wurden die Isotopenmesswerte kalibriert.

$$\delta^{18}O_{cor} = \delta^{18}O_{meas} - (-85.689 * (yeff_{meas} - yeff_{kali}))$$

$$\delta^{2}H_{cor} = \delta^{2}H_{cor}_{meas} - (-212.98 * (yeff_{meas} - yeff_{kali}))$$
(10)

Zur Überprüfung der Einflüsse durch Nicht-Gleichgewichtsfraktionierungsprozesse ist neben dem Deuterium-Excess (Dansgaard, 1964) zusätzlich der Line conditioned Excess kurz LC-Excess nach Landwehr und Coplen, 2004, verwendet worden. Der LC-Excess wurde nach Formel 11 berechnet. Die Parameter a und b sind die Steigung und der y-Achsenabschnitt der LMWL. Der LC-Excess überprüft die Vergleichbarkeit der Proben mit der LMWL. Ist der LC-Excess negativ, liegen die Messwerte unter der GMWL, ist er positiv, liegen sie darüber. Sind die GMWL und die LMWL vergleichbar, und negative Werte treten auf, deutet dies auf evaporative Nicht-Gleichgewichts-Fraktionierung hin (Landwehr und Coplen, 2004).

$$LC-Excess = \delta^2 H - a * \delta^{18} O - b$$
 (11)

Zur Überprüfung der Variabilität der gemessenen  $\delta^{18}$ O Profile wurde der Variations-koeffizient (*CV*) des Isotopenverhältnisses R ( $^{18}O$  / $^{16}O$ ) nach der Gleichung von Fry, 2003, wie in Formel 12 dargestellt bestimmt:  $R_{sd}$  ist die Standardabweichung,  $R_m$  der Mittelwert der Isotopenverhältnisse.

$$CV = \frac{R_{sd}}{R_m} * 1000 \%_0 \tag{12}$$

# 3.5 Modellierung des Wasserhaushalts mittels SWIS

#### 3.5.1 Modellstruktur

Das Modell SWIS, entwickelt von Hannes Leistert (Professur für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg), wurde in dieser Arbeit zur Modellierung der Wasserbewegung und dessen Isotopensignatur in der ungesättigten Zone verwendet. SWIS ist ein physikalisches Bodenmodell auf eindimensionaler Ebene. Über die numerische Lösung der Richards-Gleichung wird nach Formel 13 der ungesättigte Wasserfluss beschrieben (Sprenger et al, 2015 und Mueller et al, 2014):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(h) \frac{\partial h}{\partial z} + K(h) \right] - S \tag{13}$$

 $\partial \theta/\partial$ t beschreibt die Änderung des volumetrischen Wassergehalts in  $cm^3/cm^3$  mit der Zeit in s, und wird über die Änderung des Wasserflusses q in  $cm^3/s$  mit der Tiefe z in cm unterhalb der Oberfläche beschrieben. Dieser Fluss wird über die Funktion der hydraulischen Leitfähigkeit K(h) in m/s, die Änderung des hydrostatischen Druckhöhe h in hPa über z und einen Term für die Wurzelwasseraufnahme S in  $\frac{1}{s}$  ausgedrückt. h wird über die Multiplikation der Dichte des Wassers, der Erdbeschleunigung und der Höhe des Wasserspiegels sowie der Addition des Luftdrucks auf Wasserspiegelhöhe bestimmt. Die Funktion der hydraulischen Leitfähigkeit und die Wasserretentions-Charakteristika  $\theta$  (h) werden mit dem Mualem-van-Genuchten Model analog zu Formel 14 und 15 über die van Genuchten Parameter beschrieben (van Genuchten, 1980):

$$h \le 0 \rightarrow \theta(h) = \theta_r + \frac{\theta s - \theta r}{(1 + (\alpha_{VG} \ h)^n)^m}, \qquad h \ge 0 \rightarrow \theta s$$
 (14)

$$K(h) = K_0 \frac{\left[ \left[ 1 - (\alpha_{VG} h)^{n-1} \left[ 1 + (\alpha_{VG} h^n)^{-m} \right]^2 \right]}{\left[ 1 + (\alpha_{VG} h)^n \right]^{m/2}}$$
(15)

Wobei  $\theta s$  [-] den gesättigten volumetrischen Wassergehalt und  $\theta r$  [-] den residualen volumetrischen Wassergehalt beschreibt. Die Parameter  $\alpha_{VG}$  und h definieren die Form der Retentionskurve.  $K_0$  ist die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in cm/h, n die Porosität des Bodens in  $cm^3/cm^3$ . Für  $\theta s$ ,  $\theta r$ ,  $\alpha_{VG}$ , n und m werden Parameter in Abhängigkeit der jeweiligen Bodenart nach Renger et al, 2008, verwendet. SWIS selektiert diese Parameter entsprechend der gewählten Bodentextur, jedoch können auch einzelne Parameter per Hand variiert werden. Die Wasseraufnahme durch die Wurzeln wird im Modell durch die tägliche Transpirationsmenge und die Wurzel- bzw. T-Tiefe bestimmt. Evaporationsverluste werden mit der als Input angegebenen Evaporation, der E-Tiefe und der gewählten Methode zur Berechnung der Evaporationsrate berechnet (Doering, 2015).

Hierbei kann zwischen Evaporation lediglich in den oberen Horizonten, konstant über die Tiefe oder lineare Abnahme mit der Tiefe gewählt werden. In dieser Arbeit wurde mit linearer Abnahme der Evaporation über die Bodentiefe gerechnet. Die Fraktionierung durch die Evaporation an der Bodenoberfläche und im Interzeptionsspeicher wird berücksichtigt. Eine Veränderung des Isotopensignals durch die Pflanzenwasseraufnahme wird nicht angenommen. Der Niederschlag teilt sich in Bestandesniederschlag unterhalb des Kronendachs und zunächst im Interzeptionsspeicher verbleibendes Wasser auf. Im Interzeptionsspeicher kann es zu Verdunstungsprozessen und zum Überlauf, welcher zu weiterem Bestandesniederschlag führt, kommen. (Doering, 2015 und Mueller et al, 2014).

Als untere Randbedingungen des Modells kann Grundwasser, eine nicht durchlässige Schicht oder Boden angenommen werden. Der Transport der Isotopensignaturen kann über ein einfaches, oder ein zweifaches Porensystem mit einer einheitlichen oder zwei Fließgeschwindigkeiten berechnet werden. In der vorliegenden Arbeit wurde ein einfaches Porensystem gewählt. Der Transport der Isotope wird über die Advektions-Dispersions-Gleichung und den darin enthaltenen Dispersionskoeffizient *D in cm²/s* berechnet (Formel 16 und 17):

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta D \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial (q C)}{\partial z} - (S * C)$$
 (16)

$$D = \frac{\lambda_L * q}{\theta} + D_W * T_W \tag{17}$$

Neben den zuvor beschriebenen Parametern geht zudem die Konzentration der Isotope C, die longitudinale Dispersivität  $\lambda_L$  in cm, der molekulare Diffusionskoeffizient im freien Wasser  $D_w$  in  $cm^2/s$  und der Tortuositätsfaktor Tw ein. Die Eingangsparameter der E- und T-Tiefe und die Bodentextur wurden in einer gewissen Spannweite um die Vorgaben der Messungen angepasst. Es besteht die Möglichkeit den Anteil des Niederschlags, der nicht in den Boden infiltrieren kann, entweder als Oberflächenabfluss ablaufen zu lassen, oder eine Wassersäule über dem Boden zu stauen, die über die nächsten Zeitschritte in den Boden infiltriert. Die zweite Variante wurde gewählt, da es durch die geringe Steigung und die hohe Infiltrationskapazität am Untersuchungsstandort kaum zu Oberflächenabfluss kommen sollte.

## 3.5.2 Input Parameter

Als Input-Zeitreihe wurden dem Modell die meteorologischen Eingangsgrößen, die stabilen Wasserstoffisotope im Niederschlag, die Evaporation, die Transpiration und der Interzeptionsspeicher auf täglicher Basis übergeben. Die Modelllaufzeit wurde auf den Zeitraum vom 01.01.2010 bis zum 31.03.2017 festgelegt.

#### 3. METHODEN

Es dienten alle Tage vor der Installation der Saugkerzen am 14.12.2015 als Vorlauf, in dem sich das Modell bis zur Unabhängigkeit der vorgegebenen Anfangsbedingungen einlaufen konnte. Der tägliche Niederschlag in mm, die relative Luftfeuchtigkeit ohne Einheit und die Tagesmitteltemperatur in  $^{\circ}C$  wurden von der DWD Wetterstation am Flugplatz bezogen. Die Zeitreihen für  $\delta^2H$  und  $\delta^{18}O$  wurden aus den nächstgelegenen Messstationen für Isotope im Niederschlag erstellt. Diese waren kurzzeitige Messungen am Flugplatz, sowie Messungen am Fahnenbergplatz, in Eichstetten und in St. Wilhelm auf wöchentlicher Sammelproben Basis. Zudem konnte auf tägliche Messungen auf dem Schauinsland zurückgegriffen werden. Die wöchentlichen Daten wurden auf sieben Tageswerte repliziert, da keine genauere Ermittlung der täglichen Werte möglich war. Zuerst wurden die Messwerte am Flugplatz verwendet. Die Lücken wurden dann mit höhenkorrigierten Werten der Messstation Fahnenbergplatz, Eichstetten und St. Wilhelm aufgefüllt. Einige wenige fehlende Werte wurden dann mit den ebenfalls höhenkorrigierten Schauinsland Daten aufgefüllt. Die Höhenkorrektur wurde nach Formel 18 pro Höhenunterschied zur Messstation Flugplatz h diff in m durchgeführt (Clark und Fritz, 1997).

$$\delta^{18}O(korrigiert) = \delta^{18}O - \frac{0.19 \%_0}{100m} * h_{diff}$$

$$\delta^{2}H(korrigiert) = \delta^{2}H - \frac{3 \%_0}{100m} * h_{diff}$$
(18)

Zudem wurden Modellläufe mit anderen Isotopeninputzeitreihen gestartet: Es wurde die Reihenfolge der Auffüllung variiert (Fahnenbergplatz vor Flugplatz) und eine lineare Interpolation der Flugplatzdaten mit den anderen Messdaten verwendet. Jedoch wurde der zuerst beschriebene Modelllauf wegen besserer Übereinstimmung mit den Messdaten für weitere Anpassungen weiterverwendet und die anderen Ansätze an dieser Stelle verworfen. Die potentiellen Evapotranspiration wurde nach dem Penman-Monteith Ansatz berechnet. Dazu wurden tägliche Messwerte der Globalstrahlung des Weinbauinstituts (*WBI*, Stadtteil Vauban in Freiburg) und die meteorologischen Daten der *DWD* Station am Flugplatz verwendet (siehe Formel 19):

$$ETp = \frac{1}{L} * \frac{s * (Rs - G) + \rho * cp * \left(\frac{es - ea}{ra}\right) * t}{s + \gamma \left(1 + \frac{rs}{ra}\right)}$$
(19)

ETp ist die potentielle Evapotranspiration in mm/d nach Penman-Monteith, L ist die spezifische Verdampfungswärme in MJ/kg, s das Sättigungsdefizit der Dampfdruckkurve in kPa/ha, Rs ist die Nettostrahlung in  $MJ/m^2$ , G der Bodenwärmestrom in  $MJ/m^2$ , G die Dichte des Wassers in Abhängigkeit des Luftdrucks  $in kg/m^3$ , es der Sättigungsdampfdruck in kPa/ha, ea der aktuelle Dampfdruck in kPa/ha und t der Zeitschritt in s.

Zudem werden die psychometrische Konstante  $\gamma$  in  $kPa/^{\circ}C$  in Abhängigkeit des Luftdrucks und cp die Wärmekapazität der Luft in  $\frac{MJ}{kg*^{\circ}c}$  benötigt. Die Pflanzenparameter ra (Bestandes Widerstand) und rs (Oberflächenwiderstand der Bodenbedeckung) jeweils in s/m wurden aus dem Blattflächenindex (LAI) in  $m^2/m^2$  und dem Stomata Widerstand rc in s/m in Abhängigkeit der Globalstrahlung in  $MJ/m^2$  und der Windgeschwindigkeit v in m/s berechnet. Penman-Monteith wurde dabei als Ansatz gewählt, da in dieser Gleichung wichtige pflanzenabhängige Parameter in die Berechnungen miteingehen. G wurde auf null gesetzt, da sich auf Tagesbasis nächtliche negative Werte und tägliche positive Werte in etwa ausgleichen. Aus ETp konnte über Formel 20 anschließend die Transpiration TP und durch deren Subtraktion auch die Evaporation bestimmt werden:  $\beta$  ist dabei die Vegetationsbedeckung in %, die aus dem LAI bestimmt werden kann.

$$TP = ETp * \beta$$

$$\beta = 1 - e^{-0.5 \, LAI} \tag{20}$$

Über den *LAI* wurde abschließend nach Formel 21 der potentielle Interzeptionsspeicher *Isp* in *mm/d* als letzte Inputzeitreihe errechnet:

$$Isp = 0.25 + 0.498 * LAI - 0.00575 * LAI^{2}$$
(21)

## 3.5.3 Modellanpassung und Schätzung der Parameter

Da bereits in den Input-Zeitreihen einige Schätz- beziehungsweise Literaturwerte für die Berechnung von Verdunstung und Interzeption nötig waren, wurde vor der Anpassung der Modellparameter der Input in verschiedenen Modellläufen variiert: Besonderer Fokus lag hierbei auf dem LAI und rc und den damit verbundenen Inputzeitreihen der Evaporation, der Transpiration und des Isp. Für den LAI wurde zur Bestimmung der saisonalen Variation für die Monate Dezember bis März Minimalwerte, für die Monate Juni bis Oktober die Maximalwerte aus der Literatur angenommen und weiter angepasst. Zwischen den Minimalund Maximalwerten wurde der LAI linear interpoliert. Ausgangswerte wurden aus Breuer, 2003, Iritz, et al, 2001, und Nagler et al, 2004, herangezogen. Der rc wurde in Abhängigkeit der Strahlung zwischen Minima- und Maximalwerten variiert. Ausgangspunkt bildeten Angaben aus der Literatur (DVWK, 1996, Seidler und Merta, 2007 und Zenker, 2003). Auf graphischer Ebene und über mehrere Modellevaluierungsparameter (RMSE, R2, King-Gupta-Efficiency, KGE, Beschreibung siehe S.22) wurde die Inputzeitreihe, die die Daten am besten trifft, ausgesucht. Der Bereich der anzupassenden Bodentextur, wurde von der BK50 und den Messergebnissen des Pario Messgeräts vorgegeben (LGRB, 2017). Zusätzlich kann der Boden in SWIS in zwei verschiedene Bodentexturbereiche unterteilt werden.

#### 3. METHODEN

Hier wurde die Tiefe der Veränderung der Bodenart sowie diese selbst variiert. Als zweites wurde die *E-Tiefe* im Bereich von 5 – 50 cm in 5 cm Schritten variiert. Für die *T-Tiefe* waren Literaturwerte für Wurzeltiefen vorhanden. Da die Angaben für Weiden aber je nach Standort und örtlichen Bedingungen stark schwankten (maximale Wurzeltiefe von 1 bis 2,30 m laut Kutschera und Lichtenegger, 2002) und das Wurzelprofil nur bis zu einer Tiefe von 40 cm erhoben werden konnte, wurden die *T-Tiefe* von 0,10 m bis 1m in 5cm Schritten variiert. Abschließend wurde die Dispersivität von 0 in 0.1 cm Schritten erhöht, bis die optische Anpassung und die Modellbewertungsparameter bestmöglich optimiert werden konnten. Anzumerken ist, dass keine automatische Kalibrierung durchgeführt wurde, da SWIS als physikalisches Modell nicht kalibriert, sondern im Bereich der Mess- und Literaturwerte variiert werden sollte. So wurde mit allen Parametern in der Reihenfolge Bodentextur, Dispersivität, *E-Tiefe* und *T-Tiefe* verfahren.

Mehrere Studien haben darauf hingewiesen, dass durch Korrelation beeinflusste Maße keine ausreichende Bewertung für die Modellgüte geben können (Gupta et al, 2009, Wagener, 2003). Deshalb wurde zusätzlich die King-Gupta-Effizienz zur Modelloptimierung verwendet. Darin wird Pearson's Korrelationskoeffizient r, das Verhältnis der Mittelwerte der simulierten und observierten Werte, also der bias  $\beta_{KGE}$ , und das analog dazu gebildete Verhältnis aus den Standardabweichungen  $\alpha$  wie in Formel 22 dargestellt verwendet: Auch wenn dieser Bewertungsparameter ursprünglich für Niederschlags-Abfluss-Modellierungen entwickelt wurde, wurde er als 3. Gütekriterium miteinbezogen (Gupta et al, 2009).

$$KGE = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta_{KGE} - 1)^2}$$
 (22)

# 3.6 Modellierung des Nitrathaushalts mittels DAISY

### 3.6.1 Modellstruktur

Daisy ist ein eindimensionales, physikalisch basiertes Modell zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts von landwirtschaftlich geprägten Boden-Pflanzen-Systemen. Es wurde von der Agrohydrology Goup der Sektion Environment Science and Physics der Universität Kopenhagen entwickelt. Ein schematischer Überblick über das Modell ist in Abbildung 7 dargestellt. Die Untermodule simulieren den Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf sowie das Pflanzenwachstum in Abhängigkeit des landwirtschaftlichen Managements und des Bodensystems (Abrahamsen und Hansen, 2000). Basis der Simulation bildet das Bodenwasserkompartiment, dessen Aufbau in den grundlegenden Berechnungen mit dem SWIS Modell übereinstimmt, jedoch nicht die Isotopenprofile berechnet. Treibende Kräfte beziehungsweise obere Randbedingung der Wasserbilanz sind der Niederschlag, die potentielle Evaporation und wenn vorhanden die Bewässerung. Die potentielle Evaporation kann je nach vorhandener Datengrundlage verschieden berechnet werden.

In diesem Fall wurde Sie über die Kopplung von Wasser- und Energiebilanz an der Oberfläche sowie die Angabe der Referenzevapotranspiration (FAO Penman-Monteith Gleichung) und einen pflanzenspezifischen Korrekturfaktor bestimmt (Manevsky et al, 2016).

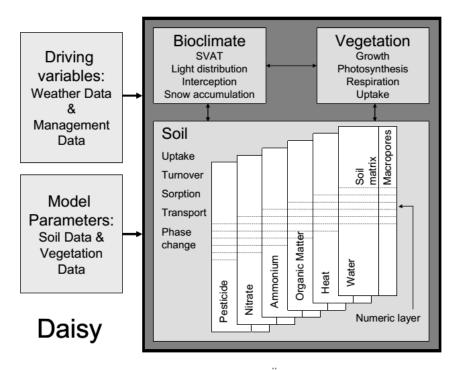


Abbildung 7: Das Modell Daisy: Schematischer Überblick mit den Hauptkomponenten Bioklima, Vegetation und Boden. SVAT steht für Soil Atmosphere Vegetation (Boden-Atmosphäre-Pflanzen). Das Bioklimamodul simuliert die Interaktion zwischen Pflanze und Atmosphäre, aus Hansen et al, 2012.

Über ein Kapazitäten-Modell wird in Daisy die Interzeption durch den Kronenschluss der Vegetation in Abhängigkeit des LAI berechnet. Wird die Interzeptionskapazität vom Niederschlag überstiegen, kommt es zum Durchfluss des Niederschlags unterhalb der Krone. Per Grundeinstellung wird bei Überschreiten der maximalen Infiltrationskapazität das verbleibende Wasser als Wassersäule über dem Boden gehalten (Ponding). Die Säule infiltriert in den darauffolgenden Zeitschritten (Hansen et al, 2012). Der Wassertransport im Boden wird über die numerische Lösung der Richards-Gleichung analog zu SWIS simuliert. Dazu werden die Infiltrations- und Evaporationsrate als Randbedingungen zur Lösung der partiellen differentialen Gleichung verwendet. Die untere Randbedingung "tiefes Grundwasser" führt zur Annahme der freien Drainage des Porenwassers unterhalb des Über Bodenprofils bis zum Grundwasser. die Transpiration wird das Bodenwasserkompartiment mit dem Pflanzenkompartiment verbunden. Diese wird über die Wurzelwasseraufnahme definiert und kann die angegebene potentielle Evapotranspiration nicht übersteigen. Speicherung von Wasser innerhalb der Pflanzen wird vernachlässigt. Das Pflanzenkompartiment simuliert das Wachstum und die Entwicklung der Pflanzen. Angenommen werden verschiedene Entwicklungsstadien von keimend, blühend und ausgewachsen (Abrahamsen und Hansen, 2000).

#### 3. METHODEN

Die Photosynthese wird von einer Light-response-curve bestimmt und über die Temperatur korrigiert. Diese kann durch Wasser-, Stickstoff- oder Wachstumsstress limitiert werden. Die Assimilation, bedingt durch Photosynthese und Atmung, wird über das Wurzel/Keimling Verhältnis in verschiedenen Entwicklungsstadien berechnet (Abrahamsen et al, 2000).

Die Wasseraufnahme wird durch die Wurzeltiefe und -dichteverteilung in Zusammenhang mit dem Bodenwassergehalt über das "Single-Root-Konzept" bestimmt. Dabei ist die Wurzelverteilung abhängig von der Bodentiefe und der Wurzelmasse. Die Dynamik der Bodenwärme (inklusive Schmelz- und Gefrierprozesse) wird über das Fourier-Gesetz kalkuliert (Manevsky et al, 2016). Die Hauptbestandteile des Inputs für den Kohlenstoff und Stickstoffkreislauf bilden die Photosynthese sowie der **Eintrag** von Dünger. Kohlenstoffausträge sind die Atmung von Pflanzen und Mikroorganismen (CO<sub>2</sub> Ausgasung). Nitratquellen sind Düngung, Nitrifikation und Deposition, Senken sind Denitrifikation, Pflanzenaufnahme, Auswaschung und Immobilisierung. Analog dazu sind die Ouellen für Ammonium ebenfalls die Düngung und Deposition sowie die Ammonifizierung, die Pflanzenaufnahme, Auswaschung und Nitrifikation. Die Aufnahme von Stickstoff durch Pflanzen wird über den Bedarf und die Verfügbarkeit bestimmt, wobei Ammonium bevorzugt aufgenommen wird. Der Pflanzenbedarf richtet sich nach der Differenz des potentiellen und aktuellen Stickstoffgehalts der Pflanze. Als verfügbar wird der aktuelle Gehalt an mineralischem Stickstoff im Boden gewertet, der über den Transpirationsfluss aufgenommen werden kann (Hansen et al, 2012).

Zur Bestimmung der Umsetzung des organischen Material Pools (*SOM*) werden Mineralisierung und Immobilisierung zwischen drei verschiedenen Pools jeweils für Kohlenstoff und Stickstoff berechnet. Diese sind zugefügtes organisches Material von Pflanzenresten wie beispielsweise Laub, Rhizodeposition und Dünger (zusammen *AOM*) und mikrobielle Biomasse (*SMB*). Entsprechend der Geschwindigkeit des Abbaus 1. Ordnung werden die *AOM* und *SMB* Pools in drei Gruppen unterteilt (schnell, langsam und nicht abbaubar nur für *AOM*). Stickstoff wird immobilisiert, wenn das Kohlenstoff-Stickstoff Verhältnis (*C/N-Verh.*) kleiner als das *C/N-Verh.* der Stickstoffquelle ist. Ist dies nicht der Fall, wird organischer Stickstoff zu Ammonium mineralisiert und anschließend zu Nitrat nitrifiziert, welches sich im Bodenporenwasser löst.

Die Mineralisierung in den schnellen und langsamen *SOM* Pools und dem schnellen *SMB* Pool ist abhängig von der Bodentemperatur, dem Ton- sowie dem Wassergehalt. Wohingegen die Mineralisierung im langsamen *SMB* und im *AOM* Pool nur von der Bodentemperatur und dem Wassergehalt abhängt. Nitrifikation und Denitrifikation werden als eine Funktion der Bodentemperatur, des Ammonium- und Wassergehalts berechnet. Die Auswaschung von Nitrat und Ammonium wird als Transport über die Konvektion-Dispersions-Gleichung beschrieben (Manevsky et al, 2016).

Volatilisierung von Ammonium wird als Prozentanteil der aufgebrachten Ammonium-Düngemenge bestimmt. Eingriffe wie Düngung, Pflügen, Säen, Ernten und Schnitte können über das Management-Kompartiment implementiert werden. Dabei sind der Zeitpunkt, die Menge und die Art jeweils definierbar. Da die ausführliche Erläuterung der Berechnungsverfahren, insbesondere der Pflanzenkompartimente, den Umfang der Arbeit sprengen würde, wird an dieser Stelle für eine detailreichere Ausführung auf Abrahamsen et al, 2000, und Hansen, 2002, verwiesen.

## 3.6.2 Input Parameter

Die Pflanzenparameter können in Abhängigkeit des gewählten Bewuchses aus einer integrierten Bibliothek von Untermodulen ausgewählt werden. Die Bodenparameter Trockenraumdichte, Textur, Humusgehalt, *C/N-Verh.*, Mualem van Genuchten Parameter, maximale Wurzeltiefe sowie der anfängliche Gehalt an Kohlenstoff im organischen Material müssen dem Modell übergeben werden. Die Textur und die Mualem van Genuchten Parameter wurden von den bestangepassten SWIS Läufen übernommen. Die Startwerte für den Humusgehalt je Horizont, das *C/N Verh.*, die maximale Wurzeltiefe sowie den anfänglichen Gehalt an Kohlenstoff im organischen Material wurden unter Zuhilfenahme von Literaturwerten und den Ergebnissen der Wurzelprofilentnahme geschätzt. Zudem wurden für den Salix Standort ermittelte Werte für Trockenmasse und *C/N Verh.* aus am Versuchsplot erhobenen Daten verwendet (Gatterdamm, 2016).

Der anfängliche Kohlenstoffgehalt wurde für Gras nach Empfehlung von Abrahamsen, 2002, aus dem Kohlenstoffgehalt im *SOM* einer langjährigen Modellierung unter Gras ohne Management ermittelt. Dieser Wert wurde als Ausgangswert für die Parameteroptimierung am Salix Standort verwendet. Als Inputzeitreihe wurden täglich aufgelöste meteorologische Daten an Daisy übergeben. In der Zeitreihe wurden die Summe der Globalstrahlung in *W/m²* die Lufttemperatur in °C, der Niederschlag in *mm/d* sowie die Referenzverdunstung in *mm/d* angegeben. Die Werte für wurden ebenfalls wie bei SWIS von der *WBI* in Freiburg Vauban und der DWD Station am Flugplatz verwendet. Die bereits in SWIS als Input verwendete, nach Penman-Monteith bestimmte Verdunstung für den Standort Gras wurde als Referenzverdunstung gewählt. Aus der ebenso bestimmten Verdunstung für den Standort Salix wurde der pflanzenspezifische Korrekturfaktor für die Verdunstung an den *KUP* ermittelt. Für den Standort Gras wurde kein Korrekturfaktor benötigt. Die Werte für *rs* und *Isp* für Salix wurden aus den Berechnungen für den Input in SWIS entnommen.

## 3.6.3 Modellanpassung und Schätzung der Parameter

Anhand der Gütekriterien RMSE und R² wurde der Modellfit an die Messwerte der Saugkerzen und Bodenprofile über die Anpassung mehrerer Eingangsparameter optimiert.

#### 3. METHODEN

Vor der Anpassung der Modellparameter musste für den Standort Salix eine passende Modellstruktur gefunden werden: Die Pflanzenkompartimente in DAISY sind vornehmlich für Ackerpflanzen entwickelt worden und keine holzigen Pflanzen wurden bisher darin parametrisiert. Deshalb gestaltete sich die Implementierung von Salix in Daisy eher schwierig. In einem ersten Schritt wurde versucht, die Parametrisierung von Mais mit bekannten und teilweise zu schätzenden Pflanzenparametern für Salix zu verändern und an die Messdaten anzupassen. Da die Pflanzenkompartimente jedoch weiträumig parametrisiert sind, und über erste Anpassungen nur schlechte Gütemaße erreicht wurden, wurde in einem weiteren Schritt versucht, das Modul Hardwood permanent in Daisy zu integrieren. Hierbei handelt es sich um baumartige Pflanzen, deren Parametrisierung an Salix angepasst werden können. Jedoch bestand bei Hardwood permanent die Problematik, dass eine feste, langjährige Vegetation mit geringen Schwankungen angenommen wurde. Daher wurde das Afforestation Modul implementiert. Hierbei konnte der Aufwuchs von Bäumen am treffendsten abgebildet werden. Jedoch ist es beim Baumaufwuchs nicht möglich, Managementmaßnahmen oder Begleitvegetation zu integrieren, da es sich nicht um eine Ackerfrucht ("Crop") handelt. Deshalb konnte die Ernte am 10.03.2017 sowie der Schnitt des Grasbewuchses zwischen den Weidenpflanzen nicht vom Modell erfasst werden.

Nach der Wahl des Modellaufbaus für beide Standorte wurde zunächst die Hintergrunddeposition von Stickstoff im meteorologischen Input in verschiedenen Modellläufen variiert. Zuerst wurden Schätzwerte für die trockene und nasse Deposition jeweils für Nitrat und Ammonium verwendet. Da lediglich die Daten des UBA, 2009 für die gesamte Stickstoffdeposition zur Orientierung vorhanden waren, wurde anschließend die Gesamtdeposition in  $\frac{kg}{ha*a}$  angegeben und bis zum bestmöglichen Fit variiert. Modellintern wurden dann die trockene und nasse Deposition von Nitrat und Ammonium bestimmt. Die über Gras optimierte Deposition wurde für Salix weiterverwendet. Anschließend wurde das C/N-Verh. im Boden, der Humusgehalt sowie die maximale Wurzeltiefe jeweils für Gras und KUP einzeln per Hand angepasst. Ausgangswerte bildeten für das C/N-Verh. Angaben aus Wolf, 2013, und Gatterdamm, 2016, und für den Humusgehalt Angaben der BK50. Die maximale Wurzeltiefe musste ebenfalls von Literaturwerten abgeleitet werden, da die Profilerhebung nicht ausreichend tief erfolgen konnte (Kutschera und Lichtenegger, 2002 und Herndl et al, 2011). Unter Salix wurden zusätzlich nach den Bodenparametern die Pflanzenparameter angepasst:

Dazu wurde die Wuchshöhendynamik, der Anteil von Stickstoff an Nichtblattteilen, das Verhältnis von Stickstoff zu *LAI*, die maximale Wurzeltiefe und Parameter für den Blattwurf variiert und optimiert. Die Startwerte der Parameter mussten größtenteils unter Orientierung an den Angaben von Gatterdamm, 2016, und Neitsch et al, 2011 geschätzt werden. Eine Sensitivitätsanalyse wurde anhand des optischen Fits und der Gütekriterien der per Hand variierten Modellläufe durchgeführt.

## 4. ERGEBNISSE

# 4.1 Porosität und volumetrische Wassergehalte der Bodenprofile

In Abbildung 8 sind die Boxplots der ermittelten TRD in  $g/cm^3$  und der Bodenfeuchte  $\theta$  in  $cm^3/cm^3$  über die Daten aller drei Profilnahmen dargestellt. In Anhang B sind die Profile der bestimmten volumetrischen Wassergehalte für die drei einzelnen Profilnahmen dargestellt. Es kann kein deutlicher Unterschied zwischen Salix und Gras erkannt werden. Tendenziell nehmen an beiden Standorten die Bodenfeuchten ab einer Tiefe von 50-60 cm ab.

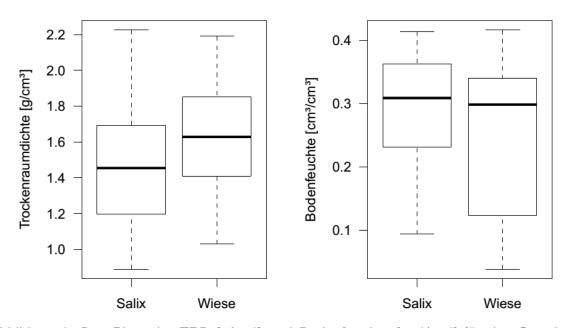


Abbildung 8: Box Plots der TRD [g/cm³] und Bodenfeuchte [cm³/cm³] für den Standort Salix/Wiese, erstellt aus allen drei Profilnahmen.

Der Interquantilabstand der TRD ist unter Salix etwas höher als unter Gras, Der Median am Standort Gras etwas geringer. Jedoch sind die Unterschiede nicht signifikant (p-Wert 0,116, Signifikanzniveau 0,05). Analog dazu ist die Porosität am Standort Salix variabler und im Schnitt etwas höher. Auch dieser Unterschied ist nicht signifikant (p-Wert 0,116). Im Hinblick auf die Bodenfeuchte lassen sich ebenfalls keine deutlichen Unterschiede der Mediane zwischen den Standorten erkennen (p-Wert 0,196). An beiden Standorten liegt der Median im Bereich der Feldkapazität. Der Interquantilabstand ist unter Gras jedoch deutlich höher. Es ist zu beachten, dass die Interquantilabstände und die Whiskers auch durch die Messgenauigkeit beeinflusst werden. Ab 60 cm wurde im Feld ein hoher Skelettanteil mit sehr großen Steinen festgestellt, der die volumetrische Wassergehaltsbestimmung erschwert.

# 4.2 Texturmessung und Wurzelprofil

In Abbildung 9 werden die Ergebnisse der Texturmessung aufgezeigt. Die Messpunkte sind bläulich für Salix und rötlich-orange für Gras. Jeweils dunkler eingefärbt und mit weißem Rand sind die tieferen Horizonte dargestellt.

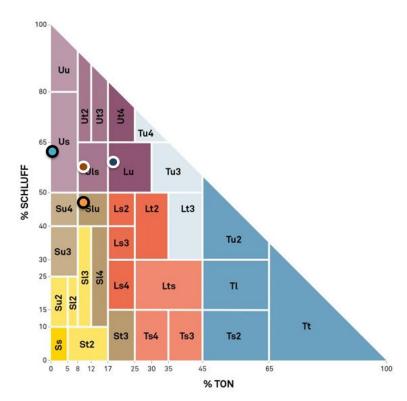


Abbildung 9: Veränderte Ausgabe der Pario Software: Eingezeichnet in hellblau-/schwarz Salix 20-30 cm, dunkelblau/weiß Salix 30-40 cm. In dunkelrot/weiß ist der Grasstandort von 30-40 cm dargestellt, in orange/schwarz Gras in einer Tiefe von 10-20 cm.

Gemittelt über alle Messungen ergibt sich ein sandiger lehmiger Schluff (Uls) mit 34 % Sand, 57 % Schluff und 9 % Ton. Ohne die Zerstörung der Organik kann für die oberen Horizonte kein Ergebnis erhalten werden, da durch Schaumbildung teilweise Partikel nicht absinken können. Im Vergleich zu den unteren Bodenhorizonten weißen die Messungen der oberen Horizonte mit vorheriger Zerstörung der Organik deutlich geringere Ton- und höhere Sandgehalte auf.

Die Ergebnisse der Wurzelprofilerhebung sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Insgesamt sind die Wurzeln in den einzelnen Tiefenschichten sehr gleichmäßig verteilt und es können keine unregelmäßigen Wurzelbereiche entlang von Makroporen etc. festgestellt werden. Die erfasste Durchwurzelbarkeit liegt mit 40 cm im Bereich einer mittleren Durchwurzelbarkeit von 3-7 dm. In den oberen Horizonten sind die Profile extrem stark durchwurzelt (W6). Bei beiden Profilen nimmt die Durchwurzelung mit der Tiefe sehr stark ab. Am Salix Standort ist die Durchwurzelung insgesamt etwas geringer.

Tabelle 2: Erhobene Wurzelprofile mit Anzahl der Wurzeln am Standort Gras und Salix am Flugplatz, gemessen am 03.07.2017. DWI steht für Durchwurzelungsintensität, die in Kategorien von W1 bis W6 nach AG Boden, 2005 eingeteilt sind.

	Gras			
Tiefe [cm]	Feinwurzeln	Grobwurzeln	Φ Summe	DWI
0-10	>50	21-50	>50	W6
10-20	21-50	17,20,15	>50	W6
20-30	19,22,14	8,7,6	25.3	W5
30-40	4,12,3	0,1,0	6.7	W3

	Salix			
Tiefe [cm]	Feinwurzeln	Grobwurzeln	Φ Summe	DWI
0-10	>50	10,2,11	>50	W6
10-20	30	6,3,9	36	W5
20-30	22, 16, 30	2,4,9	21	W5
30-40	4, 2, 0	0,0,0	3	W2

Am Salix Standort treten weniger, jedoch dickere, dunkle Wurzeln auf, die als tendenziell tiefergehend eingestuft werden. Ab 40 cm Tiefe ist der Boden nur schwer bearbeitbar und der Skelettanteil sehr hoch. Eine tiefere Durchwurzelung kann nicht ausgeschlossen werden.

# 4.3 Isotopenmessungen

# 4.3.2 Isotopensignal der Bodenprofile

Die stabilen Wasserstoffisotope wurden wie in *Kapitel 1.2.3* beschrieben mit der Equilibrierungsmethode gemessen. In Abbildung 10 wird die Beziehung zwischen  $\delta^{18}$ O und  $\delta^{2}$ H der Messwerte im Vergleich mit der *GMWL* und der *LMWL* aufgezeigt. Es ist deutlich erkennbar, dass die *LMWL* etwas unterhalb der *GMWL* liegt und sich zwischen beiden Water-Lines eine Vielzahl der Messwerte gruppiert. Einige der Gras-Messwerte 2015 liegen etwas oberhalb der *GMWL*. Etwas leichtere Messwerte unterhalb der *LMWL* treten bei der Profilnahme 2017 auf.

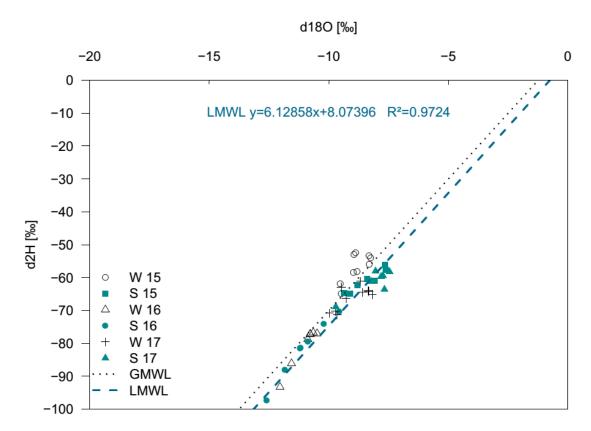


Abbildung 10: Dual Isotope Plot der unter Wiese (W) und Salix (S) am 14.12.2015 (15), 23.03.2016 (16) und 29.03.2017 (17) gemessenen Isotope. Geplottet gegen die Global Meteoric Water Line (GMWL) und die Lokal Meteoric Water Line (LMWL), die aus den gemessenen Isotopen im Niederschlag bestimmt wurde.

In Abbildung 11 sind die Profile des gemessenen  $\delta^{18}$ O in ‰ dargestellt. Die Profile des gemessenen δ<sup>2</sup>H sind im Anhang C aufgeführt. Die Salix Profile unterscheiden sich nur geringfügig von den Gras Profilen, verlaufen jedoch teilweise etwas spitzer. Auffällig ist, dass die jahreszeitlichen Peaks stark gedämpft sind und nicht den gesamten Umfang der jahreszeitlichen Schwankung des Niederschlaginputs (-15 bis -5 ‰) umfassen. 2017 treten bis zu einer Tiefe von ca. 20 cm die schwersten Isotopensignale auf, was sich auf Evaporation zurückführen lässt. Am Salix Standort kann eine etwas stärkere Evaporationsfront erkannt werden. Tiefergehend wird das Signal bei allen Profilen konstant und eine Abfolge von Sommer- und Wintersignalen ist nur schwer abschätzbar. Während sich die Profile von 2015 und 2017 sehr ähneln, scheint es 2016 eine Tendenz zu schwereren Isotopensignalen in der Tiefe zu geben. Der CV wurde für alle sechs Profile einzeln berechnet und ist in Tabelle 3 dargestellt. Eine zeitliche Entwicklung der CVs ist nicht erkennbar. Die bestimmten CVs sind im Vergleich zum Niederschlagssignal an beiden Standorten sehr gering. Das Verhältnis der CVs der Bodenprofile zum CV des Niederschlaginputsignals (3,63) liegt im Bereich von 0,13 bis 0,28: Am Salix Standort ist der mittlere CV höher als am Grasstandort. Dies spricht für einen starken Einfluss von Diffusion und Mischungsprozessen, der am Grasstandort etwas stärker ausgeprägt ist.

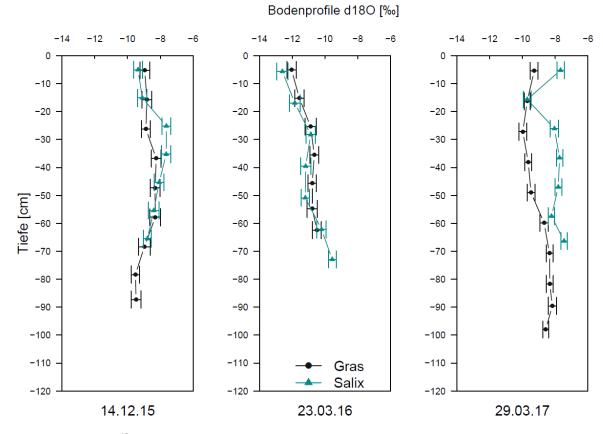


Abbildung 11:  $\delta^{18}$ O in ‰ über die Tiefe in cm der drei erhobenen Bodenprofile 2015, 2016 und 2017. Die Werte wurden über die Equilibrierungsmethode bestimmt, kalibriert und nach Gralher, 2016 korrigiert.

Der LC-Excess und der Deuterium Excess sind in Abbildung 12 dargestellt. Der Deuterium-Excess nimmt unter stabilen Bedingungen und einer Luftfeuchte von 85 % Werte zwischen 10 und 11 an. Liegt der Deuterium-Excess deutlich unter 0, ist ein Hinweis auf Nicht-Gleichgewichtsfraktionierung gegeben. Da die Messwerte mit einer Ausnahme im Bereich von 5 bis 15 liegen, sind nicht-Gleichgewichts-Fraktionierungsprozesse im Zuge der Equilibrierungsmethode auszuschließen. 2017 trat bei der obersten Salix-Messung ein stark negativer Deuterium-Excess auf. Dieser kann auf die erwähnte Evaporation zurückgeführt werden. Insgesamt sind die Unterschiede der beiden Excesse zwischen Salix und Gras eher gering.

Tabelle 3: Aus den Isotopenverhältnissen R<sup>18</sup>O/<sup>16</sup>O der einzelnen Profile berechnete Variationskoeffizienten (kurv CV).

Jahr	CV Gras	CV Weide
2015	0.48	0.69
2016	0.57	1.01
2017	0.67	0.76

## 4. ERGEBNISSE

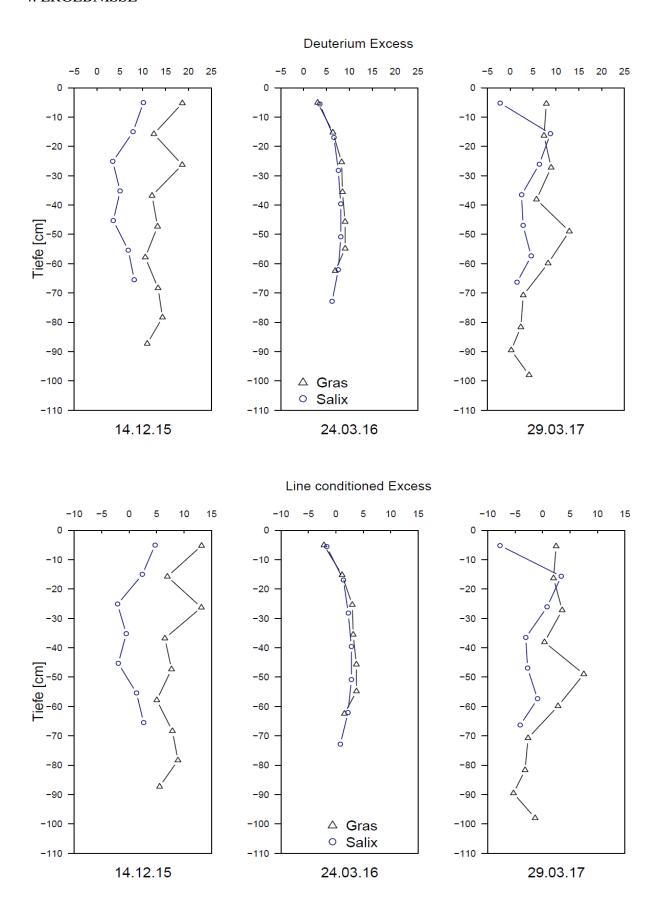


Abbildung 12: Deuterium- sowie LC-Excess (Landwehr, 2004) der drei erhobenen Bodenprofile 2015, 2016 und 2017.

## 4.2.3 Isotopensignal der Saugkerzen im Vergleich

In Abbildung 13 wird die Beziehung zwischen  $\delta^{18}$ O und  $\delta^{2}$ H der Saugkerzenmesswerte im Vergleich mit der *GMWL* und der *LMWL* aufgezeigt. Erkennbar ist, dass die Messwerte der Saugkerzen im gleichen Bereich wie die Profilmesswerte zwischen der *GMWL* und der *LMWL* liegen, jedoch einer geringeren Streuung unterliegen. Die Messwerte sind geringfügig schwerer als die *LMWL*. Der geradlinige Verlauf ohne größere Abweichungen wird durch die zunehmende Vermischung des Niederschlagsinput über die Tiefe bedingt.

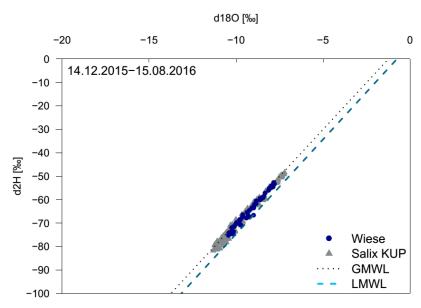


Abbildung 13: Dual Isotope Plot der unter Wiese und Salix installierten Saugkerzen. Geplottet gegen die Global Meteoric Water Line (GMWL) und die Lokal Meteoric Water Line (LMWL), die aus den gemessenen Isotopen im Niederschlag bestimmt wurde.

In Abbildung 14 sind die Messwerte der Saugkerzen sowie das Signal der Isotope im Niederschlag dargestellt. Zwischen beiden Standorten bestehen kaum Unterschiede der Isotopensignale in den Saugkerzen. Es ist ein Jahresgang des Isotopensignals erkennbar: Die leichtesten Signale treten von Mitte März bis Mai auf, die Schwersten im August und Dezember. Die Amplitude der Schwankungen ist geringer als im Niederschlag und durch die Transportzeit durch den Boden zeitlich versetzt. Dennoch sind Sommer- und Wintersignale in gedämpfter Form erkennbar. Innerhalb der verschiedenen Saugkerzen fällt auf, dass die Saugkerzen unter Salix (2A, 2B, 2C und 3B) stärkere jahreszeitliche Amplituden aufzeigen und eine gewisse Heterogenität zwischend en einzelnen Saugkerzen unter Salix erkennbar ist. Die Zeitreihe der Deuteriumsignaturen sowie die Excesse der Saugkerzen befinden sich im

Anhang D und Anhang E. Die positiven LC-Excesse deuten auf ein Signal oberhalb der *GMWL* hin. In Abbildung 15 sind die Zeitreihen der Saugkerzendaten mit den entsprechenden Tiefenstufen der Bodenprofile vergleichend dargestellt. Am Standort Gras stimmen die Messwerte der verschiedenen Methoden sehr gut überein. Der tiefere Profilabschnitt 2015 (dunkelrot) ist etwas schwerer als der höhere (hellrot).

#### 4. ERGEBNISSE

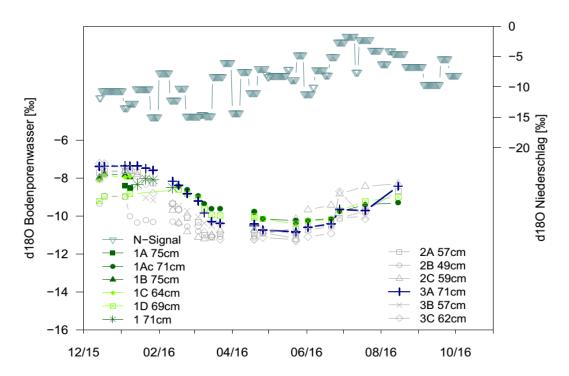


Abbildung 14: δ180 Signal der Saugkerzen in verschiedenen Tiefen für Gras (1, dunkel und hell grün nach Tiefe) und Salix (2 und 3, dunkelblau und grau) von Dezember 2015 bis August 2016. Zusätzlich ist das Niederschlagsignal dargestellt.

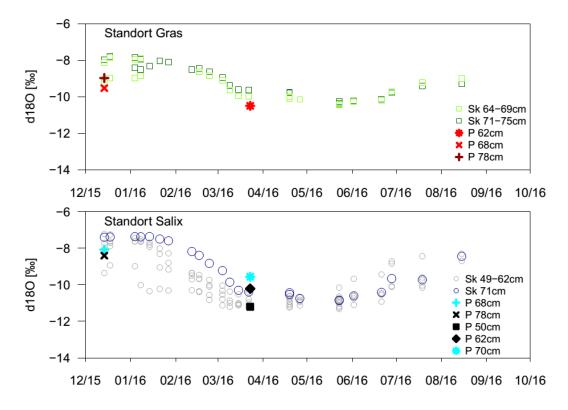


Abbildung 15: Zeitreihe des δ18O Signal der Saugkerzen, aufgeteilt nach Tiefen für den Standort Gras und Salix. Dazu aufgetragen in rot, schwarz und cyan die Messwerte der entsprechenden Profiltiefen am 23.03.2016 und 14.12.2015.

Am Standort Salix liegen die Profilentnahmenwerte ebenso im identischen Bereich wie die Saugkerzen. Die tieferen Saugkerzen (dunkelblau) sowie die tieferen Profilnahmen (cyan) weißen ein etwas schwereres Signal als die weiter oben liegenden Saugkerzen (hellgrau) und die höheren Profilabschnitte (schwarz) auf.

# 4.4 Modellierung des Wasserhaushalts mit SWIS

# 4.4.1 Gewählte Parametrisierung

In Tabelle 4 ist die optimierte Parametrisierung des finalen SWIS Modellaufs dargestellt. Für Gras wird für den *LAI* ein Minimum und Maximum von 1 und 1,5 m²/m², für Salix von 1 und 3 m²/m² angenommen. Für den rc wird für Gras ein Minimum und Maximum von 100 und 1200 s/m, für Salix 0 und 1000 s/m verwendet. Bewusst wird für beide Standorte die gleiche Bodenart modelliert, da so Unterschiede im Wasserkreislauf auf die Landnutzungsform zurückgeführt werden können. Unterschiedliche Eingangsparameter sind für die Standorte zusätzlich die Input-Zeitreihen der Evaporation, der Transpiration und der Interzeption. Die Inputzeitreihen beider Standorte sind in Anhang F dargestellt.

Tabelle 4: Modellparametrisierung für beide Standorte. Die Bodentextur Ls2 steht für einen sandigen Lehm. Θr ist der residuale, θs der gesättigte volumetrische Wassergehalt. A und n sind Parameter zur Beschreibung der Retentionskurve.

Parameter	Gras	Salix
E-Tiefe [cm]	10	20
T-Tiefe [cm]	20	35
Dispersivität [cm]	2.7	2.7
Bodenart	Ls2	Ls2
θr [ ]	0.1062	0.1062
θs [ ]	0.4238	0.4238
α [1/cm]	0.07743	0.07743
n[]	1.2207	1.2207
Ko [cm/h]	69.247	69.247
Anteil Feinporen [%]	17.9	17.9
Anteil Mittelporen [%]	24.4	24.4

### 4.4.2 Vergleich der Modellsimulation und der Messdaten

In Abbildung 16 sind der pro Profilabschnitt berechnete sowie der mittels SWIS modellierte volumetrische Wassergehalt am Standort Gras dargestellt.

#### 4. ERGEBNISSE

In grau hinterlegt ist der Bereich mit zunehmender Unschärfe der Volumenberechnung der Messprofildaten durch zunehmenden Skelettanteil (Erklärung siehe *Kapitel 4.1*). Auffällig ist, dass die modellierten Wassergehalte sehr tiefenkonstant verlaufen. Dies liegt an der Simulation der Feldkapazität zu den Entnahmezeitpunkten. 2015 und 2016 werden die Messwerte im oberen Profilbereich sehr gut abgebildet, 2017 bis 60 cm etwas unterschätzt, darunterliegend überschätzt. Das Anpassen einer zweiten Textur führte zur korrekteren Abbildung der Abnahme des Bodenwassergehalts ab ca. 60 cm. Jedoch wurden die Fits der Isotopenprofilmodellierung dadurch verschlechtert. Da die Messdaten ab 60 cm durch eine zunehmende Unschärfe belegt sind, wird abschließend eine Bodentextur simuliert. Die geringe erklärte Variation ergibt sich hauptsächlich durch den Versatz der tieferen Messdaten und die Abweichungen 2017. Dennoch wird der Modellauf auf Grund des graphischen Fits bis zu einer Tiefe von 50-60 cm als sehr gut eingeschätzt.

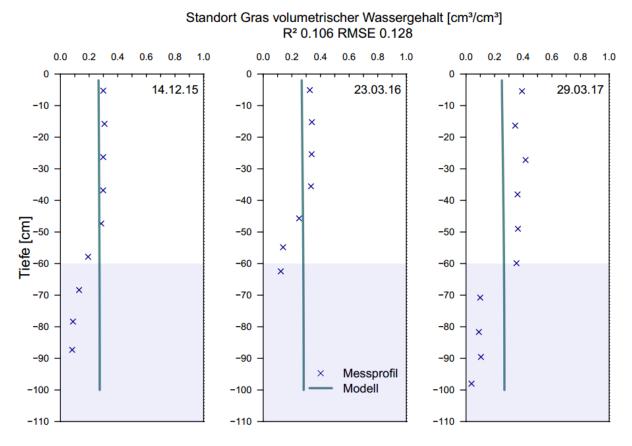


Abbildung 16: Vergleich des aus Messdaten berechneten und mittels SWIS modellierten volumetrischen Wassergehalts [cm³/cm³] der Bodenprofile im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Gras.

Analog zu Abbildung 16 sind in Abbildung 17 die modellierten und berechneten volumetrischen Wassergehalte am Standort Salix dargestellt. Durch die Wahl derselben Bodentextur ergeben sich erwartungsgemäß nahezu identische Wassergehalte an beiden Standorten. Unter Salix sind die Abweichungen des Modells von den Messdaten etwas geringer und das R² ist etwas höher, jedoch immer noch sehr niedrig.

Auch hier kommt es durch die beschrieben Unschärfe sowie die Unterschätzung der Profildaten 2017 zu schlechten Bestimmtheitsmaßen. Der graphische Fit wird jedoch auch hier bis zu einer Tiefe von 60 cm als gut eingestuft. Die Abweichungen zwischen Modell und Messdaten 2017 können durch eine Veränderung der Bodeneigenschaften durch die Ernte am 10.03.2017 und damit einhergehende Bodenbearbeitung (z. Bsp. Verdichtung) hervorgerufen werden. In Abbildung 18 sind die gemessenen und modellierten Isotopenprofile beider Standorte dargestellt.

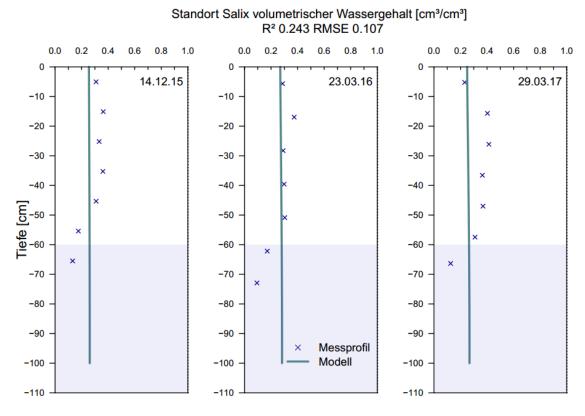


Abbildung 17: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierten  $\delta^{18}$ O [‰] Bodenprofile im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Salix.

Die Verlaufsformen der gemessenen Isotopenprofile werden treffend abgebildet. Durch die geringe angenommene *E-Tiefe* wird unter Gras eine klare Evaporationsfront simuliert. Unter Salix treten die größten Abweichungen der Simulation von den Messdaten im März 2017 auf. Hier kann vermutet werden, dass die Ernte Einfluss auf die Transportvorgänge im Boden hat. 2015 wird unter Gras ein Peak schwererer Isotope von 40-60 cm vom Modell etwas überschätzt. Unter Salix wird dieser Peak wiederum unterschätzt. In Anbetracht der Bodenbearbeitung durch die Ernte im Vorlauf der Profilnahme 2017 und der Verwendung wöchentlicher Niederschlagsdaten sind die Unterschiede zwischen gemessenen und simulierten Profilen sehr gering. Die Deuterium Profile befinden sich im Anhang G.

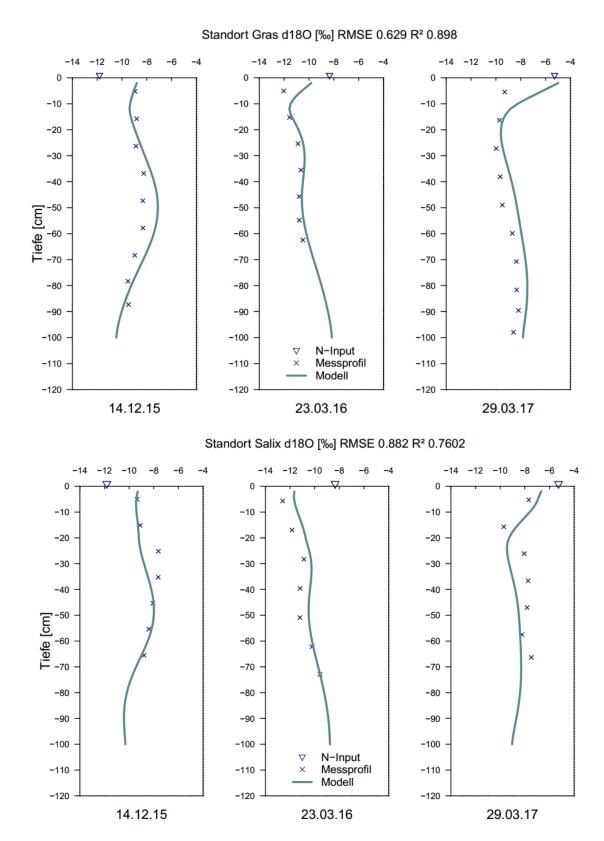


Abbildung 18: Vergleich der Messdaten: und mittels SWIS modellierten  $\delta^{18}$ O [%] Profile im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten).

In Abbildung 19 werden die gemessenen und modellierten  $\delta^{18}$ O Zeitreihen am Standort Gras und Salix verglichen.

RMSE und R<sup>2</sup> werden aus dem Mittelwert der Messwerte der einzelnen Saugkerzen je Standort und den Simulationsergebnissen der Tiefen 72 cm unter Gras und 60 cm unter Salix bestimmt. Die Gütemaße der die Daten am besten darstellenden Modelltiefe sind im Plot dargestellt.

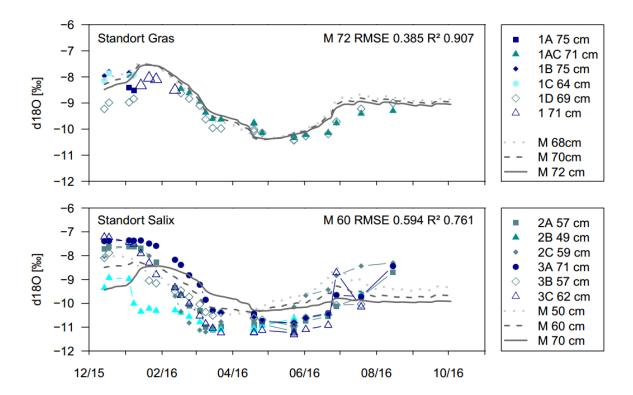


Abbildung 19: Vergleich der Messdaten und mittels SWIS modellierter Isotopensignaturen vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras (oben) und den Standort Salix (unten). M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (Gras 72 cm, Salix 60 cm aufgezeigt.

Die simulierten  $\delta^{18}$ O Zeitreihen stimmen an beiden Standorten sehr gut mit den gemessenen Werten der Saugkerzen überein. Es kann eine sehr geringe Abweichung und eine hohe erklärte Varianz erzielt werden. Unter den KUP Flächen ist das R² etwas geringer: Die jahreszeitlichen Peaks der schwereren Signaturen werden ein wenig unterschätzt und die jährliche Schwankung ist etwas zu gering. Auffällig ist besonders im Vergleich mit den verschiedenen simulierten Tiefen die hohe Streuung der Saugkerzen am Salix Standort.

## 4.4.3 Sensitivitätsanalyse

Insgesamt wurden die Bodentextur, die Dispersivität, die *E*- sowie die *T-Tiefe* angepasst und variiert. In Abbildung 20 sind Modelläufe mit verschiedenen Bodentexturen dargestellt. Als Eingangsparameter werden zur Begrenzung der Rechenzeiten eine Tiefenauflösung von 5 cm, eine *E- und T-Tiefe von 20 cm* und eine Dispersivität von 0 cm gewählt.

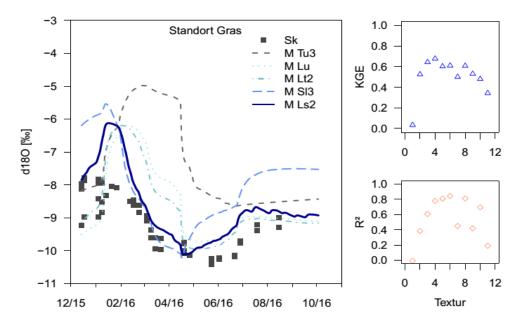


Abbildung 20: Links: Simulierte Isotopensignale der Modellläufe (M) mit unterschiedlicher Bodentextur im Vergleich mit den Messwerten der Saugkerzen unter Gras. Rechts: KGE und R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Textur auf der x-Achse.

Verglichen werden die Saugkerzen mit den Simulationen in 70 cm Tiefe für Gras und 50 cm Tiefe für Salix. Die x-Werte der beiden rechten Abbildungen stehen für: 1 Tu3, 2 Uls, 3 Slu, 4 Sl4, 5 Ls3, 6 Ls2, 7 Lt2, 8 Ls2 bis 50 cm dann Su4, 9 Ls2 bis 50 cm dann Sl2, 10 Sl3 und 11 Lu. In der linken Graphik werden die am stärksten und am wenigsten abweichenden modellierten Signale dargestellt. Anhand der Spannbreite der Gütemaße ist erkennbar, dass die Bodentextur ein stark sensitiver Modellparameter ist. Durch die Annahme höherer Tonund geringerer Sandanteile (Tu3, Lt2, Lu) wird die Transportzeit der Isotope deutlich verlängert, die Peaks auf geweitet und die jahreszeitliche Schwankung schlechter getroffen. Mit zunehmendem Sandanteil erhöht sich die Güte der Fits. Wird ein zu hoher Sandanteil simuliert (S13, S14, Ls3) verlaufen die Peaks zu steil. Der optimale Parameter für die Bodentextur ist nach Gütemaßen ein Ls2. Dieser weicht nur geringfügig von den Messwerten der Textur ab. Es werden teilweise höhere KGE Werte bei anderen Texturen erreicht, dies widerspricht jedoch den Bewertungen durch R2 und den optischen Fits. Abweichungen ergeben sich bei allem Texturen durch Überschätzung der Sommerpeaks. In Abbildung 21 wird der Einfluss unterschiedlicher Dispersivitäten D mit der Annahme eines Ls2 dargestellt. Über die Variation von D kann die Überschätzung der schweren Peaks verringert werden (Maximum bei einem D von 2,7 cm mit R<sup>2</sup> 0,93). Der KGE steigt mit weiter zunehmenden D auf ein zweites Maximum an. Dies widerspricht erneut den anderen Bewertungskriterien. Die Plots der Gütemaße zeigen, dass D ebenfalls sensitiv ist, wenn auch in geringerem Maße als die Textur. In Abbildung 22 ist der Einfluss unterschiedlicher E-Tiefen auf die Simulationen dargestellt. Auch hier kann eine Sensitivität durch den graphischen Vergleich festgestellt werden.

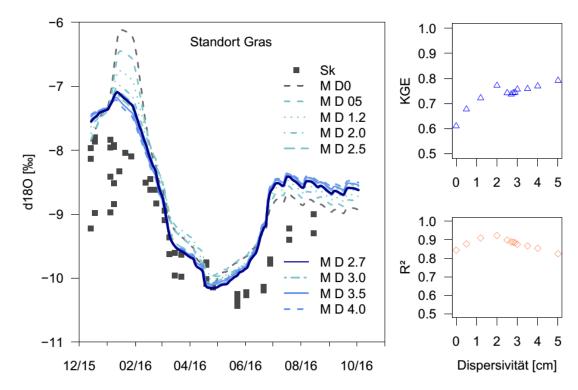


Abbildung 21: Links: Simulierte Isotopensignale unterschiedlicher Dispersivität D in cm im Vergleich mit den Messwerten der Saugkerzen (Sk) unter Gras . Rechts: KGE und R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Dispersivität auf der x-Achse.

Je geringer die *E-Tiefe*, desto besser der Modellfit. Jedoch zeigt R<sup>2</sup> keine starken Unterschiede an, was für keine hohe Sensitivität spricht. Der Parameter wurde bewusst nicht unter 10 cm gesetzt, da dies als nicht realistisch eingestuft wurde. Mit abnehmender E-Tiefe werden die schweren Peaks vom Modell weniger überschätzt: Geringere E-Tiefen führen zu leichteren Signalen in der simulierten Tiefe von 70 cm. Die Überprüfung des Einflusses der T-Tiefe stellt diese als geringfügig sensitiver Parameter am Standort Gras heraus: Die Schwankungsbereiche der Gütemaße sind sehr gering, ebenso wie die Unterschiede der graphischen Darstellung der verschiedenen Modellläufe. Ein Optimum der Anpassungsgüte kann bei einer T-Tiefe von 20 cm erreicht werden.

Am Standort Salix werden die Parameter für Textur und *D* vom Standort Gras auf Grund der Annahme derselben Bodentextur übernommen. Die Überprüfung des Einflusses der *E-Tiefe* für den Standort Salix ergiebt eine geringe Sensitivität. Das undeutliche Optimum liegt bei einer *E-Tiefe* von 25 cm mit einem R² von 0,868. Die Variation der *T-Tiefe* mit der Annahme einer *E-Tiefe* von 20 cm ist in Abbildung 23 dargestellt. Die Variation der *T-Tiefe* hat ebenfalls einen geringen Einfluss auf die Modellgüte. Das aufgefundene Optimum liegt bei einer *T-Tiefe* von 35 cm mit einem R² von 0,868. Wieder weicht die Spannbreite der Modellgüte nach Angabe des KGE deutlich von R² und dem optischen Fit ab.

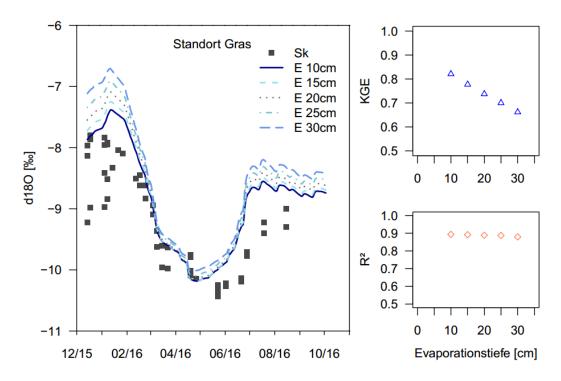


Abbildung 22: Links mit unterschiedlichen E-Tiefen Simulierte Isotopensignaturen im Vergleich mit den Messwerten der Saugkerzen unter Gras. Rechts KGE und R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher E-Tiefe auf der x-Achse.

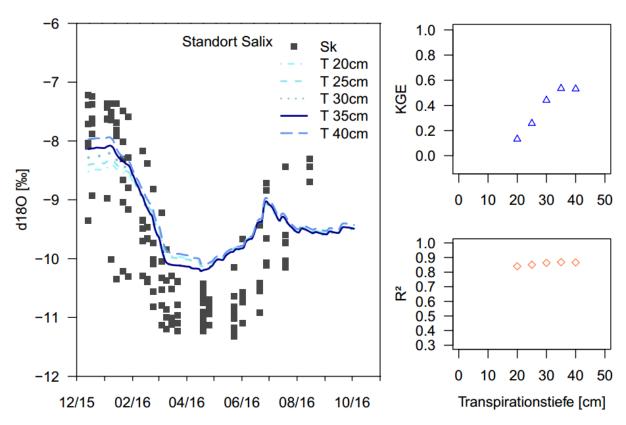


Abbildung 23: Links: Mit unterschiedlichen T-Tiefen simulierte Isotopensignatur im Vergleich mit den Messwerten der Saugkerzen unter Salix. Rechts KGE und R<sup>2</sup> in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlichem T.

#### 4.4.4 Simulierte Wasserbilanz

In Abbildung 24 ist die über SWIS ermittelte Wasserbilanz veranschaulicht. Die Abkürzungen N, T, I, E, und D stehen für Niederschlag, Transpiration, Interzeption, Evaporation und Drainage. Alle Angaben sind in % des gefallen Niederschlags angegeben und auf eine Nachkommastelle gerundet. Die Wasserbilanz wird über den gesamten modellierten Zeitraum (01.01.2010-31.03.2017) berechnet. In Anhang I befindet sich die tabellarische Auflistung aller Komponenten des Wasserhaushalts der beiden Standorte. Unter Salix verdunsten über den Interzeptionsspeicher ca. 3 % mehr vom Gesamtniederschlag (6258 mm). Die Weiden transpirieren knapp 13 % mehr Wasser. Die Evaporation aus den oberen Bodenhorizonten ist unter Salix etwas geringer. Insgesamt ist die gesamte Drainage unter Salix 13 % geringer. Pro Jahr beträgt die Tiefenversickerung rund 380 mm für den Salix- und 290 mm für den Grasstandort. Schließt man die Wasserbilanz verbleiben für Gras und Salix jeweils rund -1,1 % als Speicheränderung des Bodenwassergehalts. Der Interzeptionsspeicher liegt am Ende der Modellierung bei 0 cm. Es besteht ein klarer Unterschied zwischen den Standorten und die KUP-Flächen verringern deutlich die Drainage.

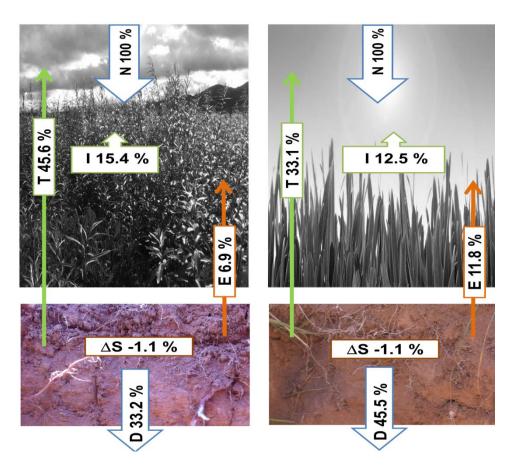


Abbildung 24: Mittels SWIS berechnete Kompartimente der Wasserbilanz für Salix (links) und Gras (rechts). Die Abkürzungen N, T, I, E und D stehen für Niederschlag, Transpiration, Interzeption, Evaporation und Drainage. Alle Angaben sind in %-Anteil am Niederschlag über den gesamten modellierten Zeitraum (01.01.2010 bis 31.03.2017). Der gesamte Niederschlag beträgt 6258 mm. Bild oben rechts verändert nach Bildquelle1.

# 4.5 Nitratmessungen

## 4.5.1 Nitratgehalte der Bodenprofile

In Abbildung 25 sind die gemessenen Nitratgehalte der Bodenprofile dargestellt. Zusätzlich sind die am 03.07.2017 entnommenen Messzylinderproben im Plot 2017 eingezeichnet.

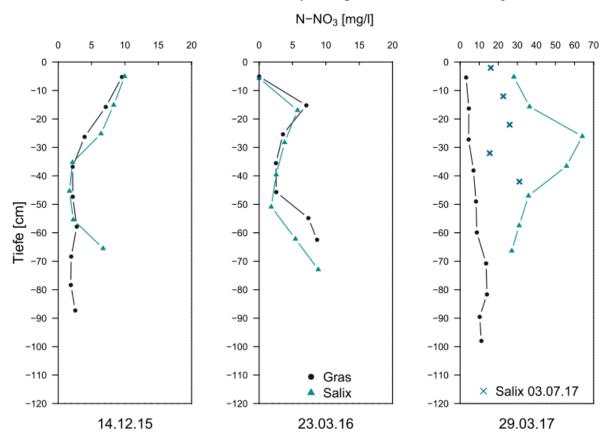


Abbildung 25: N-NO<sub>3</sub> Konzentrationen in mg/l des Bodenporenwassers der drei erhobenen Profile (14.12.16, 23.03.16 und 29.03.17) am Standort Gras und Salix sowie der am 03.07.17 unter Salix entnommenen Zylinder-Bodenproben.

Für die Konzentrationsbestimmung wird der mit einer Unschärfe belegte volumetrische Wassergehalt benötigt. Unter Salix werden weitestgehend ähnliche Werte festgestellt wie unter Gras. Über die Tiefe ist vielfach eine Abnahme der Nitratgehalte zu erkennen, jedoch kommt es teilweise zu einem Wiederanstieg der Konzentrationen ab ca. 50-60 cm. Im März 2016 kann ein geringer Peak in einer Höhe von ca. 15 cm ausgemacht werden. Auffällig ist der Wert von 0 mg N-NO<sub>3</sub>/l im Oberboden 2016. Nach der Ernte am 10.03.2017 verlaufen die Konzentrationen unter Gras relativ tiefenkonstant, während die Messwerte unter Salix deutlich höher liegen. Zwischen ca. 20 und 45 cm Tiefe bildet sich ein markanter Peak von knapp 70 mg/l aus. Nach diesem Peak gehen die Konzentrationen mit der Tiefe zurück. Im Vergleich zur Messung im März liegen die Konzentrationen unter Salix im Juli 2017 in einem geringeren Bereich. Jedoch sind die Konzentrationen immer noch erhöht.

## 4.5.2 Nitratgehalte der Saugkerzen im Vergleich

Die gemessenen Nitratkonzentrationen der Saugkerzen unter Gras sind in Abbildung 26 mit den Messwerten der Bodenprofile dargestellt. Die Saugkerzenmesswerte liegen unter den ermittelten Konzentrationen der Bodenprofilproben: Während die Profildaten einen Peak von knapp 9 mg/l im April anzeigen, verläuft der Jahresgang der Saugkerzen zwischen 0 mg/l im Sommer/Winter und 3 mg/l im Frühjahr. Das Bodenprofil 2016 reicht lediglich bis zu einer Tiefe von 62.45 cm während die Saugkerzen in einer Tiefe von ca. 71 und 69 cm liegen. Dennoch ist der Unterschied der Konzentrationen auch über den Tiefenversatz sehr deutlich. In Abbildung 27 sind die Saugkerzen unter Salix und die entsprechenden Profilmessungen dargestellt. Die Konzentrationen der Saugkerzen sind unter Salix deutlich höher als unter Gras. Es zeigt sich im gleichen Zeitraum wie am Standort Gras in den Saugkerzen ein Frühjahrs-Peak von maximal 22 mg/l und minimal ca. 7 mg/l. Die Streuung zwischen den Saugkerzen ist stark. Es zeigt sich eine räumliche sehr Heterogenität Nitratkonzentrationen zwischen den beiden Messgruppen zwei und drei. Die Profilwerte stimmen mit den Saugkerzendaten am Standort Salix sehr gut überein. Damit lässt sich ein genereller Versatz zwischen beiden Messmethoden ausschließen.

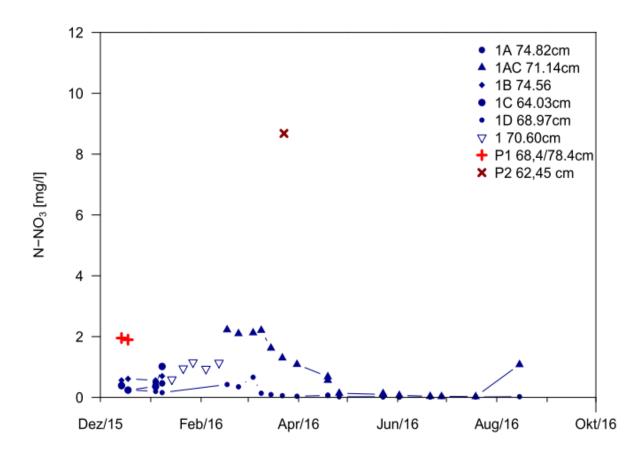


Abbildung 26: N-NO<sub>3</sub> Konzentrationen [mg/l] des Bodenporenwassers der Profile am 14.12.15 und 23.03.16 sowie der durchgehend installierten Saugkerzen am Standort Gras.

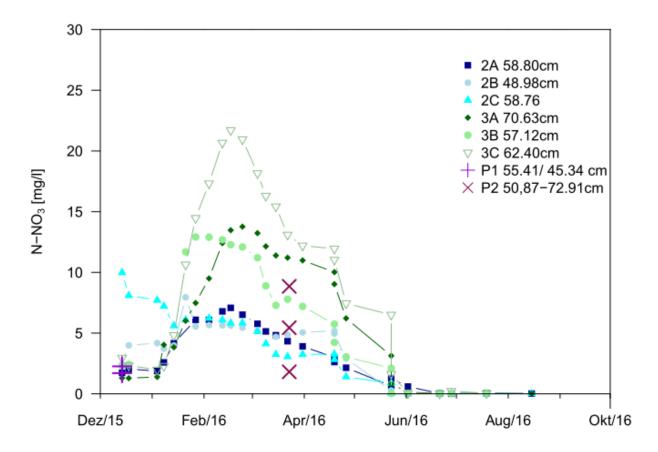


Abbildung 27: N-NO<sub>3</sub> Konzentrationen [mg/l] des Bodenporenwassers der Profile vom 14.12.16, 23.03.16 sowie der dauerhaft installierten Saugkerzen unter Salix.

# 4.6 Modellierung des Nitrathaushalts mit DAISY

# 4.6.1 Gewählte Parametrisierung

In Tabelle 5 ist die optimierte Parametrisierung der finalen DAISY Modelläufe dargestellt. Für beide Standorte werden die Bodenparameter sowie die entsprechenden Mualem-van-Genuchten Parameter entsprechend der Bodenart Ls2 verwendet. Für Gras werden die Informationen der Mähhäufigkeit nach Angaben der zuständigen Mitarbeiter der Universität Freiburg in das Management Kompartiment implementiert. Dabei wird die Schnitthöhe auf Grund fehlender Angaben an die Messdaten der Saugkerzen angepasst. Das Pflanzenkompartiment "Grass" wurde aus der vorparametrisierten Bibliothek Pflanzenkompartimente von Daisy verwendet, welche in Anhang J dargestellt ist. Das für Salix verwendete Afforestation-Modul mit der finalen Parametrisierung ist in Anhang K dargestellt. Bewusst werden die am Standort Gras ermittelten Werte für den initialen organischen Kohlenstoffgehalt und die Stickstoff Hintergrunddeposition am Standort Salix übernommen, da von den gleichen Standortbedingungen ausgegangen wird. Die maximale Wurzeltiefe ist die potentiell maximal mögliche Wurzeltiefe die als Grenzwert und nicht als Ist-Wert verstanden wird.

Tabelle 5: Parametrisierung der finalen DAISY Modellläufe der Standorte Gras und Salix. Der anfängliche organische C Pool beschreibt den Startwert für den im Boden gespeicherten Kohlenstoff zu Anfang der Modellierung. Die maximale Wurzeltiefe ist nicht die real angenommene sondern die potentiell maximal mögliche Wurzeltiefe.

Parameter	Einheit	Gras	Salix
Management	-	Schnitte 15/7/1 (5cm) 16/3/23 (15cm) 16/6/23 (15cm)	nicht möglich Anpflanzung 01.09.2014
Pflanzenkompartiment	-	grass.dai	afforestation.dai
initialer org. C Pool	$\frac{kg\ C}{ha*a}$	800	800
Deposition	$\frac{kg\ N}{ha*a}$	12	12
maximale Wurzeltiefe	cm	90	100
Tongehalt	%	17	17
Schluffgehalt	%	45	45
Sandgehalt	%	38	38
$\theta res$	%	10.62	10.62
$\theta$ sat	%	42.38	42.38
α	1/cm	0.07743	0.07743
n	-	1.2207	1.2207
K_sat	cm/h	69.247	69.247
C/N Verh. Boden	-	13	16
Tiefe H2	cm	20.5	20.5
H1 Humusgehalt	%	0.3	1.5
H2 Humusgehalt	%	0.1	0.5

# 4.6.2 Vergleich der Modellsimulation und der Messdaten unter Gras

In Abbildung 28 werden die berechneten volumetrischen Wassergehalte sowie die per Daisy simulierten Wassergehalte für den Standort Gras aufgezeigt.

#### 4. ERGEBNISSE

Zusätzlich sind zum Vergleich von SWIS und DAISY die mittels SWIS simulierten Wassergehalte nochmals eingezeichnet. In grau hinterlegt ist wieder der Bereich mit zunehmender Unschärfe der Volumenberechnung der Messprofildaten dargestellt.

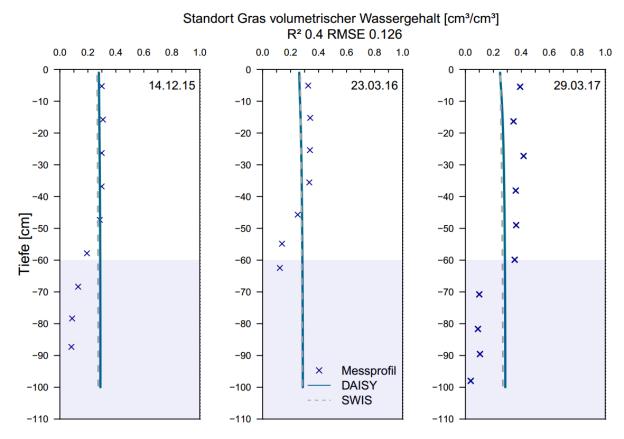


Abbildung 28: Vergleich des aus Messdaten berechneten und mittels DAISY (blaue, durchgezogene Linie) und SWIS (graue, gestrichelte Linie) modellierten volumetrischen Wassergehalts [cm³/cm³] der Bodenprofile im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Gras.

Es ist deutlich erkennbar, dass SWIS und DAISY trotz teilweise unterschiedlicher Berechnung nahezu exakt die gleichen Wassergehalte simulieren: Ebenfalls wird der tiefenkonstante Verlauf des Zustands der Feldkapazität zu den Profilentnahmezeitpunkten vorhergesagt. Dies bedeutet, dass beide Modelle mit der Implementierung einer Bodentextur nicht in der Lage sind, den Tiefenversatz der Bodenfeuchte ab 50-60 cm abzubilden. Die relativ niedrigen Gütemaße werden durch diese Abweichungen und die Abweichungen im März 2017 bedingt. In Abbildung 29 sind die modellierten und gemessenen Bodenprofile des Nitratstickstoffs (N-NO<sub>3</sub>) in mg/l dargestellt.

Es zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen Simulation und Messdaten: Zur ersten Profilentnahme ist DAISY in der Lage, die Messdaten relativ gut abzubilden. Lediglich in den oberen Horizonten werden die gemessenen Konzentrationen unterschätzt. Im März 2016 verlaufen die simulierten Werte sehr tiefenkonstanten und es ergeben sich größere Abweichungen ab einer Tiefe von 50 cm.

2017 werden bis zu einer Tiefe von 30 cm die Messwerte treffend simuliert, darunterliegend werden die gemessenen Konzentrationen unterschätzt. Zu beachten ist, dass die Unschärfe der Wassergehaltsberechnung ebenso zu einer Unschärfe der ermittelten Nitratkonzentrationen führt. Die berechneten Nitratkonzentrationen müssen ab einer Tiefe von 50 cm als nicht repräsentativ eingestuft werden: Deshalb ist wieder der Bereich ab 60 cm in grau hinterlegt. Der hohe RMSE ergibt sich hauptsächlich durch die Abweichungen in den tieferen Horizonten, da ansonsten die Profile im Mittel relativ gut getroffen werden. Insgesamt kann DAISY die Varianz der gemessenen Nitratkonzentrationen über die Tiefe nicht abbilden. In Abbildung 30 sind die simulierten Zeitreihen der Nitratkonzentrationen in mg N-NO<sub>3</sub>/l in fester Tiefe im Vergleich zu den Messwerten der Saugkerzen dargestellt.

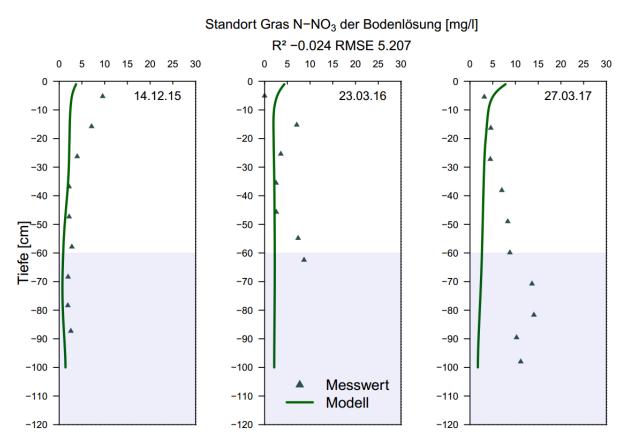


Abbildung 29: Vergleich der aus den Profilentnahmen berechneten Nitratkonzentrationen (N-NO3) in mg/l und der mittels DAISY modellierten Konzentrationen in mg/l im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Gras.

Anhand des optischen Fits und der Gütemaße kann ein sehr guter Fit an das Mittel der untereinander stark unterschiedlichen Saugkerzen erkannt werden. Der Frühjahrespeak im März wird treffend simuliert. Es ergeben sich geringe Abweichungen und eine hohe erklärte Varianz. Innerhalb der Spannbreite der Messdaten spiegelt das Modell besonders die Sammelprobe 1AC wieder. Die Messwerte der Saugkerze 1D werden überschätzt, diese liegen jedoch auch deutlich unter den restlichen Messwerten.

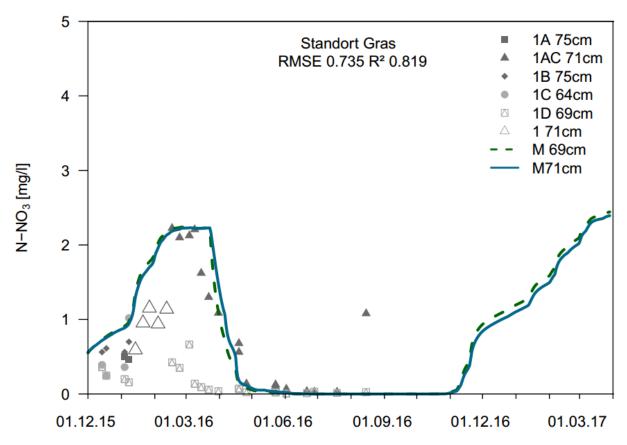


Abbildung 30: In den Sammelproben der Saugkerzen gemessene und mittels SWIS modellierte Nitratkonzentrationen N-NO<sub>3</sub> in mg/l vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Gras. M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (71cm) angezeigt. Zur Ermittlung der Gütemaße wurden die Messwerte über die einzelnen Saugkerzen gemittelt.

## 4.6.3 Vergleich der Modellsimulation und der Messdaten unter Salix

Am Salix Standort ergeben sich ebenfalls kaum Abweichungen zu den mit SWIS modellierten volumetrischen Wassergehalten der Bodenprofile. Der Vergleich der beiden Simulationen und der Messdaten ist in Anhang L dargestellt. Auch hier kann die Schwankung der Wassergehalte über die Tiefe vom Modell nur unzureichend erfasst werden (R² -0,021). Dahingegen sind die mittleren Abweichungen gering (RMSE 0,096). In Abbildung 31 ist der Fit der simulierten an die berechneten Nitratkonzentrationen unter Salix dargestellt. Ähnlich zur Simulation am Standort Gras kann das Modell die Variation der Konzentrationen über die Tiefe nicht treffend abbilden. Dies führt zu einer relativ geringen erklärten Varianz. Wieder kann vermutet werden, dass dies teilweise durch die Unschärfe der berechneten Konzentrationen bedingt wird. Während 2015 und 2017 der mittlere Versatz zwischen gemessenen und modellierten Werten relativ gering ist, kann das Modell den Nitratpeak 2017 nicht abbilden. Grund dafür ist die fehlende Möglichkeit im Modul Afforestation eine Erntemaßnahme zu implementieren.

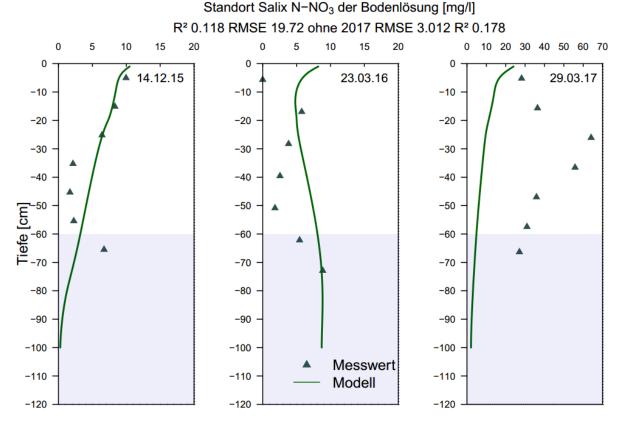


Abbildung 31: Vergleich der aus den Profilentnahmen berechneten Nitratkonzentrationen und der mittels DAISY modellierten Konzentrationen in mg N-NO<sub>3</sub> / I im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Salix.

In Abbildung 32 sind die simulierten Zeitreihen der Nitratkonzentrationen in mg N- $NO_3$ /l im Vergleich zu den Messwerten der Saugkerzen dargestellt. Die Gütemaße werden aus dem Mittelwert der Messwerte der einzelnen Saugkerzen und den Simulationsergebnissen der modellierten Tiefe von 60 cm bestimmt. Auch am Salix Standort konnte ein sehr guter Fit mit einem sehr hohen  $R^2$  und einem sehr geringen RMSE erreicht werden. Die jährliche Variation wird sehr gut abgebildet. Der Beginn eines weiteren Frühjahrespeaks im März 2017 kann erkannt werden. Deutlich zeigt sich über den Vergleich der gemessenen und simulierten Werte die Spannbreite der Variation innerhalb der verschiedenen Saugkerzen, die im Mittel sehr gut vom Modell erfasst werden kann. Die beiden dargestellten simulierten Tiefenstufen unterscheiden sich nicht stark voneinander. Damit deutet die Simulation auf einen geringen Einfluss der Einbringungstiefe auf die Unterschiede in den Saugkerzen hin.

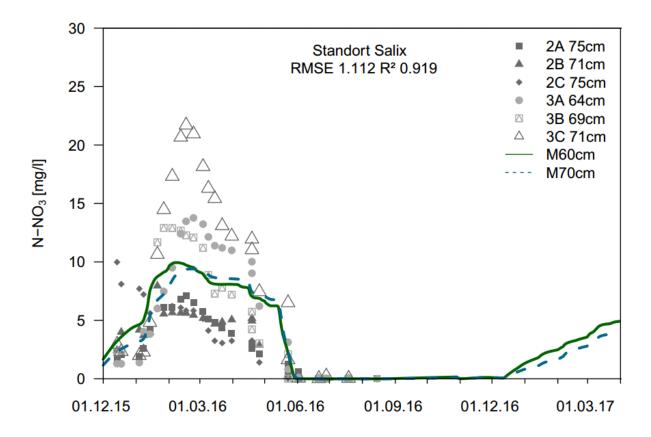


Abbildung 32: In den Sammelproben der Saugkerzen gemessene und mittels SWIS modellierter Nitratkonzentrationen in mg N-NO<sub>3</sub>/I vom Dezember 2015 bis zum Oktober 2016 für den Standort Salix. M steht jeweils für Modell, die cm-Angabe für die simulierte Tiefe. Im Plot werden die Gütemaße der bestpassenden Modelltiefe (60 cm) angezeigt. Zur Ermittlung der Gütemaße wurden die Messwerte über die einzelnen Saugkerzen gemittelt.

## 4.6.4Sensitivitätsanalyse

In Abbildung 34 ist der Einfluss verschiedener Depositionswerte auf die Simulationen am Standort Gras dargestellt. Es zeigt sich, dass die Deposition ein sensitiver Parameter ist. Der beste Fit kann mit einer Deposition von  $12 \frac{kg \, N}{ha*a}$  erreicht werden. In Abbildung 33 ist der Einfluss des C/N-Verh. im Boden am Standort Gras auf die simulierten Nitratkonzentrationen dargestellt. Auch wenn sich die erklärte Varianz nicht stark verändert, zeigt der graphische Vergleich den Einfluss auf den Versatz zwischen Messwerten und Simulationen. Optimale Gütemaße können mit einem C/N-Verh. von 13 erreicht werden. In Abbildung 35 ist der Einfluss der Variation des Humusgehaltes im oberen Horizont dargestellt. Der Humusgehalt des oberen Horizonts ist ein stark sensitiver Parameter. Neben der erklärten Varianz wird ebenso der Versatz zu den Messdaten deutlich durch den Humusgehalt beeinflusst. Beste Simulationsergebnisse ergeben sich bei der Annahme von einem relativ geringen Humusgehalt von 0,3% im oberen Horizont. Der Humusgehalt in den unteren Horizonten erweist sich als nicht sensitiver Parameter.

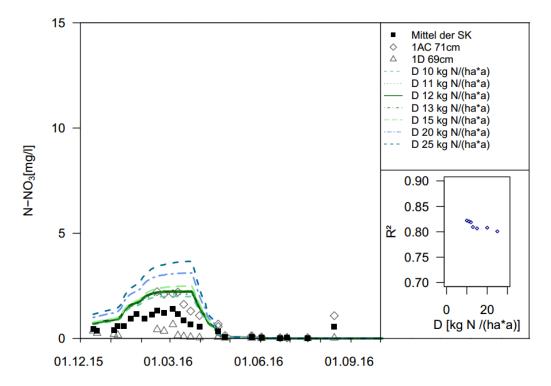


Abbildung 34: Links: Simulierte Nitratkonzentrationen am Standort Gras mit unterschiedlichen Depositionswerten im Vergleich zu dem Mittelwert der Saugkerzen (schwarze Quadrate) und den einzelnen Saugkerzen. Rechts: R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Textur auf der x-Achse.

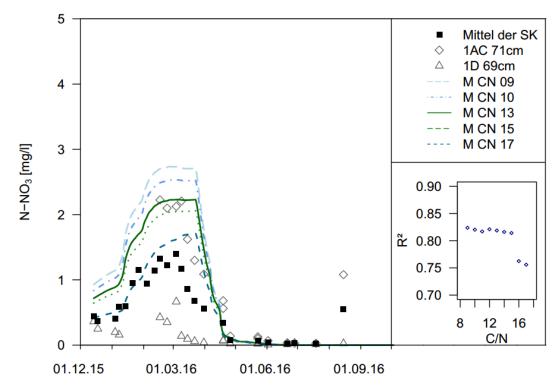


Abbildung 33: Links: Simulierte Nitratkonzentrationen am Standort Gras mit unterschiedlichen C/N-Verh. im Vergleich zu dem Mittelwert der Saugkerzen (schwarze Quadrate) und den einzelnen Saugkerzen. Rechts: R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Textur auf der x-Achse.

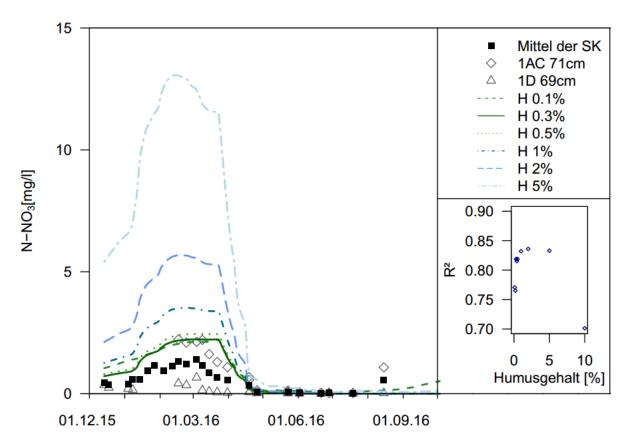


Abbildung 35: Links: Simulierte Nitratkonzentrationen am Standort Gras mit unterschiedlichen angenommenen Humusgehalten im oberen Horizont im Vergleich zu dem Mittelwert der Saugkerzen (schwarze Quadrate) und den einzelnen Saugkerzen. Rechts: R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Textur auf der x-Achse.

Wie in Abbildung 36 dargestellt hat am Standort Salix die Wahl der Modellstruktur den deutlichsten Einfluss auf die Güte der Simulationen. Wird das Crop Modul Maize für KUP parametrisiert und angepasst, wird der Frühjahrspeak der Messdaten unterschätzt. Jedoch sind die erklärte Variation und damit die Passform an den Jahresgang relativ hoch. Das Hardwood permanent Modul ist nicht in der Lage den Jahresgang der Messdaten zu treffen. Das Afforestation Modul ist hingegen bereits mit geringen Anpassungen der gegebenen Parametrisierung in der Lage die Messdaten relativ gut abzubilden ( $R^2$  0,9). Der Frühjahrespeak des Mittels der Saugkerzen wird noch etwas unterschätzt. Weitergehend werden die Simulationen deshalb mit Afforestation durchgeführt. Es wird ebenfalls ein initialer Gehalt an organischem Kohlenstoff von  $800 \ kg \ C/ha$  und eine Stickstoff-Deposition von  $12 \ \frac{kg \ N}{ha*a}$  angenommen. Die Sensitivitätsanalysen der Bodenparameter unter Salix (C/N-Verh., Humusgehalt und maximale Wurzeltiefe) zeigen vergleichbare Sensitivitäten wie am Standort Gras auf. Mit einer Erhöhung des Humusgehaltes sowie einer Verringerung des CN-Verh. kann die Höhe des Frühjahrespeaks entsprechend den Messdaten erhöht werden.

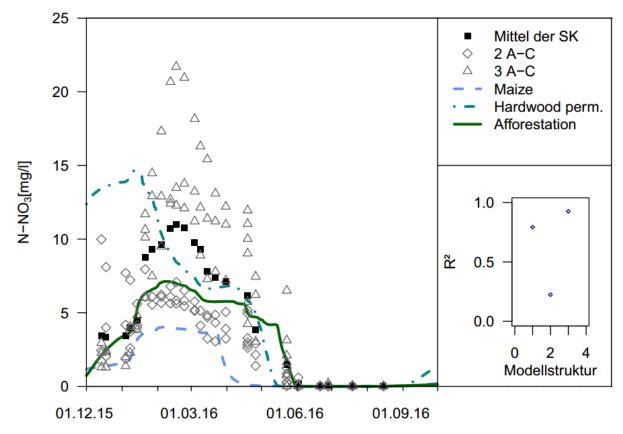


Abbildung 36: Links: Sensitivitätsanalyse der gewählten Modellstruktur in DAISY auf die Simulationen der Nitratkonzentrationen in mg N-NO<sub>3</sub>/I am Standort Salix. Verglichen werden die Strukturen Maize-Crop neu parametrisiert (1), Hardwood permanent (2) und Afforestation (3). Rechts: KGE und R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Textur auf der x- Achse.

Ein Optimum kann hier mit der Wahl von einem Humusgehalt von 1,5% bis zu  $20\,\mathrm{cm}$  Tiefe und einem CN-Verh. von 16 erreicht werden. Die potential maximal erreichbare Wurzeltiefe stellt sich als geringfügig sensitiv heraus. Die jahreszeitliche Verteilung der Menge des Laubwurfs und das darin auftretende CN-Verh. sind nicht sensitiv. Hier ist anzunehmen, dass die Modellierung für diese beiden Parameter auch mit den default Werten für einen aufwachsenden Buchenwald durchführbar ist. Dahingegen ist der in Abbildung 38 dargestellte Stickstoffanteil an Nicht-Blattteilen ("N-non-leaves", N n.l.) ein sensitiver Parameter, der Versatz und erklärte Variation der Simulation stark beeinflusst. Dies trifft auch auf den Parameter "N per LAI" in kg/ha zu, der den Stickstoffgehalt der Vegetation als Funktion des LAI beschreibt. Je höher dabei dieser Parameter gewählt wird, desto höher wird der Frühjahrespeak durch den zunehmenden Anteil an Stickstoffgehalt der Vegetation. Der Sensitivitätsplot für den N per Lai (N p. LAI) Parameter ist in Abbildung 37 dargestellt. Deutlich am graphischen Fit sind die Auswirkungen der Annahme eines zu niedrigen N p. LAI von beispielsweise 5 zu sehen.

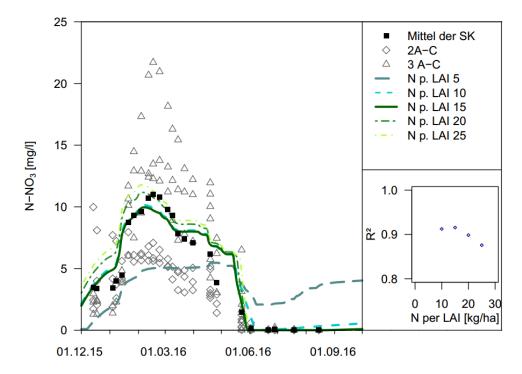


Abbildung 37: Links: Einfluss des N per LAI (N p. LAI) Parameter auf die Modellgüte der auf die Simulationen der Nitratkonzentrationen in mg N-NO₃/ I am Standort Salix. Rechts: R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Textur auf der x- Achse.

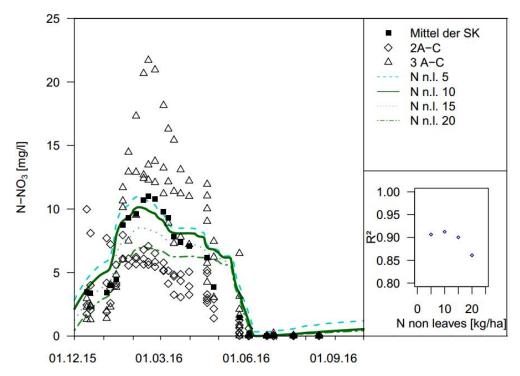


Abbildung 38: Links: Einfluss des N-non-leaves Parameter (kurz N n.l.) auf die Simulationen der Nitratkonzentrationen in mgN-NO<sub>3</sub>/I am Standort Salix. Rechts: R² auf der y-Achse in Abhängigkeit der Modellläufe mit gleicher Parametrisierung und unterschiedlicher Textur auf der x- Achse.

#### 4.6.5 Simulierte Wasser- und Stickstoffbilanzen

In Abbildung 39 sind die Wasserbilanzen von Daisy und SWIS für beide Standorte über den gesamten modellierten Zeitraum (01.01.2010-31.03.2017) dargestellt. Nicht aufgetragen ist die Bodenwasserspeicheränderung. Die Bodenwasserspeicheränderung beträgt in SWIS für Gras und Salix jeweils ca. 1,1 % und in DAISY für Gras ca. 0.5 % und für Salix ca. 0.6 %. N steht für Niederschlag, aET für aktuelle Evapotranspiration, Q für Oberflächenabfluss, SW für Surface Water, I für Infiltration in die Bodenmatrix und D für Drainage am unteren Modellrand. Beide Modelle erzeugen gleiche Wasserbilanzen. Dies ist durch die soweit möglich gleiche Wahl der Inputzeitreihen und die identische Grundlage zur Berechnung des Wasserflusses in der ungesättigten Zone zu erwarten und plausibilisiert die beiden Simulationen. Das "Surfacewater" beinhaltet bei SWIS die Interzeption, bei DAISY zusätzlich noch die akkumulierte Schneemenge und das als Ponding gehaltene Wasser. Durch **Ponding** Einstellung erzeugen beide Modelle erwartungsgemäß Oberflächenabfluss.

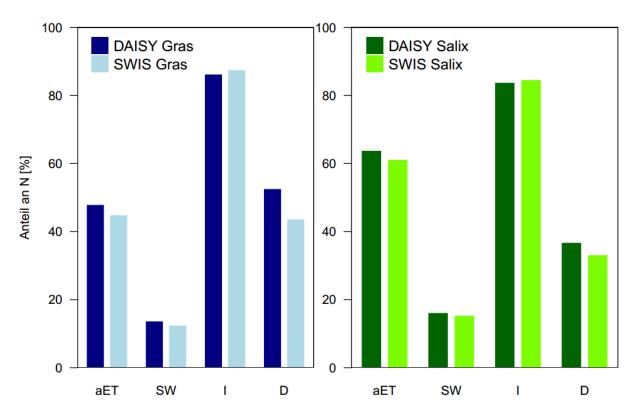


Abbildung 39: Mittels DAISY und SWIS simulierte Wasserbilanz am Standort Gras (links) und Salix (rechts). Nicht abgebildet ist die Wasserspeicheränderung des Bodens. N steht für Niederschlag, aET für aktuelle Evapotranspiration, Q für Oberflächenabfluss, SW für Surfacewater, I für Infiltration und D für Drainage. Das Surface Water beschreibt bei DAISY Wasser, das über Ponding über dem Boden gehalten wird, akkumulierten Schnee und Interzeption. Für SWIS beschreibt das Surface Water die Interzeption.

Die Wasserbilanz, die über DAISY ermittelt wurde, bestätigt nochmals den Unterschied zwischen den beiden Standorten: Am Salix Standort tritt eine deutlich höhere aktuelle Evapotranspiration sowie eine verringerte Drainage auf.

#### 4. ERGEBNISSE

In Abbildung 40 ist die ermittelte Nitratstickstoffbilanz des Bodens für beide Standorte dargestellt. Die Bilanz wurde vom 01.09.2014 bis zum 31.03.2017 ohne Ernte der *KUP* gezogen. Sämtliche Angaben beziehen sich auf Stickstoff in Form von Nitrat und nicht auf den gesamten Stickstoff. Nicht angegeben sind die jeweiligen Speicheränderungen von NO<sub>3</sub> im Boden. Diese beträgt *1 kg N-NO<sub>3</sub>/ha* unter Gras und *4,3 kg N-NO<sub>3</sub>/ha* unter Salix. Alle Angaben sind in *kg N-NO<sub>3</sub>/ha*. Die gesamte Stickstoffbilanz ist tabellarisch im Anhang M aufgelistet.

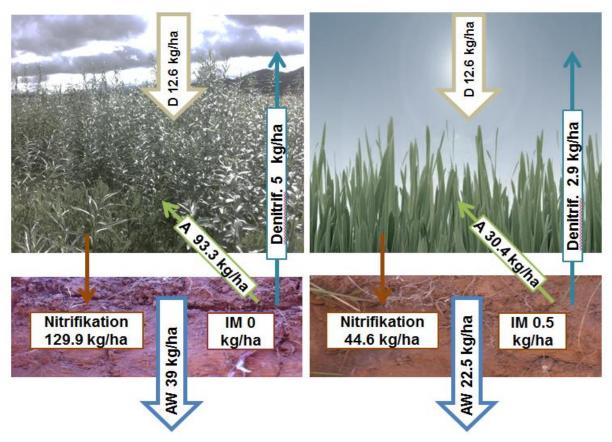


Abbildung 40: Mittels DAISY berechnete Kompartimente der N-NO<sub>3</sub> Boden Bilanz für Salix (links) und Gras (rechts). Berechnet vom 01.09.2014 bis zum 31.03.2017.D steht für Deposition, A für Aufnahme durch Pflanzen, AW für Auswaschung und Denitrif. Für Denitrifikation. Die Nitrifikation beschreibt den Anteil des über Pflanzenkompartimente und Wurzeln eingetragenen Stickstoffs, der zu Nitrat umgesetzt wurde. Die Bilanzierung betrachtet den als Nitrat vorkommenden Stickstoff und nicht den gesamten Stickstoff. Bild oben rechts verändert nach Bildauelle 1.

Neben der Deposition ist die Nitrifikation der Hauptinput für den Nitratgehalt im Boden. Darin wird der von den Pflanzen zugeführte organische Stickstoff zusammengefasst, der zu NH<sub>4</sub> mineralisiert und anschließend zu NO<sub>3</sub> nitrifiziert wird. Die Nitrifikation ist am Salix Standort von September 2014 bis März 2017 nahezu drei Mal höher als unter Gras. Dementsprechend befindet sich mehr Nitrat im Bodenporenwasser. Analog zur Nitrifikation ist auch die Pflanzenaufnahme von Nitrat unter Salix stark erhöht.

Ein Unterschied besteht auch bei der Denitrifikation und der Auswaschung von Nitrat. Am Salix Standort kommt es zur Denitrifizierung von knapp 2 kg N-NO<sub>3</sub>/ha mehr als am Gras Standort. Somit kommt es zum Austrag von deutlich mehr Stickoxiden laut den Simulationsergebnissen. Die Auswaschung ist unter Salix knapp doppelt so hoch wie unter Gras. Die Immobilisierung von Nitrat in Form von NH4 ist an beiden Standorten von sehr geringem Ausmaß. In Abbildung 41 und 42 sind die zeitlichen Verläufe der monatlichen Summen einzelner Komponente der mittels Daisy erstellten Nitratbilanz dargestellt. Das in Abbildung 41 oben links dargestellte AOM beschreibt in Form von abgestorbenem Pflanzenmaterial (Blätter, Wurzeln etc.) zugeführten organischen Stickstoff. Das AOM steigt unter Salix jeweils im Herbst zu einem Peak mit einem Maximum im November an. Innerhalb der Aufwuchsphase der KUP Bestände nimmt dieser Peak von 2014 bis 2016 jährlich zu, da es mit jedem weiteren Jahr nach der Anpflanzung zu mehr Abgabe organischen Materials durch die Weiden kommt. Am Gras Standort wird der Verlauf der monatlichen AOM Summen durch die angegebenen Mahdzeitpunkte (1. Juni 2015, 23. März 2016 und 23. Juni 2016) bedingt. Insgesamt wird dem Boden durch die Weiden deutlich mehr organischer Stickstoff zugefügt.

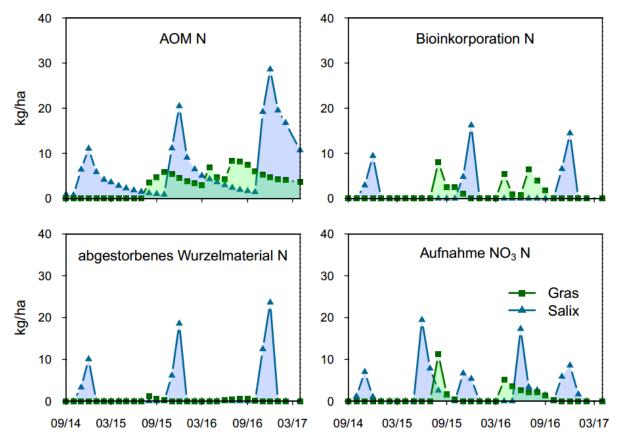


Abbildung 41: Mittels DAISY berechnete Monatssummen einzelner Kompartimente der N-NO<sub>3</sub> Boden Bilanz für Salix (blau) und Gras (grün). Berechnet vom 01.09.2014 bis zum 31.03.2017. Dargestellt sind die gesamte Menge an Stickstoff, die dem Boden als organisches Material in Form von Pflanzenresten übergeben wird (AOM N), die Bioinkorporation des gesamten Stickstoffs, die Wurzelabgabe von Stickstoff und die Aufnahme von Nitratstickstoff durch die Vegetation.

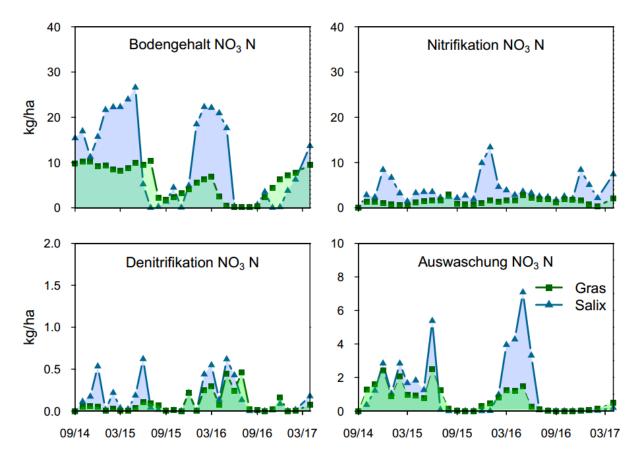


Abbildung 42: Mittels DAISY berechnete Monatssummen einzelner Kompartimente der N-NO<sub>3</sub> Boden Bilanz für Salix (blau) und Gras (grün). Berechnet vom 01.09.2014 bis zum 31.03.2017. Dargestellt sind der Nitratstickstoffbodengehalt, die Nitrifikation, die Denitrifikation und die Auswaschung von Nitratstickstoff.

Einen Anteil des AOM bildet die abgestorbene Wurzelmasse, die in Abbildung 41 unten links aufgeführt ist. Vergleicht man diese mit den monatlichen AOM Summen, zeigt sich ein nahezu identischer Peakverlauf unter Salix. Ein großer Anteil des zugegebenen organischen Stickstoffs unter den Weiden kommt somit vom abgestorbenen Wurzelmaterial. Gründe für das regelmäßige Wurzelabsterben können Konkurrenz oder physiologischer Stress sein. Am Grasstandort kommt es dahingegen nicht bzw. kaum zur Zugabe von organischem Stickstoff durch abgestorbene Wurzeln. Die in Abbildung 41 unten rechts dargestellte Aufnahme von Nitratstickstoff durch die Pflanzen zeigt eine sehr unterschiedliche Dynamik der beiden Standorte. Während unter Salix in beiden Jahren ein Peak der Nitrataufnahme von knapp 10 kg/ha im November und ein Peak von knapp 20 kg/ha im Juli festgestellt werden kann, sind im modellierten Zeitraum lediglich zwei Peaks der Aufnahme unter Gras erkennbar. Ein kürzerer, etwas steilerer Peak tritt im August 2015 nach der ersten Mahd auf. Ein etwas flacherer, langgezogener Peak kann zwischen März und September 2016 festgestellt werden. Es kann angenommen werden, dass die Grasvegetation jeweils nach den Mahdzeitpunkten verstärkt Nitrat aufnimmt, um neue Biomasse zu erzeugen. Der Nitratstickstoffgehalt (Abbildung 42 links oben) unter Salix ist deutlich höher als unter Gras.

Der Verlauf der im Frühjahr auftretenden Peaks ist dabei ähnlich, wohingegen die Peaks unter Salix etwas mehr als doppelt so hoch ausfallen. Die Nitrifikation (Abbildung 42 rechts oben) zeigt am Salix Standort erhöhte Werte zwischen Herbst und Frühjahr. Unter Gras sind nur geringfügige Schwankungen der monatlichen Nitrifikationssummen erkennbar. Die Werte verlaufen relativ konstant unter 5 kg/ha. Interessant ist der Vergleich der Denitrifikation (Abbildung 42 links unten), die zur Ausstoßung von Stickoxiden in die Atmosphäre führt: Die Monatssummen sind an beiden Standorten relativ ähnlich und gering. Jedoch sind die Nitrifikationssummen in den ersten Monaten nach der Anlage der KUP unter Salix deutlich höher als am Gras Standort, was zu einer höheren Gesamtnitrifikation und somit Ausstoßung von Stickoxiden unter Salix führt. Bei der Nitrat Auswaschung (Abbildung 42 rechts unten) sind Unterschiede zwischen den Standorten erst ein halbes Jahr nach Anlage zu erkennen. Mit zunehmendem Alter der KUP werden die Unterschiede der beiden Standorte deutlicher. 2015 und 2016 kommt es von März bis August zu höheren Auswaschungen unter den Salixbeständen. Der Versatz zwischen Nitrifikations- und Auswaschungspeak zeigt die Zeitspanne an, die zwischen der Lösung von Nitrat im Bodenwasser und der Auswaschung vergeht. Dieser liegt 2016 unter Salix bei etwa zwei Monaten. Am Grasstandort ist kein deutlicher Nitrifikationspeak erkennbar, weswegen der Versatz zum Peak der Auswaschung nicht bestimmbar ist.

## 5. DISKUSSION

## 5.1 Porosität und Volumetrische Wassergehalte der Bodenprofile

Am Salix Standort ist die ermittelte Porosität tendenziell höher, die *TRD* tendenziell niedriger. Durch die stärkere und tiefere Durchwurzelung am Standort Salix kann es, wie bereits in vorherigen wissenschaftlichen Artikeln beschrieben, zur Aufweitung des Porensystems kommen (Lamersdorf und Schulte-Bisping, 2010 und Lamersdorf et al, 2010). Die Unterschiede zwischen den Standorten Gras und Salix sind in dieser Arbeit jedoch nicht signifikant. Dies kann einerseits an der hohen Variation der Messergebnisse am Salix Standort liegen. Andererseits ist zu beachten, dass sich die KUP Fläche noch in einem Stadium des Aufwachsens befinden. Somit kann es noch mehr Zeit in Anspruch nehmen, bis die Effekte der *KUP* Anpflanzung deutlicher zu erkennen sind.

Bei der Bestimmung der volumetrischen Wassergehalte kommt es durch den beschriebenen ansteigenden Skelettanteil zu Ungenauigkeiten in der Volumenbestimmung. Dadurch wird die ermittelte Bodenfeuchte ab einer Tiefe von ca. 50 cm zunehmend ungenauer und es wird vermutet, dass die Messdaten die realen Bedingungen im Boden ab dieser Tiefe nicht mehr repräsentieren. Deshalb kann in tieferen Lagen der Profile anhand der Messdaten nicht bewertet werden, ob die Simulationen die realen Bedingungen korrekt vorhersagen. Die ermittelten volumetrischen Bodenfeuchten stellen somit nur in den oberen Horizonten eine Zielgröße zur Anpassung von SWIS und DAISY dar. Insgesamt lässt sich auf Grund der gemessenen Bodenfeuchte kein Unterschied zwischen den beiden Standorten erkennen. Da jedoch zu allen Profilerhebungen der Zustand der Feldkapazität erwartet wird und die Bodentextur im Maße der räumlichen Heterogenität an beiden Standorten nahezu identisch ist, widerspricht dieses Ergebnis nicht der Hypothese, dass KUP einen Einfluss auf die Wasserbilanz haben.

## 5.2 Texturmessung und Wurzelprofil

Bei der ersten Verwendung des Pario Geräts mit einer β-Version wird über alle Proben gemittelt ein Uls mit 34 % Sand, 57 % Schluff und 9 % Ton erhalten. Es traten einige Schwierigkeiten bei der Probenvorbereitung auf: Durch die vorherige Trocknung bei 105 °C ist es möglich, dass der Tonanteil der Proben unterschätzt wird, da die Tonaggregate sich ab 105 °C zu größeren Partikeln koagulieren können. Jedoch wurde der Tongehalt bereits im Feld als sehr gering eingestuft. In den oberen Horizonten war es zudem bei der Aliquotbildung nach der Verkochung mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> nicht möglich, eine repräsentative Teilprobe zur Restfeuchte und Gewichtsbestimmung zu entnehmen. Der Sandanteil sank innerhalb von Sekunden wieder ab. Dadurch waren verhältnismäßig mehr Ton und Schluff im Aliquot enthalten.

Infolge dessen kommt es zu einer Unschärfe bei der anschließenden Restfeuchte- und Probengewichtsbestimmung, sowie zur Messung erhöhter Sandanteile und geringerer Tonund Schluffanteile im Pario Texturmessgerät. Bei der Messung im oberen Horizont unter Salix wird der Tonanteil dadurch deutlich unterschätzt. Deshalb werden die Messungen der unteren Bodenhorizonte als vertrauenswürdiger eingestuft. Zukünftig sollten für obere Horizonte zwei Replikate separat verkocht werden. Die störende Schaumbildung in den oberen Horizonten ohne vorherige Humusverkochung kann in der vorhandenen Organik begründet liegen. Diese wird jedoch auch in den oberen Horizonten als sehr gering eingestuft. Der Abbau des Dispergierungsmittels während der Lagerung in einer Braunglasflasche ist laut HFA, 2009, ausgeschlossen. Auch eine erneute Messung der unteren Bodenhorizonte zu einem späteren Zeitpunkt bestätigte die Replizierbarkeit der Ergebnisse und damit die Haltbarkeit des Dispergierungsmittels. Im Vergleich zu den Fingerproben und den Angaben des LGRB und der BK50 (LS2 schwach sandiger Lehm und tiefergehend S12 schwach lehmiger Sand) befinden sich die Ergebnisse in Anbetracht der Heterogenität von Böden in einem plausiblen Bereich (LGRB, 2017). Zur Modellierung in SWIS und DAISY wird als optimale Bodentextur ein Ls2 ermittelt. Die Messung mittels Pario wird als schnelle und effiziente Messmethode zur Texturbestimmung eingestuft, die noch weiterer Erfahrungswerte bedarf, um die Ergebnisse stichhaltiger einzuordnen.

Bei der Wurzelprofilentnahme konnte durch die trockenen Vorbedingungen und den hohen Skelettanteil lediglich ein 40 cm tiefes Profil ausgegraben werden. Deshalb sollte die festgestellte Durchwurzelungstiefe kritisch betrachtet werden. Wenn auch die Anzahl der Wurzeln mit der Tiefe stark abnimmt, sind doch laut der Literatur einige tiefergehende Weidenwurzeln zu erwarten. So nahmen Lamersdorf et al, 2010, einen durchwurzelten Raum von 1,2 m zur Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität an. In einem Pappel KUP Bestand erhoben Zacios et al, 2015, 15 Wurzelprofile mit insgesamt 10 dm<sup>2</sup> Wurzelspitzenzählflächen. Es konnte gezeigt werden, dass bei jungen und geernteten KUP-Flächen Zwischenvegetation aus Gras einen hohen Anteil der Wurzeln ausmacht und die Hauptdurchwurzelungszone bei 30-40 cm lag. Insgesamt wurden 82-88 % der Wurzeln in den oberen 30 cm ausgemacht. Es ist folglich anzunehmen, dass auch am Flugplatz die Begleitvegetation einen großen Einfluss auf die Durchwurzelung hat. Rytter und Hansson, 1996, schreiben, dass Weiden in Schweden im Vergleich zu Pappeln sehr flachgründig in einem Bereich von bis zu 50 cm wurzeln. Dies bedeutet nicht, dass Weiden nicht tiefer wurzeln können, da die Wurzeltiefe stark standortabhängig ist. So geben beispielsweise Kutschera und Lichtenegger, 2002, eine maximale Wurzeltiefe von Salix in KUP von 1 bis 2,30 m an. In Anbetracht der Literaturangaben und der aufgefundenen starken Abnahme der Wurzelanzahl mit der Tiefe wird angenommen, dass die Wurzelprofile den Hauptbereich der Wurzelzone (wenn auch nicht die maximale Wurzeltiefe) mit hoher Wahrscheinlichkeit erreicht haben. Somit konnten diese als Orientierungswerte für die Modellierung verwendet werden.

## 5.3 Isotopenmessung

## 5.3.1 Isotopensignal der Bodenprofile

Die gemessenen Isotopensignaturen der Bodenprofile weisen in den oberen Horizonten teilweise negative Excesse auf, stimmten aber weitgehend mit der *LMWL* und der *GMWL* überein. Es kann ein durch Evaporation fraktioniertes Signal bis in eine Tiefe von 20 cm festgestellt werden. Die Equilibrierungsmethode wurde bereits von Wassenaar et al, 2008, und Mueller et al, 2014, als akkurate und schnelle Methode zur Analyse von Isotopensignaturen beschrieben und kann im Rahmen dieser Arbeit als geeignete Methode bewertet werden. Die erhaltenen Messwerte werden als plausibel eingestuft. Hinweise auf unvollständige Bodenwassergewinnung konnten nicht erkannt werden.

Die sehr ähnlichen Profilsignaturen unter Salix und Gras lassen auf gleiche Texturen und ähnliche Bodeneigenschaften schließen. Dies bestätigt die bestimmte TRD und Porosität. Die Bodenprofile zeichnen sich durch die stark geglätteten Profilamplituden aus. Dies spricht für eine Dominanz von Durchmischungsprozessen und Diffusion gegenüber vertikaler Perkolation in den Profilen. Auch die im Vergleich zum Niederschlagssignal geringen CVs unterstützen diese Aussage. Das Verhältnis der Standardabweichung beider Signale (Niederschlag/Bodenporenwasser) variiert dabei je nach Bodentextur. Je feinstrukturierter Böden sind, desto höher ist laut Stumpp et al, 2012, die Dispersivität. In Anbetracht der bestimmten Texturen kann diese Aussage mit dem ermittelten geringen CVs bestätigt werden. Unter den Weidenpflanzen werden leicht spitzere Profilverläufe und höhere CV-Werte ermittelt. Dies spricht für einen etwas höheren Einfluss der vertikalen Perkolation unter Salix, der möglicherweise durch eine Aufweitung des Porensystems hervorgerufen wird. Die Erkenntnisse decken sich mit den Aussagen aus Lamersdorf et al, 2010, laut denen sich unter KUP-Flächen natürlichere chemische und physikalische Bodenstrukturen einstellen. Möglicherweise verstärkt sich dieser Effekt am untersuchten Plot mit zunehmender Dauer des Betriebs der KUP. Einflüsse in Folge der Ernte können anhand der 2017 erhobenen Isotopenprofile nicht erkannt werden. Hinweise auf die von Lamersdorf et al, 2010, beschriebene Bodenverdichtung konnten in den Isotopenprofilen nicht erkannt werden. Jedoch kann das angereicherte Signal im Oberboden unter Salix auf stärkere Evaporation durch fehlende Vegetation nach der Ernte zurückgeführt werden.

Im Hinblick auf die **1. Arbeitshypothese** ergibt sich ein erster Hinweis für den Einfluss der *KUP* auf die Bodenwasserbilanz: Zu erkennen sind in den oberen Horizonten beider Standorte durch Evaporation ähnlich angereicherte Signaturen. Dies weist auf einen geringen Einfluss der Weiden auf die Evaporation mit Ausnahmen bei Erntemaßnahmen hin. Des Weiteren ist anzunehmen, dass es in den KUP Flächen zu weniger Diffusion und Durchmischungsprozessen im Boden kommt.

## 5.3.2 Isotopensignal der Saugkerzen

Im Isotopensignal der Saugkerzen zeigen sich ähnliche Tendenzen wie in den Isotopenprofilen. Der Vergleich mit der *LMWL* zeigt die Plausibilität der gemessenen Signaturen auf. Die Signaturen sind geringfügig angereicherter als die Werte der *LMWL*. Dies kann auf die Durchmischung des evaporativ fraktionierten Signals aus den oberen Horizonten mit dem übrigen Bodenporenwasser zurückgeführt werden. Am Salixstandort ist die Streuung zwischen den einzelnen Saugkerzen deutlich höher. Dies kann einerseits durch unterschiedliche Einbringungstiefen erklärt werden. Andererseits kann auch vermutet werden, dass die verschiedenen Weidengenome unterschiedlich wurzeln und damit eine erhöhte Heterogenität im Boden hervorrufen. In den Saugkerzen wird ein ähnlicher Jahresgang der Isotopensignaturen an beiden Standorten festgestellt. Der Jahresgang ist im Vergleich zum Niederschlagssignal stark gedämpft. Dies deutet wie bereits die Isotopenprofile auf einen starken Einfluss von Durchmischungsprozessen und eine hohe Dispersivität hin. Somit werden von beiden Messmethoden die Aussagen von Lammersorf et al, 2010, und Stumpp et al, 2012, bestätigt.

Im direkten Vergleich der jeweiligen Tiefen der Profile und der Zeitreihen der Saugkerzen kann eine gute Übereinstimmung der Messergebnisse beider Methoden festgestellt werden. Im Hinblick auf die 3. Arbeitshypothese kann die vorliegende Arbeit folgende Aussage unterstützen: Mittels Saugkerzen und Bodenprofilentnahmen mit anschließender Equilibrierung gewonnene Wasserproben erzielen vergleichbare Ergebnisse. Es treten keine Unterschiede durch unvollständige Bodenporenwassergewinnung im Zuge der Equilibrierungsmethode auf. Damit können die Ergebnisse von Wassenaar et al, 2008, bestätigt werden, die die Equilibrierungsmethode als eine zu bevorzugende Methode der Extraktionsmethoden von Bodenporenwasser beschreiben.

## 5.4 Modellierung des Wasserhaushalts mit SWIS

## 5.4.1 Parameterunsicherheit

In der Evaluierung der Simulationen zeigt sich an beiden Standorten eine gute Übereinstimmung der simulierten und gemessenen Daten. Die Isotopensignaturen in den Profilen und Saugkerzen können von SWIS zufriedenstellend abgebildet werden. Die größten Unterschiede zeigen sich im Vergleich der gemessenen und simulierten Wassergehalte. In Anbetracht der guten Fits an die Isotopenprofile indiziert die Evaluation wieder die zunehmende Unschärfe der gemessenen volumetrischen Wassergehalte: In den Isotopenprofilen treten die größten Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Werten nach der Ernte 2017 auf. Im Gegensatz zur alleinigen Betrachtung der Messwerte kann somit ein Einfluss der Ernte ausgemacht werden.

#### 5. DISKUSSION

Ein weiterer Grund für Abweichungen der Isotopenprofilsimulationen kann die Verwendung eines Datenprodukts verschiedener wöchentlicher Sammelproben als Niederschlagsinput sein. Optimal wäre eine tägliche Messung der Niederschlagssignale direkt am Untersuchungsstandort.

Hinterfragt werden muss auch die Realitätsnähe der in die Modellierung eingegangenen Parameter: Beste Simulationen unter Salix können mit derselben Bodentextur und Dispersivität wie unter Gras erreicht werden. Dies indiziert eine bis dahin geringe Veränderung der Bodeneigenschaften unter Salix. Ein Grund hierfür könnte das geringe Alter der KUP sein. Die angenommene E-Tiefe unter Gras ist mit 10 cm sehr gering. Im Vergleich mehrerer Studien fanden Sprenger et al, 2016, Evaporationstiefen von bis zu 30 cm. In den gemessenen Daten kann über die bestimmten Excesse ein evaporativ angereichertes Signal bis zu einer Tiefe von teilweise 20 cm festgestellt werden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die reale Evaporation tiefer reicht. Jedoch weichen die simulierten Excesse nicht stark von den gemessenen Excessen ab. Im Vergleich mit den Niederschlaginputsignalen werden zudem plausible Evaporationsfronten simuliert.

Da bei der Wurzelprofilentnahme nicht die maximale Wurzeltiefe erreicht wurde, ist die angenommene T-Tiefe nur bedingt überprüfbar. Dennoch stimmen die angenommenen Tiefen mit der Abnahme der Wurzelanzahl ab einer Tiefe von 30-40 cm an beiden Standorten überein. Dies spricht für einen großen Anteil der Graswurzeln als Begleitvegetation am Salix Standort. Auch wenn beispielsweise Kutschera und Lichtenegger, 2002, von einer tiefergehenden Durchwurzelung durch Weiden ausgehen, kann durch den Wurzelanteil der Begleitvegetation eine geringere angenommene T-Tiefe unter Weiden realistisch sein, da beispielsweise die Gründigkeit stark vom jeweiligen Standort abhängt. Zudem beschrieben Rytter und Hanson, 1996, wie bereits in Kapitel 5.2 erwähnt, Weiden als flachgründig im Bereich bis zu 50 cm wurzelnd. Es ist festzuhalten, dass die Parametrisierung zu Simulationsergebnissen mit einem guten Fit an die gemessenen Daten führt. Dennoch ist die gewählte Parameterkombination kritisch zu hinterfragen, da nicht alle Parameter realitätsnah sein müssen, um einen guten Fit zu erreichen. Sprenger et al, 2015, hielten fest, dass bei der Modellierung der Wasserdynamik in der ungesättigten Zone die Anpassungen an kombinierte Zielgrößen entscheidend ist: Um die Bodenfeuchtedynamiken treffend wiederzugeben, wird Kombination Evaluation mit einer von Isotopenkonzentrationen Bodenfeuchtezeitreihen empfohlen. Deshalb wäre es zukünftig empfehlenswert, mehrere verschiedene Methoden zur Bestimmung des volumetrischen Wassergehalts zu verwenden.

#### 5.4.2 Wasserbilanz

Die erste Arbeitshypothese "Kurzumtriebsplantagen beeinflussen die Wasserbilanz von Böden dahingehend, dass mehr Verdunstung und weniger Grundwasserneubildung als bei Grasreferenzflächen stattfindet" kann bestätigt und quantifiziert werden.

Am untersuchten Standort wurde festgestellt, dass die Evapotranspiration und die Interzeption unter Salix deutlich erhöht sind, auch wenn die Evaporation etwas geringer als am Grasstandort ist. Grund hierfür kann die zusätzliche Bodenbedeckung durch KUP und die Begleitvegetation sein. Auch Dubbert et al, 2013, beschreiben eine Verringerung der Evaporation durch eine höhere Vegetationsbedeckung. Zhang et al, 2011, fanden zudem heraus, dass eine hohe Luftfeuchtigkeit unter Baumbeständen die Fraktionierungseffekte durch Evaporation verringern kann. Die Gesamtzahl der Verdunstungsprozesse (Evaporation, Interzeptionsverdunstung, Transpiration) beträgt 67,9 % des Niederschlags unter Salix und 57,3 % unter Gras. Durch die gesteigerte Gesamtverdunstung kommt es im modellierten Zeitraum unter Salix zu einer Reduzierung der GWNB um 28 %. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Schmidt-Walter und Lamersdorf, 2012, die eine Reduzierung der GWNB unter Weiden von 40 % feststellten. Transpiriert werden insgesamt knapp 46 % des Niederschlags unter Salix und 33 % unter Gras. Diese Erkenntnis stimmt mit den Aussagen der Fachliteratur überein: So sagen Dimitriou et al, 2009, aus, dass die tiefwurzelnden Weiden als eigentliche Pioniervegetation von Auen mehr Wasser aufnehmen als andere Ackernutzkulturen. Das schnelle Wachstum führt zu hohem Wasserverbrauch durch die Vegetation und erhöhter Transpiration. Auch Hall et al, 2003, stellten fest, dass unter KUP Flächen bei hinreichender Bewässerung auf tonigen Böden 600 mm Wasser von 700 mm Niederschlag (knapp 86 %) jährlich von den Pflanzen verbraucht wird. Zacios et al. 2015, bestätigen den erhöhten Wasserbedarf unter Weiden, sowie unter Pappel KUP Anlagen und begründen diesen durch mehrere Faktoren: Die wesentlich längeren Vegetationsperioden der KUP, einen größeren LAI und damit erhöhte Transpiration, die tiefere Erschließung des Bodens durch mehrjährige Wurzeln und das schnelle Wachstum der Pionierart Weide, welche viel Wasser benötigt.

## 5.5 Nitratmessung

## 5.5.1 Nitratgehalte der Bodenprofile

Beachtet werden muss bei der Interpretation der gemessenen Nitratkonzentrationen, dass es durch die Miteinbeziehung des volumetrischen Wassergehalts in die Konzentrationsberechnung zu einer Übertragung der Unschärfe kommt. Dies führt teilweise zu Überschätzungen einzelner tieferer Messwerte und Wiederanstiegen der Konzentrationen im Profilverlauf. Außerdem sind einige Messwerte kritisch zu hinterfragen: Beispielsweise ist ein Ergebnis von 0 mg/l Nitrat im Oberboden 2016 nicht als stichhaltig einzustufen. Deshalb ist der Vergleich der Profil- und Saugkerzendaten mit den Simulationen mit DAISY in die weitere Einschätzung der Messwerte miteinzubeziehen. Es empfiehlt sich auf Grund der vielen möglichen Unsicherheiten der Messung, Profilerhebungen für Nitrat nur in Kombination mit anderen Messverfahren anzuwenden. Nach der Ernte im März 2017 traten markant höhere Konzentrationen unter Salix auf.

#### 5. DISKUSSION

Dieser extrem hohe Peak spricht im Vergleich zu den weiterhin niedrigen Konzentrationen unter Gras für einen Einfluss der Erntemaßnahmen. Am 10.03.2017 wurden die Pflanzen bis auf 2 cm Stamm abgeschlagen. Es wird angenommen, dass der Peak durch das Absterben von Wurzeln hervorgerufen wird. Durch die eher trockenen Bedingungen im Jahr 2016 kam es vermutlich zu vermehrtem Aufbau von Wurzelmasse. Diese wurde nach der Ernte nicht mehr benötigt und starb ab. Eine weitere Möglichkeit ist das Absterben einzelner Weidenpflanzen unter den erhöhten Konkurrenzbedingungen eines Plots mit unterschiedlichen Genomen.

In der Literatur konnte in mehreren Artikeln kein Einfluss der Ernte auf die gemessenen Nitratkonzentrationen festgestellt werden (Godlass et al, 2007, Lamersdorf et al, 2010). Lediglich bei Abriss der KUP konnten vergleichbar hohe Peaks von bis zu 67 mg/l festgestellt werden (Lamersdorf et al, 2010). Folglich führen nur sehr starke Eingriffe zu diesen hohen Konzentrationen. Zacios und Zimmermann, 2016, stellten die höchsten Konzentrationen unter einer Pappel-KUP nach dem Grünlandumbruch und der Anlage fest. Die ungedüngte KUP hatte im Mittel Konzentrationen von 5,7 mg/l (Zacios und Zimmermann, 2016). Fraglich ist, ob das Ausbleiben von Düngung in der untersuchten Fläche zu Stresssituation für die Pflanzen führt und dadurch mehr Pflanzen absterben.

Díaz-Pinés et al, 2017, konnten erhöhte Nitratkonzentrationen nach größeren Regenereignissen feststellen. Eine erhöhte Auswaschung von Nitrat durch trockene Vorbedingungen und ein größeres darauffolgendes Regenereignis im März 2017 wird in diesem Fall jedoch ausgeschlossen, da in diesem Fall auch am Grasstandort erhöhte Werte gemessen worden wären. Die Messung im Juni 2017 zeigte, wie schnell die Nitratkonzentrationen im Boden zurückgehen. Nach etwas mehr als zwei Monaten wurde der Peak bereits um die Hälfte reduziert.

#### 5.5.2 Nitratgehalte der Saugkerzen

Auffällig ist die weite Spannbreite der Messwerte der Saugkerzen am Salix Standort. In der Messgruppe zwei wurden deutlich höhere Konzentrationen gemessen als in der Messgruppe drei. Dies zeigt die Heterogenität des Bodens und die Grenzen der Annahme eines homogenen Feldes. Mehrere Parameter, die den räumlichen Heterogenitäten unterliegen, können diesen Unterschied erklären: Die Untergruppen zwei und drei liegen im Reserveblock des Blockdesigns in verschiedenen Genombereichen (*Björn* im Standort zwei und *Tora* im Standort drei). Möglich wäre eine unterschiedlich hohe Nitrataufnahme der verschiedenen Salix Genome. Weiterhin wäre es möglich, dass der Schnitt des Grasbewuchses zwischen den Salix Pflanzen unterschiedlich vollzogen wurde und der Schnittabfall unterschiedlich im Feld verteilt wurde. Eine dritte plausible Erklärung für die starken Unterschiede ist die räumliche Heterogenität des Bodens an den zwei Messgruppen. Insgesamt lagen jedoch alle Salix Messungen in den Saugkerzen über den Werten am Grasstandort.

Laut Aronsson et al, 2000, sind die Konzentrationen unter *KUP* in den ersten drei Jahren nach der Anlage leicht erhöht und sinken dann bis auf 0,5 mg/l zurück. Die erhöhten Nitratkonzentrationen in den Saugkerzen werden möglicherweise durch den kurzen Zeitraum seit der Anlage bedingt und gehen mit der Zeit weiter zurück. Dies ist jedoch mit jetzigen Messungen noch nicht belegbar. Schmidt-Walter und Lamersdorf, 2012, wiesen große Unterschiede der Auswaschungen unter verschiedenen Weiden *KUP* nach. Die Auswaschungen unter den *KUP* sind laut Schmidt-Walter und Lamersdorf, 2012, stark abhängig vom jeweiligen Management und den Erntezyklen. So kam es unter einer 2005 angelegten *KUP* ebenfalls zu einem Peak der Auswaschungen von 14,3 kg NO3-N/ha im Frühjahr 2010. Dahingegen blieben die Werte im restlichen Zeitraum bei ca. 2 kg NO3-N/ha.

Da nur am Standort Gras ein starker Unterschied der Messmethoden auftrat, ist zunächst davon ausgegangen worden, dass dieser Unterschied vorrangig durch den Tiefenversatz der Profilabschnitte und der Saugkerzen unter Gras hervorgerufen wurde. Eine weitere mögliche Erklärung für die Unterschiede wäre die Tatsache, dass die Profile nicht an den exakt gleichen Standpunkten erhoben wurden, an denen sich die Saugkerzen befanden. Deshalb kann es auch durch horizontale Heterogenität zu Unterschieden gekommen sein. Jedoch wurde im weiteren Verlauf die Übertragung der Unschärfe der volumetrischen Wassergehalte auf die berechneten Nitrat-Konzentrationen in den Profilen als Hauptgrund für die unterschiedlichen Ergebnisse erkannt. Da die Nitratkonzentration in den Saugkerzen direkt gemessen wurde, war hier keine Bestimmung des volumetrischen Wassergehalts nötig. Das Übereinstimmen der Isotopensignaturen der Profile und Saugkerzen unterstützt diese Erklärung.

In Hinblick auf die **3. Arbeitshypothese** zeigt sich, dass die beiden Methoden zur Nitratmessung nur bedingt vergleichbar sind. Die Messung der Nitratkonzentrationen mittels Saugkerzen wird als vertrauenswürdigere und stichhaltigere Methode eingestuft. Mit steigendem Gesteinsgehalt werden die Ergebnisse der Bodenprofilerhebungen zunehmend ungenauer. Auf die **zweite Arbeitshypothese** "Nitratauswaschungen sind unter *KUP* Flächen variabler als unter Grasreferenzflächen" konnte bereits ein erster Hinweis auf eine Bestätigung erkannt werden. Die gemessenen Konzentrationen in den Saugkerzen unter Salix sind deutlich höher als unter Gras und die Ernte 2017 führt zu markanten Peaks. Die Aussagen der EEA, 2008, dass *KUP* in bestimmten Flächen im Allgemeinen zu einer Verbesserung der Wasserqualität führen, muss bereits anhand der Messwerte kritisch hinterfragt werden.

## 5.6 Modellierung des Nitrathaushalts mit DAISY

#### 5.6.1 Parameterunsicherheit

DAISY ist ein hoch parametrisiertes Modell und bietet wenig Einblick in die Modellabläufe. Es besteht somit die Möglichkeit der korrekten Abbildung der Messdaten ohne die Annahme realitätsnaher Parameter. Ein Problem stellt das Fehlen von Messwerten für die einzelnen Parameter wie *C/N-Verh*. im Boden und in Pflanzenteilen, den initialen organischen Kohlenstoffgehalt oder den Humusgehalt der einzelnen Horizonte dar. Wegen dieser Unsicherheiten wurde das Modell bewusst nur im Bereich der vorhandenen Messwerte über *100 cm* Tiefe simuliert. Um eine präzisere Modellierung und damit Prognosen für den weiteren Verlauf des Nitrathaushaltes unter *KUP* zu ermöglichen, wäre die Messung der genannten Parameter sowie der Depositionszeitreihen und der genauen Durchwurzelungstiefe nötig.

Mit DAISY konnten Simulationen des Nitrathaushalts berechnet werden, die die Messdaten der Saugkerzen treffend abbilden konnten. Jedoch zeigten sich geringe erklärte Varianzen bei dem Vergleich der Simulationen mit den erhobenen Nitratkonzentrationen in den Bodenprofilen. Im Mittel konnte das Modell die Messwerte darstellen, doch die Variation konnte kaum erklärt werden. Hier ist einerseits anzunehmen, dass Parameter wie der Humusgehalt oder das C/N-Verh. nicht fein genug aufgelöst wurden. Dies war auf Grund der Vielzahl an anzupassenden Parametern je Horizont nicht möglich. Andererseits kann die Unschärfe der in den Bodenprofilen ermittelten Nitratkonzentrationen der Grund für den schlechten Fit sein. Um den Einfluss der Unsicherheit der Wassergehaltsberechnung zu identifizieren, wurden die Nitratfrachten des Modells und der gemessenen Bodenprofile wie in Abbildung 43 dargestellt verglichen. Im Vergleich wird deutlich, dass die tieferen gemessenen Frachten deutlich näher an den simulierten Frachten liegen als die ermittelten Konzentrationen an den simulierten Konzentrationen. Die Heterogenität der gemessenen Werte kann vom Modell jedoch immer noch nur unzureichend erfasst werden. Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Unschärfe der Wassergehalte einen deutlichen Einfluss auf die tieferen Messwerte der Konzentrationen hat und diese etwas verfälscht. Somit kann auch der Versatz zwischen Saugkerzen und Profilen unter Gras über die Unschärfe im bestimmten Wassergehalt der Profile erklärt werden.

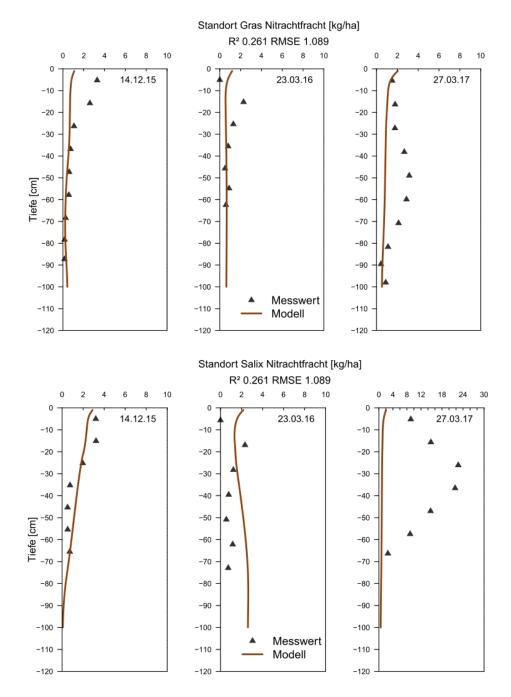


Abbildung 43: Vergleich der aus den Profilentnahmen berechneten Nitratfrachten in kg N- $NO_3$ / ha und der mittels DAISY modellierten Frachten zu den Profilentnahmen 2015, 2016 und 2017 unter Gras und Salix.

## 5.6.2 Nitratbilanz

Mit der Auswertung der simulierten Nitratbilanz konnte **Die zweite Arbeitshypothese** "Nitratauswaschungen sind unter *KUP* Flächen variabler als unter Grasreferenzflächen" bestätigt und differenziert werden. Es wurde festgestellt, dass die Auswaschungen unter *KUP* im Aufwuchs im Vergleich mit einer extensiven Grasreferenzfläche insgesamt höher sind.

#### 5. DISKUSSION

Dies zeigen die Messwerte der Saugkerzen sowie die Ergebnisse der Simulationen mit DAISY. Auffällig ist der simulierte Jahresgang der Auswaschungsraten unter den *KUP*: Nach der Anlage 2014 kam es zu mehreren Auswaschungspeaks bis zum Sommer 2015, die vergleichbar mit den Auswaschungen unter Gras verliefen. 2015 und 2016 traten die höchsten Auswaschungen im Sommer auf. Diese Auswaschungspeaks werden durch größere Niederschlagsereignisse im Mai bis August 2015 und im April und Juni 2016 (siehe Anhang F) hervorgerufen. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen von Díaz-Pinés et al, 2017, der erhöhte Auswaschungen infolge von stärkeren Regenereignissen feststellte.

Erkenntlich wird außerdem, dass es unter den *KUP* insbesondere im Herbst und Winter zur verstärkten Abgabe von abgestorbenem organischem Material kommt. Dieses Material wird im Boden umgesetzt und führt zu höheren Nitrifikationsraten unter Salix als unter Gras. Es wird angenommen, dass Stresssituationen (beispielsweise Konkurrenz, Wasser- oder Stickstoffmangel) zum Absterben von mehr organischem Material führen. Zwar kann die von Lamersdorf et al, 2010, beschriebene höhere Nitrataufnahme durch die Weiden auch im Vergleich mit einer Grasfläche bestätigt werden, dennoch überwiegen die erhöhten Nitrifikationsraten diesen Effekt auf die Nitratbilanz. Somit können *KUP* nicht generell als eine Aufwertung des Standorts hinsichtlich der Nitratauswaschungen betrachtet werden. Auch wenn beispielsweise die Studie von Dimitriou et al, 2009, geringere Nährstoffauswaschungen unter *KUP* im Vergleich zu Ackerflächen aufzeigte, ist dies laut der aktuellen Arbeit nicht auf einen Vergleich mit Grasflächen übertragbar.

Wie bereits in 5.5 beschrieben, wurde der vermutlich in einer zu vorigen Stresssituation aufgebaute Wurzelstock der Weiden nach der Ernte nicht mehr benötigt und abgestoßen. Im Sommer 2016 ergab DAISY sehr hohe Nitrataufnahmeraten der Weiden, was für die Annahme eines Wurzelaufbaus spricht. In anderen wissenschaftlichen Arbeiten wie Godlass et al, 2007, und Lamersdorf et al, 2010, konnte kein Einfluss der Ernte nachgewiesen werden. Hier kann vermutet werden, dass die spezielle Stresssituation verschiedener Genome in Konkurrenz ohne Düngung den Unterschied zu anderen Forschungsergebnissen hervorruft. Jedoch ist zu bedenken, dass dieser Effekt mit hoher Wahrscheinlichkeit nur in der Aufwuchsphase eintritt. So stellten auch Aronsson et al, 2000, fest, dass die Nitratauswaschungen unter KUP in den ersten Aufwuchsjahren noch deutlich erhöht waren und mit zunehmendem Alter weiter absanken. Es wird angenommen, dass das jeweilige Management und die eingesetzten Genome im Einzelfall gut aufeinander abgestimmt werden müssen, um Stresssituationen besonders im Aufbau einer KUP zu vermeiden und somit geringe Nitratauswaschungen zu erzielen. Werden die Pflanzen in Stresssituationen versetzt, kann es auch an extensiven Standorten zu zeitweise erhöhten Auswaschungsraten durch Absterben organischen Materials kommen.

## 6. FAZIT

In dieser Arbeit wurden der Wasser- und Nitrathaushalt unter einer Gras- und einer KUP-Fläche anhand von Messwerten und Modellierungen verglichen. In den Messwerten der Bodenwassergehalte der Profile unter Gras und KUP konnten keine deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Standorten festgestellt werden. Es zeigte sich zudem, dass die Wassergehaltsmessungen durch eine starke, mit der Tiefe zunehmende Unschärfe durch zunehmenden Skelettgehalt belegt waren. Die Bodentextur des Standorts konnte erfolgreich mit dem PARIO Textur Meter gemessen werden. In der Probenvorbereitung, insbesondere der Verkochung von Humus, bedarf es jedoch noch weiterer Erfahrungswerte. Bei der Betrachtung der gemessenen TRD konnten Anzeichen für eine geringfügig höhere Porosität durch die stärkere Durchwurzelung unter KUP festgestellt werden. Auch in der Wurzelprofilerhebung konnten tiefer reichende Wurzeln unter KUP festgestellt werden.

Die Messwerte der Isotopensignaturen in den Bodenprofilen und den Saugkerzen erwiesen sich beide als plausibel. In beiden Messmethoden konnten starke Glättungen des Niederschlaginputsignals im Profil- und Jahresverlauf nachgewiesen werden. Dies wies auf starke Durchmischung und Diffusion hin. Unter *KUP* wurden Anzeichen für eine etwas stärkere Tiefenperkolation festgestellt. Die **dritte Arbeitshypothese**, die die Vergleichbarkeit der Methoden hinterfragte, konnte in Bezug auf die Isotopensignaturen beantwortet werden. Im direkten Vergleich beider Messmethoden zeigten sich kaum Unterschiede in den Messergebnissen. Beide Methoden wurden somit als geeignete Methoden zur Bestimmung der Isotopensignaturen im Bodenporenwasser eingestuft.

Die Evaluierung von SWIS zeigte auf, dass das Modell die Messdaten treffend abbilden konnte. Die größten Abweichungen ergaben sich nach der Ernte der KUP. Probleme traten bei der Abbildung der Wassergehalte in den Profilen auf. Die Abweichungen konnten jedoch auf die Unschärfe der aus den Messdaten ermittelten Wassergehalte zurückgeführt werden. Es empfiehlt sich für zukünftige Modellierungen die Wassergehalte präziser zu messen und damit eine kombinierte Evaluation mit Isotopensignaturen und Wassergehalten durchführen zu können. Die ermittelte Wasserbilanz der beiden Standorte zeigte deutliche Einflüsse der KUP: Die erste Arbeitshypothese konnte bestätigt werden. Es kam unter den Weiden zu einer deutlich höheren Transpiration und infolge dessen zu einer Reduzierung der Grundwasserneubildung von 28 %. Es gilt die Entwicklung der Effekte mit zunehmendem Alter der KUP weiter zu untersuchen.

Bei den Messungen der Nitratkonzentrationen in den Bodenprofilen konnten 2015 und 2016 keine großen Unterschiede zwischen den Standorten erkannt werden. Jedoch kam es infolge der Ernte zur Messung sehr hoher Nitratkonzentrationen unter der *KUP* im März 2017. Dies wurde vermutlich durch das Absterben von Wurzelmasse nach der Ernte hervorgerufen.

Es wird angenommen, dass die Weiden 2016 mehr Wurzelmasse infolge einer Trockenperiode aufbauten und diese nach der Ernte wieder abstießen. Somit zeigte sich, dass Erntemaßnahmen in *KUP* im Gegensatz zu bisherigen Annahmen auch zu einer Erhöhung der Nitratkonzentrationen führen können.

In den Saugkerzen wurden deutlich höhere Nitratkonzentrationen unter *KUP* als unter Gras festgestellt. Weiterhin konnten starke Unterschiede zwischen den einzelnen Saugkerzen unter der *KUP* festgestellt werden. Es wurde vermutet, dass diese Heterogenität durch die verschiedenen angepflanzten Weiden-Genome hervorgerufen wird. Weitere Untersuchungen des Einflusses verschiedener Genome auf die Nitratkonzentrationen sind zu empfehlen. Durch die Miteinbeziehung der Wassergehalte in die Berechnung der Nitratkonzentrationen in den Bodenprofilen ergab sich eine Unschärfe. Durch diese Unschärfe waren Saugkerzen und Bodenprofildaten nur eingeschränkt vergleichbar. Im Hinblick auf die **dritte Arbeitshypothese** erwiesen sich deshalb die Saugkerzen als präzisere Methode zur Bestimmung der Nitratkonzentrationen im Bodenporenwasser.

Bei der Modellierung des Nitrathaushaltes konnten mit DAISY gute Ergebnisse im Vergleich zu den Messwerten der Saugkerzen erzielt werden. Probleme traten bei der Abbildung der Variation der Bodenprofilmesswerte auf. Einerseits ist hier die Unschärfe der Messwerte als Grund erkannt worden. Andererseits wäre für eine exaktere Modellierung die Erhebung von mehr Eingangsparametern, wie dem Humusgehalt und dem *C/N-Verh*. in Boden und Pflanzenteilen nötig. Über die Messung der Parameter je Horizont könnte zukünftig eine feinere Profilauflösung erreicht werden. Die Integration der Weiden in DAISY konnte nur bedingt als erfolgreich eingestuft werden. Lediglich mit dem, sich in der Testphase befindlichen, Afforestation Modul konnten die Messwerte unter den *KUP* hinreichend vom Modell abgebildet werden. Jedoch konnten keine Erntemaßnahmen implementiert werden. Somit empfiehlt es sich für zukünftige Modellierungen Vergleiche mit anderen Nitrathaushaltsmodellen für Weiden zu ziehen und einen optimaleren Modellaufbau für *KUP* zu finden.

Die **zweite Arbeitshypothese** konnte über die Modellierung des Nitrathaushalts bestätigt und präzisiert werden: Unter den *KUP* kam es insgesamt trotz einer höheren Nitrataufnahme durch die Weiden zu deutlich mehr Auswaschung als unter Gras. Vor allem im Sommer traten unter der *KUP* Auswaschungspeaks durch größere Niederschlagsereignisse auf. Die insgesamt höhere Auswaschung wurde durch mehr Abgabe von organischem Material hervorgerufen. Dadurch kam es unter den *KUP* zu einer höheren Nitrifikation.

Angenommen wird, dass die Weiden vermehrt in Stresssituationen durch Wasserstress, Stickstoffmangel oder erhöhte Konkurrenz standen und dadurch mehr organisches Material abstießen. Jedoch wird vermutet, dass die Auswaschungen mit zunehmendem Alter der *KUP* deutlich zurückgehen. Dies gilt es in fortführenden Arbeiten weiter zu untersuchen.

Abschließend wird deutlich, dass die *KUP* in diesem Vergleich mit einem extensiven Grasstandort nicht als Aufwertung des Standorts gewertet werden kann, da deutlich erhöhte Nitratauswaschungen festgestellt wurden. **Somit sind KUP nicht per se als eine Maßnahme zur Reduzierung der Nitratauswaschungen zu sehen.** Es gilt im Einzelfall die *KUP* je nach Alter, Genomzusammensetzung, Management und Standort zu untersuchen und die Einflüsse auf den Nitrathaushalt zu identifizieren.

## 7. LITERATURVERZEICHNIS

- **Abrahamsen P., Hansen S. (2000):** Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model, Environmental Modelling & Software, 15, 313:330
- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, KA5, 5. Auflage, Hrsg. Bundes-Anstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, Hannover
- Allen S. T., Brooks J.R., Keim R.F., Bond B.J. und McDonnell J.J. (2014): The role of pre-event canopy storage in throughfall and stemflow by using isotopic tracers, Ecohydrology, 7(2), 858:868
- Araguas-Araguas L., Rozanski K., Gonfiantini R., Louvat D. (1995): Isotope effects accompanying vacuum extraction of soil water for stable isotope analyses. J. Hydrol., 168, 159:171
- **Aronsson P.G. und Bergström L.F. (2001):** Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type, Biomass and Bioenergy, 21, 155:164
- ASTM D422-63(2007) e2: Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (Withdrawn 2016), ASTM International, West Conshohocken, PA, 2007, online verfügbar unter <www.astm.org> zuletzt aufgerufen am 20.07.2017
- **Bajorat H. (2008):** Forschungsansätze und Potenzialabschätzungen aus Sicht des BMELV, online verfügbar unter <a href="http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/biomasse/vortrag\_ba">http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/biomasse/vortrag\_ba</a> orat\_bmelv.pdf> zuletzt aufgerufen am 07.04.2017
- Boelcke B. (2006): Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen,

  Leitfaden zur Erzeugung von Energieholz. Ministerium für Ernährung,

  Landwirtschaft, Forsten u. Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin
- Blume H.-P., Brümmer G.W., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K. und Wilke B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde.

  Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Breuer L., Eckhardt K., Frede H.-G. (2003): Plant parameter values for models in temperate climates, Ecological Modelling, 139, 237:293
- Clark I.D. und Fritz P. (1997): Environmental Isotopes in Hydrogeology, Lewis Publishers, New York,

- Craig H. (1961a): Variations in Meteoric Waters, Science 133, 1702:1703
- **Dansgaard W. (1964):** Stable isotopes in precipitation, Tellus 16, 436:468
- Dìaz-Pinés E., Molina-Herrera S., Dannenmann M., Braun J., Haas E., Willibald G., Arias-Navaro C., Grote R., Wolf B., Saiz G., Aust C., Schnitzler J.-P., Butterbach-Bahl
- **K.** (2017): Nitrate leaching and soil nitrous oxide emissions diminish with time in a hybrid poplar short-rotation coppice in southern Germany, GCB Bioenergy, 9, 613:626
- **Di H.J., Cameron K.C.(2002):** Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies, Nutrient Cycling in Agroecosystems, 46, 237:256
- **Dimitriou I., Busch G., Jacobs S., Schmidt-Walter P., Lamersdorf N. (2009):** A review of the impacts of Short Rotation Coppice cultivation on water issues, Landbauforschung-vTI Agriculture and Forestry Research, 59, 197:206
- **Döring A.,** (2015): Influence of bioeconomy-based landuse on different soilhydrological functions; Master thesis, Chair of Hydrology, Albert-Ludwigs-University Freiburg
- **Dubbert M., Cuntz M., Piayda A., Maguás C. und Werner C. (2013):** Partitioning evapotranspiration—testing the Craig and Gordon model with field measurements of oxygen isotope ratios of evaporative fluxes, J. Hydrol., 496, 142:153
- **Durner W., Iden S.C., von Unold G. (2017):** The integral suspension pressure method (ISP) for precise particle-size analysis by gravitational sedimentation, Water Resources Research, 53, 33:48
- **DVWK (Hrsg.) (1996):** Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, DVWK-Merkblätter 238
- **DWD Climate Data Center (CDC) (05/2017):** Aktuelle tägliche klimatologische Stationsdaten (Temperatur, Druck, Niederschlag, Wind, Sonnenscheindauer etc.), Qualitätskontrolle vollständig durchlaufen, Version historisch, 08.05.2017
- **EEA** (European Environmental Agency) (2006): How much bioenergy can Europe Produce without harming the environment. EEA Report 7
- **European Commission, Press Release Database (2016):** Online verfügbar unter <a href="http://europa.eu/rapid/press-release\_IP-16-1453\_de.htm">http://europa.eu/rapid/press-release\_IP-16-1453\_de.htm</a> zuletzt aufgerufen am 30.03.2017
- Faulstrich M., Hom-Müller K., Bradke H., Calliess C., Foth H., Niekisch M., Scheurs M. (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Techn. Rept. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin

- Forest & Nature Lab, Ghent University, Belgien (2011): Online verfügbar unter <a href="http://www.treedivnet.ugent.be/ExpECOLINKSalix.html">http://www.treedivnet.ugent.be/ExpECOLINKSalix.html</a> zuletzt aufgerufen am 08.05.2017
- **Fry B. (2003):** Steady state models of stable isotopic distributions, Isot. Enivon. Health Stud., 39 (3), 219:232
- Gatterdamm M. (2016): Variation of functional leaf traits in four different willows genotypes a diversity experiment to predict potential biomass productivity, Bachelor thesis, Institute of Geobotany, Albert-Ludwigs-University of Freiburg
- Goodlass G., Green M., Hilton B., McDonough S. (2007): Nitrate leaching from short-rotation coppice, Soil Use and Management, 23, 178:184
- Goss M.J., Ehlers W., Unc A. (2010): The role of lysimeters in the development of our Understanding of processes in the vadose zone relevant to contamination of groundwater aquifers, Physics and Chemistry of the Earth, 35, 913:926
- Gralher B., Herbstritt B., Weiler M., Wassenaar L., Stumpp C. (2016): Correcting laser-Based water stable isotope readings biased by carrier gas changes; Environmental Science & Technology, 50, 7074:7081
- Gupta H.V., Kling H., Yilmaz K.K., Martinez G.F. (2009): Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling, Journal of Hydrology, 377, 80:91
- Haas E., Klatt S., Fröhlich A., Kraft P., Werner C., Kiese R., Grote R., Breuer L., Butterbach-Bahl K. (2013): Landscape DNDC: A process model for simulation of Biosphere-atmosphere-hydrosphere exchange processes at site and regional scale, Landscape Ecology, 28, 615:636
- Hall RL. (2003): Short rotation coppice for energyproduction hydrological guide Lines, online verfügbar unter <a href="http://www.berr.gov.uk/files/file14960.pdf">http://www.berr.gov.uk/files/file14960.pdf</a> zuletzt aufgerufen am 15.08.2017
- **Hansen S.**, (2002): Daisy Description-Equation Section One, Copenhagen University, Copenhagen, Denmark, Online verfügbar unter http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/daisy.htm, zuletzt aufgerufen am 23.08.2017l
- Hansen S., Abrahamsen P., Petersen C.T., Styczen M. (2012): Daisy: Model ue, calibration, and validation, Transactions of the ASABE, 55, 1315-1333

- Herndl M., Bohner A., Krautzer B., Graiss W., Schink M. (2011): Wurzelparameter von Gräsern, Kräutern und Leguminosen als Grundlage zur Bewertung von Trockenheitstoleranz im Grünland, 1. Tagung der Österreichischen Geslelschaft für Wurzelforschung, 45-54
- **HFA, Handbuch forstliche Analytik:** Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich, Hrsg. Gutachterausschuss Forstliche Analytik, Bonn, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Ergänzung 2009
- **Hofmann M. (2007):** Energieholzproduktion in der Landwirtschaft,. Fachagentur Nachwachs. Rohstoffe e.V. (FNR), Gülzow
- Iritz Z., Tourula T., Lindroth A., Heikinheimo M. (2001): Simulation of willow shortrotation forest evaporation using a modified Shuttleworth-Wallace approach, Hydrological Processes, 15, 97:113
- Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B., Rubel F. (2006): World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated, Meteorol. Z., 15, 259-263
- Koeniger P., Leibundgut C., Link T. & Marshall J. D. (2010): Stable isotopes applied as water tracers in column and field studies, Organic Geochemistry 41(1), 31:40
- Lamersdorf N., Bielefeldt J., Bolte A., Bisch G., Dohrenbuch A., Knust C., Kroieher F., Schulz U., Stoll B. (2008b): Naturverträglichkeit von Agrarholzanpflanzungen erste Ergebnisse aus dem Projekt NOVALIS. In DENDROM, Holzerzeugung in der Landwirtschaft. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, 6, 19:32
- Lamersdorf N., Petzold R., Schwärzel K., Feger K.-H., Köstner B., Moderow U. und Bernhofer C. (2010): Bodenökologische Aspekte von Kurzumtriebsplantagen,

  AGROWOOD- Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven,
  170:188
- Lamersdorf N. und Schulte-Bisping H. (2010): Zum Wasserhaushalt von Kurzumtriebsplantagen, Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol. 44(1), 23:29
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (2012): WaBoA- Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, ISBN 3-88251-276-8

- Landwehr J.M., Coplen T.B. (2004): Line-conditioned excess: a new method fot characterizing stable hydrogen and oxygen isotope ratios in hydrologic systems, in IAEA, 2004, Isotopes in Environmental Studies, Aquatic Forum, Conference & Symposium Papers 26/P
- **Langer M., Weibel U. (2006):** Freiburg i.Br. Landschaftsplan 2020, im Auftrag der Stadt Freiburg i. Br.
- **LGRB (2017):** Hydrogeologische Karte 1:50.000 Freiburger Bucht, LGRB Baden-Württemberg, online verfügbar unter <a href="http://maps.lgrbbw.de/?view=lgrb\_geola\_hyd">http://maps.lgrbbw.de/?view=lgrb\_geola\_hyd</a> zuletzt aufgerufen am 21.08.2017
- **LGRB (2017):** Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:50.000, online verfügbar unter http://maps.lgrb-bw.de/?view=lgrb\_geola\_hyd, zuletzt aufgerufen am 21.08.2017
- Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ) (2015): Verfahren zur Bestimmung des Nitratstickstoffgehaltes in Böden im Rahmen des Nitrat-Informationsdienstes NID und der SchALVO
- Manevski K., Borgesen C.D., Li X., Andersen M.N., Abrahamsen P., Hu C., Hansen S. (2016): Integrated modelling of crop production and nitrate leaching with the Daisy model, MethodsX, 350:363
- Manheim F.T. (1966): A hydraulic squeezer for obtaining interstitial water from consolidated and unconsolidated sediments, U.S. Geological Survey Professional Paper 550-C, 256:261
- McDonnell J.J., Stewart M.K., Owens I.F. (1991): Effect of Catchment-Scale Subsurface
  Mixing on Stream Isotopic Response, Water Resources Research 27 (12), 3065:3073
- Mook, W. G. (ed.), 2001: UNESCO/ IAEA Series on Environmental Isotopes in the

  Hydrological Cycle Principles and Applications, online verfügbar unter

  <a href="http://wwwnaweb.iaea.org/napc/ih/IHS\_resources\_publication\_hydroCycle\_en.htm">http://wwwnaweb.iaea.org/napc/ih/IHS\_resources\_publication\_hydroCycle\_en.htm</a>

  > zuletzt aufgerufen am 21.08.2017
- Moreels E., De Neve S., Hofman G., Van Meirvenne M. (2003): Simulating nitrate leaching in bare fallow soils: a model comparison, Nutrient Cycling in Agroecosystems, 67, 137:144
- Mueller M.H., Alaoui A., Kuells C., Leistert H., Meusburger K., Stumpp C., Weiler M., Alewell C. (2014): Tracking water pathways in steep hillslopes by  $\delta^{18}O$  epth profiles of soil water, Journal of Hydrology, 519, 340:352

- Murach D., Murn Y., Hartmann H. (2008): Ertragsermittlung und Potenziale von Agrarholz, Forst Holz, 6, 18:23
- Nagler P.L., Glenn E.P., Thompson T.L., Huete A. (2004): Leaf area index and normalized difference vegetation index as predictors of canopy characteristics and light interception by riparoan species on the Lower Colorado River, Agricultural and Forest Meterology, 125, 1:17
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams, J.R. (2011): Soil and Water

  Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009, Texas Water Research

  Institute, Temple, Texas
- Orlowski N., Kraft P., Breuer L. (2015)': Exploring water cycle dynamics through sampling multitude stable isotope pools in a small developed landscape of germany, Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 12, 1809:1853
- **Picarro (2015):** Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS), online verfügbar unter <a href="http://www.picarro.com/technology/cavity\_ring\_down\_spectroscopy">http://www.picarro.com/technology/cavity\_ring\_down\_spectroscopy</a> zuletzt aufgerufen am 13.05.2017
- **Priesack E. (2005):** The soil-plant-atmosphere model system Expert-N, Geophysical Research Abstracts, 7
- Renger M., Bohne K., Facklam M., Harrach T., Riek W., Schäfer W., Wessolek G. und Zacharias S. unter Mitarbeit von: Bachmann J., Dehner U., Duijnisveld W., Eckelmann W., Hartge K.-H., Hennings V., Knoblauch S., Müller L., Müller U., Plagge R., Schindler U., Schwärzel K., Sponagel H., Vorderbrügge T. (2008): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe "Kennwerte des Bodengefüges" zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. Berlin, den 3. Oktober 2008. Obmann der Arbeitsgruppe: Prof. Dr. Gerd Wessolek
- Revesz K. und Woods P.H. (1990): A method to extract soil water for stable isotope

  Analysis, Journal of Hydrology 115, 397:406
- Rytter R.M. und Hansson A.C. (1996): Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilized Salix viminalis L-plantation. Biomass Bioenergy 11, 129:137
- Schmidt-Walter P., Lamersdorf N. (2012): Biomass Production with Willow and Poplar Short Rotation Coppice on Sensitive Areas- the Impact on Nitrate Leaaching and Groundwater Recharge in a Drinking Water Catchment near Hanover, Germany, Bioener. Res., 5, 546:562

- **Scrimgeour C. M. (1995):** *Measurements of plant and soil water isotope composition by direct equilibration methods, Journal of Hydrology 172, 261:274*
- Seidler C., Merta M. (2007): Verfügbare regionale Daten zur Landnutzung und zum Boden, Verdunstung Beiträge zum Seminar Verdunstung am 10./11. Oktober 2007 in Potsdam, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Hrsg. Miegel K. und Kleeberg H.-B., Heft 21, 157:169
- Šimůnek J., Van Genuchten MTh., Sejna M. (2008): Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes, Vadose Zone J., 7,587:600
- **Sprenger, M, Volkmann T.H.M, Blume ., Weiler M. (2015):** Estimating flow and transport parameters in the unsaturated zone with pore water stable isotopes, Hydrol. Earth Sci., 19, 2617:2635
- **Sprenger M., Herbstritt B, Weiler M. (2015b):** *Established methods and new opportunities for pore water stable isotope analysis, Hydrol.Process.*, 29, 5174:5192
- **Sprenger M., Leistert H., Gimbel K., Weiler M. (2016):** Illuminating hydrological processes at the soil-vegetation-atmosphere interface with water stable isotopes, Reviews of Geophysics, 54, 674:704
- **Stoll M., Hissler C., Legout A. (2014**): Isotope fractionation in different types of soil water,

  AGU Chapman Conference on Catchment Spatial Organization and Complex

  Behavior
- Strohm K., Schweinle J., Liesebach M., Osterburg B., Rödl An., Baum S., Nieberg H., Bolte A., Walter K.: Kurzumtriebsplantagen aus ökologischer und ökonomischer Sicht, Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, Braunschweig, 06/2012, 1:20
- Stuart M.E., Goody D.C., Bloomfield J.P., Williams A.T. (2011): A review of the impact of climate change in future nitrate concentrations in groundwater of the UK. Science of the Total Environment, 409(15), 2859:2873
- Stumpp C., Stichler W., Kandolf M., Šimůnek J. (2012): Effects of land cover and fertilization method on water flow and solute transport in five lysimeters; A long-term study using stable water isotopes, Vadose Zone J., 11(1)
- **UBA (2009):** Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff, Bezugsjahr 2009, online verfügbar unter < http://gis.uba.de/website/depo1/>, zuletzt aufgerufen am 24.08.2017
- van Genuchten M.T. (1980): A closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity in Unsaturated Soils, Soil Science Society of America Journal, 44, 892

- Vitvar T. (2005): A Review of Isotope Applications in Catchment Hydrology, in P. K. Aggarwal, J. R. Gat & K. F. O. Froehlich, eds, 'Isotopes in the Water Cycle: Past, Present and Future of a Developing Science', Springer, Dordrecht, Netherlands, chapter 12, 151:168
- Wagener T., McIntyre N., Lees M. J., Wheater H. S., Gupta H. V. (2003): Towards
  Reduced uncertainty in conceptual rainfall-runoff modelling: dynamic identiability
  Analysis, Hydrological Processes 17(2), 455:476
- Wassenaar L.I., Hendry M.J., Chostner V.L., Lis G.P. (2008): High Resolution Pore Water  $\delta^2 H$  and  $\delta^{18} O$  Measurements by  $H_2O_{(liquid)}$   $H_2O_{(vapor)}$  Equilibration Laser Spectroscopy, Environmental Science & Technology, 42,9262:9267
- Wenner D., Ketcham P., Dowd J. (1990): Stable isotopic composition of waters in a small Piedmont watershed, Stable Isotope Geochemistry: A tribute to Samuel Epstein, 195:203
- Wheeler M.D., Newmann S.M., Orr-Ewing A.J., Ashfold M.N.R. (1998): Cavity ring-down spectroscopy, J.Chem. Soc., Faraday Trans., 94, 337:351
- Wolf, R. (2013): Kurzumtriebsplantagen im Fuhrberger Feld, freisetzung und Verbrauch klimarelevanter Spurengase und Kohlenstoffakkumulation beim Anbau nachwachsender Rohstoffe, Diplomica Verlag GmbH, Hamburg
- **Zacios M., Zimmermann L. (2016):** Hydrologische Aspekte von Pappel-Kurzumtriebsplantagen am Beispiel Kaufering, LWF Wissen, 79, 13:39
- **Zenker T.** (2003): Verdunstungswiderstände und Gras-Referenzverdunstung,

  Lysimeteruntersuchungen zum Penman-Monteith-Ansatz im Berliner Raum,

  genehmigte Dissertration, Fakultät VII-Architektur, Umwelt und Gesellschaft- der

  Technischen Universität Berlin
- **Zhang W., An S., Xu Z., Cui J., Xu Q. (2011):** The impact of vegetation and soil on runoff regulation in headwater streams on the east Qinghai-Tibet Plateau, China, CATENA, 87, 182:189

## Bildquellen

Bildquelle 1: https://pixabay.com/de/banner-header-wiese-gras-sonne-1082646/, zuletzt aufgerufen am 18.10.2017

# 8. EHRENWÖRTLICHE ERKLÄRUNG

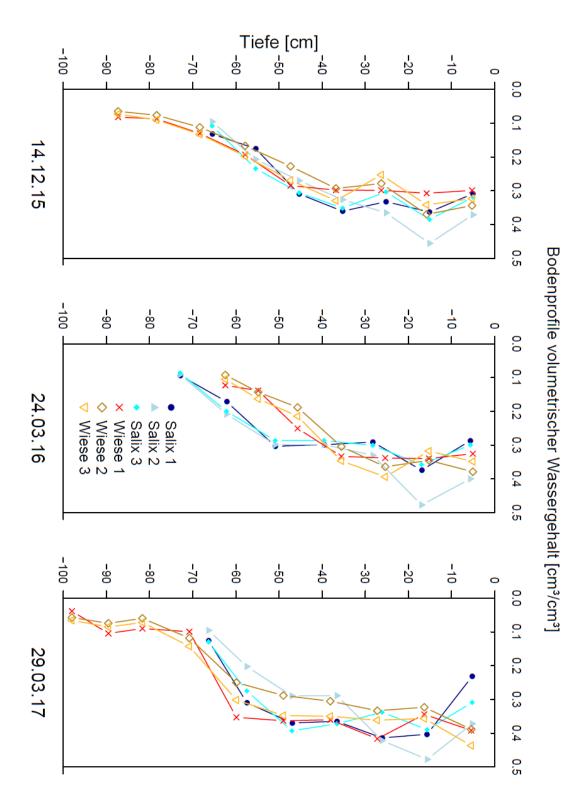
Ort, Datum	Unterschrift Sarah Löwenthal	
Freiburg i. Brsg., 18.10.2017		
der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wu	ırde.	
	s die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung	

## 10. ANHANG

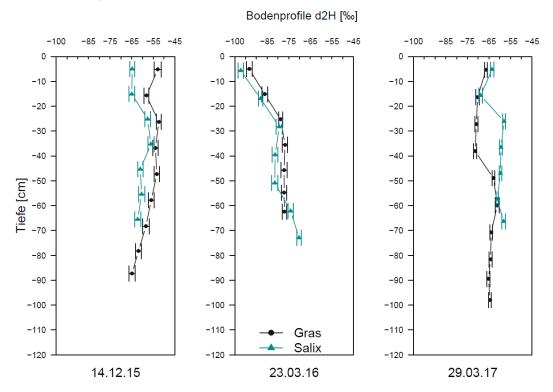
Anhang A: Korrigierte mittlere Tiefen der Bodenprofile am Experimentalstandort Flugplatz.

	mittlere Tiefe [cm]		
Profil	14.12.2015	23.03.2016	29.03.2017
Wiese	-5.26	-5.08	5.44
	-15.78	-15.23	16.33
	-26.29	-25.38	27.22
	-36.81	-35.54	38.11
	-47.33	-45.69	48.99
	-57.84	-54.83	59.88
	-68.36	-62.45	70.77
	-78.35	-	81.66
	-87.29	-	89.55
	-	-	98
Salix	-5.04	-5.65	5.22
	-15.11	-16.96	15.67
	-25.19	-28.26	26.11
	-35.26	-39.57	36.57
	-45.34	-50.87	47.01
	-55.41	-62.17	57.46
	-65.49	-72.91	66.34

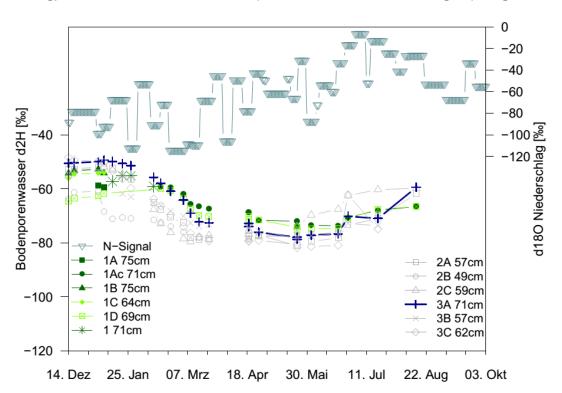
Anhang B: Messprofile der Bodenfeuchte am 14.12.2015, 23.03.2016 und 29.03.2017 am Flugplatz. Die Nummerierung von 1 bis 3 steht für drei unterschiedliche Berechnungsmethoden, die zur Darstellung der Messunschärfe eingezeichnet sind: Berechnung 1 ist die Bestimmung von  $\theta$  aus den Messdaten wie in 3.4.2 beschrieben. Bei der Berechnung Nummer 2 wurde  $\theta$  unter Verwendung eines Literaturwerts für die Porosität bestimmt. Bei der dritten Berechnung wurden Mittelwerte der aus 1 bestimmten Porosität je repräsentativen Bodenhorizont gebildet und darüber bestimmt.



Anhang C:  $\delta^2H$  [%] über die Tiefe [cm] der drei erhobenen Bodenprofile 2015, 2016 und 2017. Die Werte wurden über die Equilibrierungsmethode bestimmt, kalibriert und nach Gralher, 2016 korrigiert.

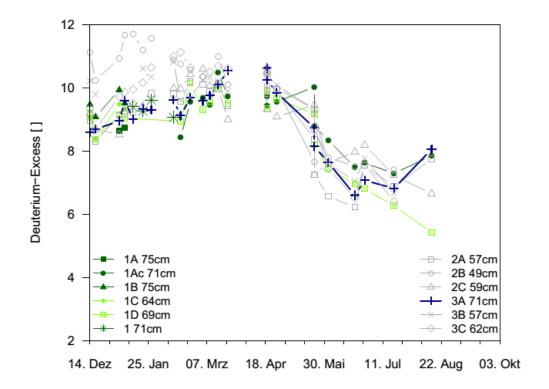


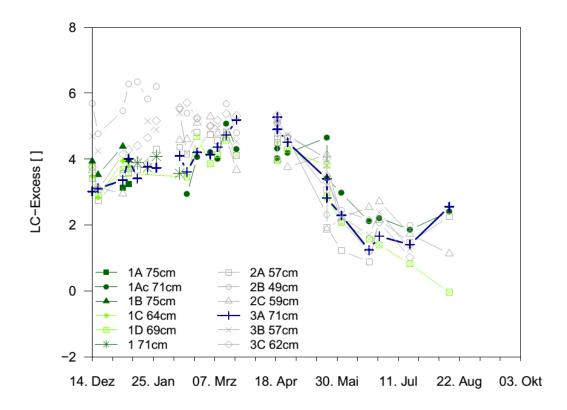
Anhang D: Zeitreihe der δ²H Isotope [‰] der Saugkerzen für den Standort Gras (1) und den Standort Salix (2 und 3) von Dezember 2015 bis August 2016. Zusätzlich auf der sekundären y-Achse sind die Messwerte des Niederschlags der naheliegenden Stationen Fahnenbergplatz und teilweise Eichstetten (bei Datenlücken, höhenkorrigiert) dargestellt.



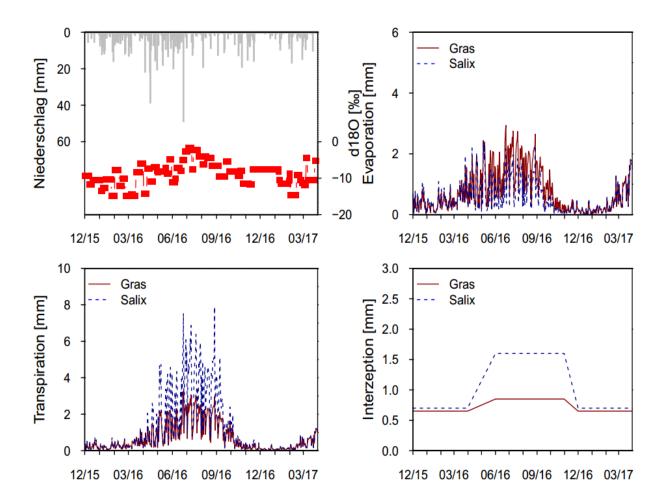
## 10. ANHANG

Anhang E. Deuterium- sowie LC-Excesse der Saugkerzen für den Standort Gras (1) und den Standort Salix (2 und 3) von Dezember 2015 bis August 2016.

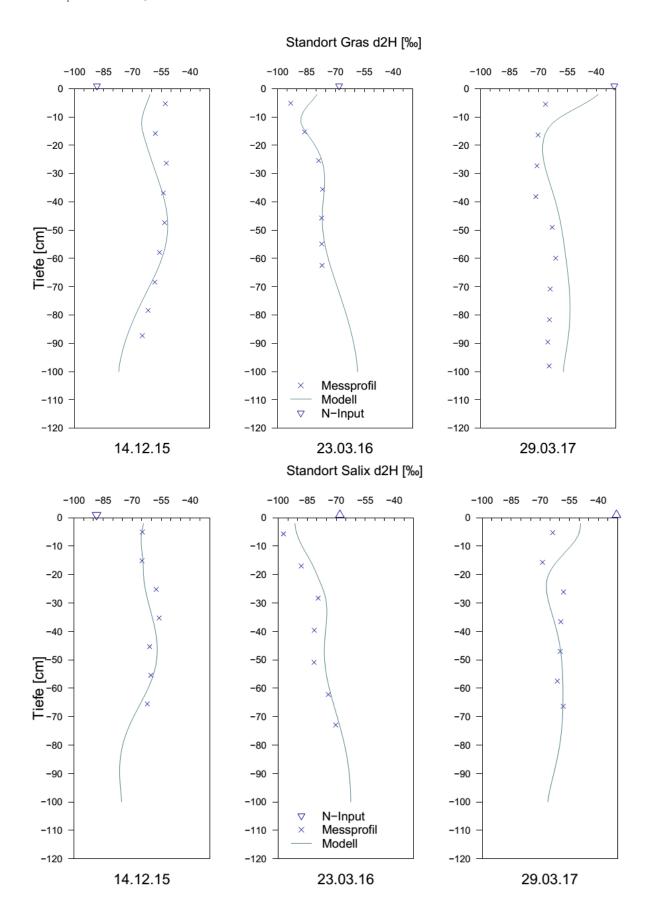




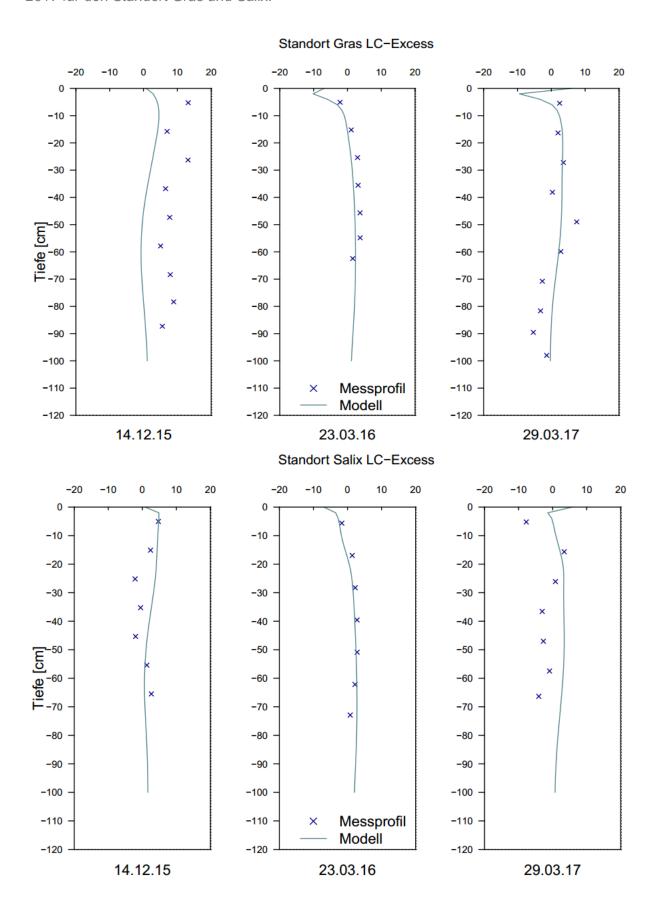
Anhang F: Verwendete Inputzeitreihen des Niederschlags, der  $\delta^{18}$ O Signatur des Niederschlags sowie der Evaporation und Transpiration der SWIS Modelläufe für den Standort Gras und Salix.



Anhang G. Gemessene und modellierte  $\delta^2H$  [%] Tiefenprofile der drei erhobenen Bodenprofile 2015, 2016 und 2017 für den Standort Gras und Salix.



Anhang H. Simulierte und gemessene LC Excesse der drei Profilentnahmen 2016, 2016 und 2017 für den Standort Gras und Salix.



## 10. ANHANG

Anhang I: Tabellarische Zusammenfassung der mittels SWIS modellierten Kompartimente der Wasserbilanz am Standort Gras und Salix.

Kompartiment der Wasserbilanz	Gras	Salix
Niederschlag [cm]	625.8	625.8
Interzeption [cm]	78.06	96.25
Gesamt Infiltration [cm]	547.74	529.55
Gesamt Drainage [cm]	-273.45	-207.52
Evaporation [cm]	73.73	43.17
Transpiration [cm]	207.27	285.66
Evapotranspiration [cm]	281.0	328.83
Sickerrate [cm/y]	37.71	28.62
Änderung im Bodenwassergehalt	-6.72	-6.80
Wasserbilanzfehler	0.01	0.00

Anhang J: Verwendete und vorgegebene Parametrisierung des Pflanzenmoduls "Grass" aus der DAISY Bibliothek zur Modellierung eines Grasstandorts.

```
(defcrop "Grass to grain" default
(Devel default (EmrTSum 125)
        (DS_Emr 0.01)
        (DSRate1 0.022)
         (TempEff1 (-10 0.01) (0 0.01) (20 0.90) (25 1.00) (35 1.20))
         (PhotEff1 (00 0.10) (10 0.29) (11 0.55) (12 0.75) (13 0.89) (14 1.00)
                   (15 1.08) (16 1.14) (17 1.18) (24 1.18))
         (DSRate2 0.028)
         (TempEff2 (00 0.00) (10 0.14) (15 0.66) (20 1.00) (25 1.23))
         (defined_until_ds 2.))
(Vernal default
  (DSLim 0.9)
         (TaLim 5.0)
         (TaSum -50.0))
(LeafPhot original
   (Qeff 0.050)
                          ; (g/m<sup>2</sup>/h) / (W/m<sup>2</sup>)
         (Fm 2.16)
                                             ; g/m²/h
         (TempEff (-20 0.0001) (05 0.0001) (10 0.90)
                   (25 1.00) (35 0.01) (50 0.0)));°C
(Seed LAI (DSLAI05 0.2))
(Canopy
         (SpLAI 0.025)
                                   ; (m^2/m^2) / (g/m^2) \sim 0.02
        (HvsDS (0 001) (1 30) (2 30))
        (LeafAlMod (0.0 1.) (2.0 1.0))
         (SpStemAI 0.005)
         (StemAlMod (0.0 1.0) (1.6 1.0) (2.0 0.0))
         (StemPhotEff 0.20)
```

```
(LAIDist0 0.00 0.00 1.00)
        (LAIDist1 0.00 0.20 0.90)
        (PARref 0.06)
        (PARext 0.60)
        (EPext 0.50)
        (IntcpCap 0.5))
(Root (DptEmr 10)
        (PenPar1 0.20)
        (PenPar2 4.0)
        (MaxPen 70)
        (Rad 0.005)
        (h_wp -15000)
        (Rxylem 10)
        (MxNH4Up 2.5e-7)
        (MxNO3Up 2.5e-8))
(Partit (RSR (0.00 0.50) (1.00 0.25) (2.00 0.25))
        (Root (0.00 0.50) (0.33 0.25) (0.53 0.20) (1.00 0.00) (2.00 0.00))
        (Leaf (0.00 0.90) (0.33 0.85)
                                          (0.43 0.83) (0.53 0.56) (0.95 0.36) (1.14 0.00))
        (Stem (0.00 0.10) (0.33 0.15) (0.43 0.17) (0.53 0.44) (0.95 0.64) (1.14 0.62)
                (1.45 0.30) (2.00 0.05)))
(Prod (NCrop 0.2)
        (E_Root 0.69)
       (E_Leaf 0.68)
       (E_Stem 0.66)
        (E_SOrg 0.57)
       (r Root 0.015)
        (r_Leaf 0.030)
       (r_Stem 0.01)
       (r_SOrg 0.01)
        (ShldResC 0.0)
                                          : Capacity of Shielded Reserves
        (ReMobilDS 1.38)
                                          ; Remobilization, Initial DS
       (ReMobilRt 0.1)
                                          ; Remobilization, release rate
       (LfDR (0.09 0.00) (0.10 0.00) (0.35 0.00) (1.00 0.02) (2.00 0.10))
       (RtDR (0.00 0.00) (0.60 0.00) (1.20 0.01) (2.00 0.01))
        (Large_RtDR 0.05)
 (IntDSRelRtRes 0.2))
(CrpN (PtRootCnc (0.00 0.020) (1.00 0.012) (2.00 0.010))
       (CrRootCnc (0.00 0.010) (1.00 0.008) (2.00 0.008))
        (NfRootCnc (0.00 0.007) (2.00 0.007))
        (PtLeafCnc (0.00 0.060) (1.00 0.030) (2.00 0.020))
        (CrLeafCnc (0.00 0.030) (1.00 0.020) (2.00 0.015))
        (NfLeafCnc (0.00 0.004) (2.00 0.004))
        (PtStemCnc (0.00 0.020) (1.00 0.020) (2.00 0.010))
        (CrStemCnc (0.00 0.010) (1.00 0.010) (2.00 0.006))
        (NfStemCnc (0.00 0.004) (2.00 0.004))
 (PtSOrgCnc (0.00 0.024) (1.00 0.024) (2.00 0.024))
        (CrSOrgCnc (0.00 0.016) (1.00 0.016) (2.00 0.016))
        (NfSOrgCnc (0.00 0.014) (2.00 0.014))
       (TLLeafEff (0.00 0.900) (2.00 0.900))
        (TLRootEff (0.00 0.100) (2.00 0.100)))
(Harvest (Dead CROP-SLOW CROP-FAST)
         (Stem CROP-SLOW CROP-FAST)
         (Leaf CROP-SLOW CROP-FAST)
```

```
(SOrg (CROP-SLOW (initial_fraction 0.0)) CROP-FAST)
(Root CROP-SLOW CROP-FAST)
(DSmax 3.0)
(DSnew 0.2)
)
)
(defcrop Grass "Grass to grain"
(Devel original
(PhotEff1 (00 0.10) (10 0.00) (11 0.00) (12 0.75) (13 0.89) (14 1.00)
(15 1.08) (16 1.14) (17 1.18) (24 1.18))))
```

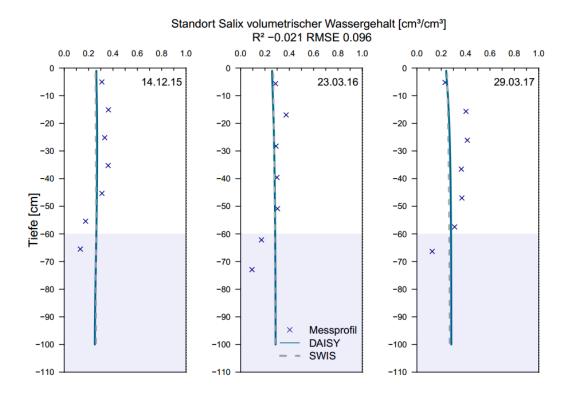
Anhang K: Verwendete Parametrisierung des veränderten Afforestation Moduls nach dem in Sample angegebenem Modul Afforestation für einen aufwachsenden Eichenwald der Daisy Bibliothek.

```
(directory "D:/Sarah_Loewenthal/Daisy/flugplatz_salix/sim_92")
(path "." "D:/Sarah_Loewenthal/Daisy/lib" "D:/Sarah_Loewenthal/Daisy/flugplatz_salix")
(input file "crop.dai")
(input file "vegetation.dai")
(input file "log.dai")
(weather default "flugplatz_wetter3.dwf")
(description "Salix; Soil: sandy loamy silt; Weather: flugplatz3")
(defvegetation Salix afforestation
(planting_time 2014 9 1)
(canopy_height (0 [y] 0 [m]) (1 [y] 1.5 [m]) (2 [y] 1.5 [m]) (5 [y] 1.5 [m])
     (10 [y] 1.5 [m]) (20 [y] 1.5 [m]) (30 [y] 1.5 [m]))
(root_depth (0 [y] 0.3 [m]) (1 [y] 1.0 [m]) (2[y] 1.0 [m]))
(LAI_shape (1 [d] 1 []) (135 [d] 1 []) (160 [d] 5.0 [])
    (305 [d] 5.0 []) (320 [d] 1 []) (365 [d] 1 []))
(LAI_min (0 [y] 1) (1 [y] 1) (5 [y] 1))
(LAI_max (0 [y] 3) (1 [y] 3) (5 [y] 3) (10 [y] 3) (20 [y] 3))
(N_nonleaves (0 [y] 0 [kg N/ha]) (1 [y] 20 [kg N/ha])
     (10 [y] 20 [kg N/ha]) (30 [y] 20 [kg N/ha]))
(N_per_LAI 15 [kg N/ha])
(litterfall_shape (300 [d] 0 []) (305 [d] 5 []) (320 [d] 0 []))
(litterfall_total (0 [y] 0.5 [Mg DM/ha]) (1 [y] 1 [Mg DM/ha])
      (5 [y] 1 [Mg DM/ha]) (10 [y] 1 [Mg DM/ha])
      (20 [y] 1 [Mg DM/ha]))
(litterfall_C_per_DM 0.42 [])
(litterfall_C_per_N 20 [])
(rhizodeposition_shape (300 [d] 0) (305 [d] 5) (320 [d] 0))
(rhizodeposition_total ( 0 [y] 0.5 [Mg DM/ha]) ( 1 [y] 1 [Mg DM/ha])
        (5 [y] 3 [Mg DM/ha]) (10 [y] 4 [Mg DM/ha])
        (20 [y] 5 [Mg DM/ha]))
(rhizodeposition_C_per_DM 0.409 [])
(rhizodeposition_C_per_N 18 [])
(Canopy (IntcpCap 0.4 [mm])
   (rs_min 50.0)
   (EpFac 1.205 [])))
(defhorizon "A-Ls2" FAO3
         (dry_bulk_density 1.53 [g/cm^3])
 (clay 0.17 [])
```

```
(silt 0.45 [])
 (sand 0.38 [])
 (humus 0.015 [])
         (C_per_N 16.0 [g C/g N])
         (hydraulic M_vG
         (Theta_res 10.62 [%])
         (Theta_sat 42.38 [%])
         (alpha 0.07743 [cm^-1])
         (n 1.2207 [])
         (K_sat 69.247 [cm/h])))
(defhorizon "B-Ls2" A-Ls2
 (humus 0.005 []))
(defcolumn "Ls2" default
         (Vegetation Salix)
 (Soil
                  (MaxRootingDepth 100.5 [cm])
  (horizons ( -20.5 [cm] "A-Ls2")
                             (-100.5 [cm] "B-Ls2")))
  (OrganicMatter original (init (input 800 [kg C/ha/y]) ;;aus Sensi analog zu gras ))
         (Movement vertical
   (Geometry
    (zplus -0.5 -1.5 -2.5 -3.5 -4.5 -5.5 -6.5 -7.5 -8.5 -9.5 -10.5
                                    -11.5 -12.5 -13.5 -14.5 -15.5 -16.5 -17.5 -18.5 -19.5 -20.5 -21.5
                                    -22.5 -23.5 -24.5 -25.5 -26.5 -27.5 -28.5 -29.5 -30.5 -31.5 -32.5
                                    -33.5 -34.5 -35.5 -36.5 -37.5 -38.5 -39.5 -40.5 -41.5 -42.5 -43.5
                                    -44.5 -45.5 -46.5 -47.5 -48.5 -49.5 -50.5 -51.5 -52.5 -53.5 -54.5
                                    -55.5 -56.5 -57.5 -58.5 -59.5 -60.5 -61.5 -62.5 -63.5 -64.5 -65.5
                                    -66.5 -67.5 -68.5 -69.5 -70.5 -71.5 -72.5 -73.5 -74.5 -75.5 -76.5
                                    -77.5 -78.5 -79.5 -80.5 -81.5 -82.5 -83.5 -84.5 -85.5 -86.5 -87.5
                                    -88.5 -89.5 -90.5 -91.5 -92.5 -93.5 -94.5 -95.5 -96.5 -97.5 -98.5
                                    -99.5 -100.5 [cm])))
                  (Groundwater deep))
(defaction Salix_management activity
(column "Ls2")
(time 2010 1 1)
(stop 2017 3 31)
(manager activity
Salix_management
)
(output
  ("Soil water" (to -100.5 [cm])(when daily)
   (where "Daily_WB.dlf"))
  ("Soil water" (to -100.5 [cm])(when monthly)
   (where "Monthly_WB.dlf"))
  ("Soil nitrogen" (to -100.5 [cm])(when daily)
   (where "Daily_NB.dlf"))
  ("Soil nitrogen" (to -100.5 [cm])(when monthly)
   (where "Monthly_NB.dlf"))
  ("Groundwater" (when daily))
  ("Soil Water Content" (when daily))
  ("Soil Water Potential"(when daily))
```

("Soil NO3 Concentration"(when daily))
("Field water" (to -100.5 [cm]) (when daily))
("Field nitrogen" (to -100.5 [cm]) (when daily)))

Anhang L: Vergleich des aus Messdaten berechneten und mittels DAISY (blaue, durchgezogene Linie) und SWIS (graue, gestrichelte Linie)modellierten volumetrischen Wassergehalts [cm³/cm³] der Bodenprofile im Dezember 2015 und März 2016 und 2017 unter Salix. In grau hinterlegt ist der Bereich zunehmender Unsicherheit der berechneten volumetrischen Wassergehalte durch den Skelettanteil.



Anhang M: Mittels DAISY simulierte gesamte Stickstoffbilanz für das Boden-Pflanze-Atmosphäre-System für den Zeitraum 01.09.2014-31.03.2017.  $\Delta$ S beschreibt die Speicheränderung des jeweiligen Kompartiments.

	Größe	Gras kg N /ha	Salix kg N /ha
Input	NO <sub>3</sub> Deposition	12.6	12.6
	NH <sub>4</sub> Deposition	15.1	15.1
	N abgestorbenes Wurzelmaterial	3.8	74.1
	Bioinkorporation org. Material	33.3	54.3
Gesamt		64.7	156.2
Output	Auswaschung NO <sub>3</sub>	22.5	39.0
	Auswaschung NH <sub>4</sub>	0.0	0.0
	Aufnahme NO <sub>3</sub> Pflanze	30.4	93.3
	Aufnahme NH <sub>4</sub> Pflanze	0.9	23.2
	Denitrifikation	2.9	5.0
	N <sub>2</sub> 0 Verlust bei Denitrifikation	0.9	2.6
Gesamt		57.6	163.2
ΔS	NO <sub>3</sub>	1.0	4.3
	NH <sub>4</sub>	0.2	0.9
	AOM	3.1	6.3
	SOM	-2.3	-30.5
	SMB	5.1	10.1
Gesamt		7.1	-8.9

## 11. LISTE DER SYMBOLE UND ABKÜRZUNGEN

α Verhältnis der Mittelwerte der simulierten zu den observierten Werten

α<sub>VG</sub> van Genuchten Parameter zur Beschreibung der Retentionskurve

AOM dem Boden hinzugefügtes organisches Material

BioChance Auswirkungen der Bioökonomie auf Umwelt und Wasserkreislauf - Chancen

und Risikominimierung

B Verhältnis der Standardabweichung der simulierten zu den observierten

Werten

BK50 Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:50.000

β Vegetationsbedeckung [%]

 $\beta_{KGE}$  Verhältniss der Mittelwerte der observierten und simulierten Daten

C Konzentration des als Tracer verwendeten Isotops umgerechnet [g/l]

*c<sub>p</sub>* Wärmekapazität der Luft [ MJ/ (kg°C)]

CRDS Cavity Ring-Down Spektrometer

C/N-Verh. Kohlenstoff-Stickstoff Verhältnis

CV Variationskoeffizient

d ideale Schichtmächtigkeit der Teilprobe der Bodenprofilnahme

D Dispersionskoeffizient [cm²/s]

D<sub>w</sub> molekularer Disperisonskoeffizient im freien Wasser [cm²/s]

 $\frac{\partial X}{\partial t}$  Änderung der Größe X mit der Zeit t [s]

 $\frac{\partial X}{\partial z}$  Änderung der Größe X mit der Tiefe z [cm]

δ<sup>2</sup>H Isotopenverhältnis von Deuterium in Bezug zu VSMOW [%]

 $\delta^{18}$ O Isotopenverhältnis von 180 in Bezug zu VSMOW [%]

 $\delta^{18}O_{cor}$  nach Gralher et al, 2016 korrigiertes Isotopenverhältnis von 180 in Bezug zu

VSMOW [%]

 $\delta^2 H_{cor}$  nach Gralher et al, 2016 korrigiertes Isotopenverhältnis von Deuterium in

Bezug zu VSMOW [%]

ea aktueller Dampfdruck [kPa/ha]
es Sättigungsdampfdruck [kPa/ha]

ETp potentielle Evapotranspiration berechnet nach Penman-Monteith [mm/d]

E-Tiefe Evaporationstiefe [cm]
FSM Freiburg Snow Melt

G Bodenwärmestrom [MJ/m²]
GMWL Global Meteoric Water Line

Gs Globalstrahlung [MJ/m²]

h hydrostatische Druckhöhe [hPa]

h\_diff Höhenunterschied zwischen Messstationen der stabilen Wasserstoffisotope im

Niederschlag [m]

IAEA International Atomic Energy Agency

Isp potentielle Interzeptionsspeicher [mm/d]

KUP Kurzumtriebsplantagen

K(h) hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit von h [cm/s]

K₀ gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/s]

L spezifische verdampfungswärme [MJ/kg]

LAI Leaf-Area-Index (Blattflächenindex) [ m²/m²]

L(BK) Länge des Bohrkerns [cm]

L(BL) Länge des Bohrlochs [cm]

LGRB Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau

LMWL Local Meteoric Waterline

LTZ Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg

LW Leitungswasser

m van Genuchten Parameter, bestimmbar aus der Porosität

M<sub>I,F</sub> Frischgewicht der Isotopenprobe [g]

 $M_{I,T}$  Trockengewicht der Isotopenprobe [g]

 $M_{N,F}$  Frischgewicht der Nitratprobe [g]

 $M_{I,t}$  Trockengewicht der Isotopenprobe [g]

n Porosität [cm³/cm³]

NHN Normalhöhennull

NSW Nordseewasser

ORG Oberrheingraben

Pg Gewichtsanteil der Isotopenprobe am Gesamtgewicht des

Bodenprofilabschnittes []

ppm Parts per Million

ρ Dichte des Wassers in Abhängigkeit des Luftdrucks [kg/m³]

 $\rho_W$  Dichte des Wassers bei 20°C 0.998207  $\frac{g}{cm^3}$ 

q Wasserfluss [cm³/s]

r Radius der Bohrkernsonde [cm]

## 11. Liste der Symbole und Abkürzungen

ra pflanzenspezifischer Bestandes Widerstand [s/m]

rc pflanzenspezifischer Stomata Widerstand [s/m]

Rm Mittelwert der Isotopenverhältnisse R (180/160) der Bodenprofile

rs Oberflächenwiderstand der Bodenbedeckung [s/m]

Rs Nettostrahlung [MJ/m²]

Rsd Standardabweichung des Isotopenverhältnisses R (180/160) der

Bodenprofile

s Sättigungsdefizit der Dampfdruckkurve [kPa/ha]

S Wurzelwasseraufnahme [1/t]

SMB mikrobielle Biomasse im Boden

SOM organisches Material im Boden

T mittlere Tiefe der Teilbodenprobe der Bodenprofilnahme [cm]

t Zeitschritt zur Berechnung der Verdunstung

*Tp Transpiration* [mm/d]

TRD Trockenraumdichte [g/cm³]

*T<sub>w</sub> Tortuositätsfaktor* [ ]

T-Tiefe Transpirationstiefe [cm]

UBA Umwelt Bundesamt

v Windgeschwindigkeit in 2m über dem Boden [m/s]

VSMOW Vienna Standard Mean Ocean Water

VT Teilvolumen der Isotopenprobe [cm³]

WABOA Wasser-und-Boden-Atlas Baden-Württemberg

*ω gravimetrischer Wassergehalt [g]* 

θ volumetrischer Wassergehalt [cm³/cm³]

θr residualer volumetrischer Wassergehalt [cm³/cm³]

θs gesättigter volumetrischer Wassergehalt [cm³/cm³]

*λ*<sub>L</sub> longitudinale Dispersivität [cm]

γ psychometrische Konstante in Abhängigkeit des Luftdrucks [kPa/°C]

Yeff meas Spektrale Messvariable der Proben

Yeff kali Spektrale Messvariable der Standards

z Tiefe unterhalb der Bodenoberfläche [cm]