

Masterarbeit

Bodenphysikalische Untersuchungen und Bodenwasserhaushalt von Schotterrasenflächen an einem inneralpinen Standort

**ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen
Titels eines Masters of Science unter der Leitung von**

**Dr. Birk Steffen
Karl-Franzens Universität Graz
Institut für Erdwissenschaften**

**Dr. Pötsch Erich M.
Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-
Gumpenstein
Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft**

**eingereicht an der Karl Franzens Universität Graz
Studienrichtung Erdwissenschaften
von**

Veronika Slawitsch, BsC

September 2014



**HBLFA RAUMBERG - GUMPENSTEIN
LANDWIRTSCHAFT**



Vorwort

Vorwort

Ich hatte die Möglichkeit meine Masterarbeit im Zuge des Projektes „Extensive Begrünung von Parkplätzen mittels Schotterrasen“ an der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein zu schreiben.

Ich möchte mich an dieser Stelle allen voran bei Dr. Bernhard Krautzer und Dr. Wilhelm Graiss von der Abteilung Vegetationsmanagement im Alpenraum dafür bedanken, dass sie mir die Arbeit am Forschungsgelände in Gumpenstein ermöglicht haben.

Dr. Erich Pötsch von der Abteilung Grünlandmanagement und Kulturlandschaft möchte ich herzlich danken für die Beantwortung und Hilfestellungen aller vegetationstechnischen und bodenkundlichen Fragen sowie für die Hilfe bei der statistischen Auswertung der Daten.

Dr. Andreas Schaumberger von der Abteilung Geoinformation im ländlichen Raum gilt höchsten Dank für die Beantwortung aller (agrar)meteorologischen Fragen und die zahlreichen Hilfestellungen, beim Hauptschwerpunkt der Arbeit, dem Bodenwasserhaushalt. Dafür möchte ich größten Dank aussprechen.

Dem gesamten Team der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, vor allem bei allen Mitarbeitern des Institutes für Pflanzenbau und Kulturlandschaft ein herzliches Danke.

Weiters möchte ich mich bei meinem Hauptbetreuer seitens der Universität Graz Dr. Steffen Birk dafür bedanken, dass er mir so zahlreiche Tipps und Anregungen für alle hydrogeologischen Fragen gegeben hat.

Meiner Jungfamilie Franz Forstner und unserer kleinen Anna-Theresa möchte ich für die zahlreichen Stunden danken, die sie mir zum Schreiben dieser Arbeit zur Verfügung gestellt haben.

Mein besonderer Dank gilt Frau Mag. Claudia Slawitsch, die mit großer Sorgfalt die Arbeit durchgesehen hat.

Meinen Eltern ein herzliches Dankeschön, dass sie mir das Studium ermöglicht haben und dass sie mich immer tatkräftig unterstützt haben.

Zusammenfassung

Schotterrasen als begrünbare Flächenbefestigungen stellen eine wertvolle Alternative zu asphaltierten Parkplätzen dar. Sie gewährleisten eine gute Versickerung nach Starkniederschlagsereignissen, erhöhen durch ihre speziell auf Schotterkörpern angepasste standortgerechte Saatgutmischung die Verdunstung und verschönern das Landschaftsbild.

Die Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein arbeitet seit Mai 2013 an einem Forschungsprojekt über Schotterrasenbauweisen. Diese werden im Zuge dieser Masterarbeit auf ihren idealen Aufbau anhand bodenwasserhaushaltlicher, bodenphysikalischer und vegetationstechnischer Versuche untersucht.

Dafür wurden am Gelände der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein zwei Versuchseinheiten, einerseits sechs Schwerkraftlysimeter, andererseits eine ca. 120 m² große befahrbare Fläche, beide mit jeweils zwei unterschiedlichen Materialien (Kalkschotter mit einer Mischung von 10 % Humus und Baustoffrecyclingmaterial mit einer Mischung von 10 % Kompost), angelegt.

Im einjährigen Feldversuch ergaben die Untersuchungen im Kalkschotter eine höhere Versickerung als im Baustoffrecyclingmaterial. Demzufolge ergeben sich in den Baustoffrecyclingmaterialien eine stärker ausgebildete Vegetationsentwicklung und eine höhere Verdunstungsleistung.

Der in der Trinkwasserverordnung (BGBl. II 2001/304 i.d.g.F.) für die Trinkwasserqualität festgesetzter Nitratgrenzwert wird im Kalkschotter eingehalten, im Baustoffrecyclingmaterial jedoch wird dieser Wert bis zum knapp dreifachen überschritten. Auf einen Einbau von Baustoffrecyclingmaterial in Schotterrasen sollte daher aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen und dem damit verbundenen Auswaschungsrisiko verzichtet werden. Bei Verwendung von Kalkschottermaterial könnte der Humusanteil verstärkt werden, um bessere Vegetationsbedeckungen und damit höhere Verdunstungsleistungen zu erzielen.

Abstract

Planted surface stabilisation by gravel turf is a reliable alternative to conventionally paved parking places. They ensure good infiltration after heavy rain falls, increase evaporation due to the specifically for gravel turf adapted seed mixture and additionally have a positive aesthetic impact on the countryside.

The research center Raumberg-Gumpenstein has been working on a research project on different types of gravel turfs since May 2013. In this context, this master thesis evaluates the ideal composition of gravel turfs based on tests regarding soil water balance, vegetation and soil physical analyses.

Two experiments have been carried out at the research center Raumberg-Gumpenstein: one including six gravitation lysimeters and on the other hand a 120 m² large area accessible to vehicles both filled resp. established with two different materials: limestone material with a mixture of 10 % humus and recycled building material with a mixture of 10 % compost.

The field experiment observed over the course of one year showed a better infiltration for lime gravel materials in comparison to recycled building materials. For this reason the recycled building materials resulted in a stronger vegetation development. The evaporated precipitation from the ground has been higher at the area paved with recycled building material.

Nitrate threshold values given by the Trinkwasserverordnung (BGBl. II 2001/304 i.d.g.F.) are important for drinking water quality. For lime materials the nitrate concentration in the leachate was within the existing limit whereas for recycled building materials, however, the values exceed the limits by a factor of 3. The design of gravel turfs with recycled building materials is therefore not recommended because of their high nutrient concentration and the therefore resulting higher risk of nutrient leaching.

Applying lime gravel material an increased humus fraction could improve vegetation and therefore increase evaporation rates.

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abbildungen

Abbildung 1: Schematische Darstellung einschichtiger und zweischichtiger Schotterrasen (Florineth, 2012)	4
Abbildung 2: Empfohlener Sieblinienbereich für Baustoffgemische an Schotterrasen (FLL 2008)	5
Abbildung 3: Standort der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Pfeil rot) (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 2013).....	7
Abbildung 4: Schematische Darstellung der übereinanderliegenden Gesteinspakete in den Alpen (Stüwe und Homberger 2011).....	8
Abbildung 5: Geologische Übersichtskarte der Niederen Tauern (Tollmann 1977)	9
Abbildung 6: Geologische Übersichtskarte des mittleren Ennstales mit dem Versuchsstandort Raumberg-Gumpenstein (Pfeil rot) (Flügel und Neubauer 1984)	10
Abbildung 7: Klimadiagramm Gumpenstein (Schaumberger 2013)	11
Abbildung 8: Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter und Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße am Gelände am Gelände der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Pfeil rot) (WMS-Dienst des Land- forst- und wasserwirtschaftliches Rechenzentrum GmbH (LFRZ) 2014).....	12
Abbildung 9: Schwerkraftlysimeter in Gumpenstein.....	13
Abbildung 10: Behälter zur Sickerwassermessung in Gumpenstein	13
Abbildung 11: Befüllen der Lysimeter mit 16/32 Schotter.....	14
Abbildung 12: Befüllen der Lysimeter mit 0/70 Schotter.....	14
Abbildung 13: Verdichteter 0/32 Kalkvegetationstragschicht	14
Abbildung 14: Verdichteter 0/45 Baustoffrecyclingvegetationstragschicht	14
Abbildung 15: Vollständiger Einbau der Schwerkraftlysimeter	14
Abbildung 16: Versuchsdesign der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (Neuper 2014b)	15
Abbildung 17: Vorbereitung des Planum.....	15
Abbildung 18: Verdichten der Kalkvegetationstragschicht	15
Abbildung 19: Einbau der Baustoffrecyclingvegetationstragschicht.....	15
Abbildung 20: Versuchsdesign der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße (Neuper 2014a)	16
Abbildung 21: Darcy Gesetz (Hölting und Coldewey 2013).....	19
Abbildung 22: Guelph Permeameter (Soilmoisture Equipment Corporation 2008).....	21
Abbildung 23: Ausschüttversuch an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter nach RVS 11.06.29 (2004).....	23
Abbildung 24: Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes anhand der Versickerungszeit (Pregl 2002)	24
Abbildung 25: Kornsummenkurve (Hölting und Coldewey 2013).....	25
Abbildung 26: Durchführung des dynamischen Lastplattenversuchs an der Versuchsfläche 1 - Schwerkraftlysimeter	29
Abbildung 27: Durchführung des statischen Lastplattenversuchs an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße.....	30
Abbildung 28: <i>Puccinellia distans</i> (Aichele und Schwegler 1991).....	33
Abbildung 29: <i>Festuca rubra trychophylla</i> (Aichele und Schwegler 1991).....	33
Abbildung 30: <i>Festuca nigrescens</i> (Deutsch 2007).....	33
Abbildung 31: <i>Festuca rupicola</i> (http://de.hortipedia.com/wiki/Festuca_rupicola 2014).....	34
Abbildung 32: <i>Poa angustifolia</i> (Deutsch 2007).....	34

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abbildung 33: <i>Poa annua</i> (Deutsch 2007)	34
Abbildung 34: <i>Poa compressa</i> (Aichele und Schwegler 1991).....	35
Abbildung 35: <i>Lolium perenne</i> (Deutsch 2007)	35
Abbildung 36: <i>Achillea millefolium</i> (Deutsch 2007)	35
Abbildung 37: <i>Dianthus cartusianorum</i> (http://de.wikipedia.org/wiki/Kart%C3%A4usernelke 2014)	36
Abbildung 38: <i>Anthyllis vulneraria</i> (Deutsch 2007).....	36
Abbildung 39: <i>Trifolium dubium</i> (Deutsch 2007)	36
Abbildung 40: <i>Leucanthemum vulgare</i> (Deutsch 2007)	37
Abbildung 41: <i>Hieraceum pilosella</i> (Deutsch 2007).....	37
Abbildung 42: <i>Prunella vulgaris</i> (Deutsch 2007).....	37
Abbildung 43: <i>Prunella grandiflora</i> (Deutsch 2007).....	38
Abbildung 44: <i>Leontodon hispidus</i> (Deutsch 2007)	38
Abbildung 45: <i>Salvia pratensis</i> (Deutsch 2007).....	38
Abbildung 46: <i>Silene vulgaris</i> (Deutsch 2007)	38
Abbildung 47: <i>Thymus pulegioides</i> (Deutsch 2007)	39
Abbildung 48: Schematische Darstellung der Gewichtsprozentanteile an Gräsern und Kräuter/Leguminosen in der Gumpensteiner Schotterrasenmischung	39
Abbildung 49: Aluminiumrahmen für die Durchführung der Frequenzanalyse	41
Abbildung 50: AccuPAR PAR/LAI ceptometer model LP-80 (Devices, D. 2008).....	41
Abbildung 51: Erscheinungsformen des Bodenwassers und Grundwassers (Hölting und Coldewey 2013)	46
Abbildung 52: Kreislauf des Wassers (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002)	46
Abbildung 55: Wasservorräte der Erde (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) 1997).....	50
ΔAbbildung 53: Bilanzgleichung eines Lysimeters	50
Abbildung 54: Bilanzgleichung eines Lysimeters (N=Niederschlag, ET=Evapotranspiration, ΔS=Änderung der gespeicherten Wassermenge, A=Abfluss).....	50
Abbildung 56: Beziehung zwischen Matrixpotenzial und Wassergehalt (pF-Kurve) bei einem Sandboden, einem tonigen Schluffboden (Lössboden) und einem Tonboden (FK = Feldkapazität, PWP = permanenter Welkepunkt und LK = Luftkapazität) (Scheffer und Schachtschabel 2010).....	52
Abbildung 57: Definierte Randbedingungen der Gras - Referenzverdunstung ET_0 (Allen 1998)	55
Abbildung 58: Die verschiedenen Anteile der Strahlung: extraterrestrische Strahlung R_a , Solarstrahlung R_s , kurzwellige Nettostrahlung R_{ns} , langwellige Nettostrahlung R_{nl} (Allen 1998)	56
Abbildung 59: Abhängigkeit der relativen Verdunstung vom relativen Bodenwasservorrat (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002) .	64
Abbildung 60: Schematische Abbildung der einzelnen Kornfraktionen von <1 mm bis >35,5 mm für Kalkschottermaterial	70
Abbildung 61: Schematische Abbildung der einzelnen Kornfraktionen von <1 mm bis >35,5 mm für Baustoffrecyclingmaterial	70
Abbildung 62: Kornsummenkurve des Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterials sowie des empfohlenen Sieblinienbereiches für Schotterrasen nach FLL (2008).....	70

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abbildung 63: Veränderung der Matrixpotential-/Wassergehaltskurve eines Lössbodens durch Kompression (Hartge und Horn 2014).....	77
Abbildung 64: Ergebnisse der statischen und dynamischen Plattendruckversuche für Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße.....	78
Abbildung 65: Ergebnisse der dynamischen Plattendruckversuche für Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter	79
Abbildung 66: Relative Anteile der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Deckungsgradschätzung im Kalkschotter- (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 1 - Schwerkraftlysimeter	82
Abbildung 67: Relativer Anteil der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Frequenzanalyse im Kalkschotter- (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter.....	83
Abbildung 68: Einzelartenerhebung im Kalkschotter- (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter	84
Abbildung 69: Relative Anteile der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Deckungsgradschätzung im Kalkschotter- (links, Mitte) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße.....	85
Abbildung 70: Relative Anteile der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Frequenzanalyse im Kalkschotter- (links, Mitte) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße.....	86
Abbildung 71: Einzelartenerhebung im Kalkschottermaterial ohne Ansaat der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße.....	87
Abbildung 72: Einzelartenerhebung im Kalkschotter- mit Ansaat (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße	87
Abbildung 73: Kumulative Sickerwassermengen der Schwerkraftlysimetervarianten von Juni 2013 bis Mai 2014.....	90
Abbildung 74: Täglicher Sickerwasserverlauf der Schwerkraftlysimetervarianten von 28.10. bis 15.11.2013.....	91
Abbildung 75: Nitratkonzentration NO_3 [mg/l] über den gesamten Versuchszeitraum im Kalkschottermaterial	95
Abbildung 76: Nitratkonzentration NO_3 [mg/l] über den gesamten Versuchszeitraum im Baustoffrecyclingmaterial	96
Abbildung 77: anorganische Stickstoffauswaschungen N_{anorg} [kg/ha] über den gesamten Versuchszeitraum im Kalkschottermaterial	97
Abbildung 78: anorganische Stickstoffauswaschungen N_{anorg} [kg/ha] über den gesamten Versuchszeitraum im Baustoffrecyclingmaterial	97
Abbildung 79: Niederschlagsmengen über den Versuchszeitraum von Anfang Juni 2013 bis Ende Mai 2014.....	98
Abbildung 80: Vergleich der monatlichen potentiellen Verdunstung ETP nach Thorntwaite/Haude und ET_0 nach der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013	99
Abbildung 81: Vergleich der monatlichen klimatischen Wasserbilanz nach Thorntwaite, Haude und der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013	99
Abbildung 82: Vergleich der monatlichen tatsächlichen Verdunstung nach Thorntwaite, Haude und der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013	100

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abbildung 83: Korrelation der klimatischen Wasserbilanz und der tatsächlichen Verdunstung ausgehend von der Gras-Referenzverdunstung im Zeitraum von 10.7. bis 9.8.2013	101
Abbildung 84: Vergleich der monatlichen Sickerwasserraten nach Thornthwaite, Haude und der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013	102
Abbildung 85: k_c Faktoren des Baustoffrecyclingmaterials und des Kalkschottermaterials im Versuchszeitraum von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014	103
Abbildung 86: Tagessummen der Interzeptionshöhe I des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014.....	103
Abbildung 87: Interzeptionsverdunstung E_i des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014.....	104
Abbildung 88: Maximale Verdunstung ET_{max} des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014.....	104
Abbildung 89: Tatsächliche Verdunstung ETR des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014.....	105
Abbildung 90: Kalibrierung der Sickerwassermengen S von Schotterrasenflächen mit aufgebauten Kalkschottermaterial und gemessenen Sickerwassermengen ausgehend von einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 0,7 und einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm.	106
Abbildung 91: Kalibrierung der Sickerwassermengen S von Schotterrasenflächen mit aufgebauten Baustoffrecyclingmaterial und gemessenen Sickerwassermengen basierend auf einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 0,7 und einer nutzbaren Feldkapazität von 200 mm und 65 mm	107
Abbildung 92: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S , Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) ET_{max} und tatsächlicher Evapotranspiration ETR^* von Kalkschottermaterial für eine maximale Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70% ab dem eine lineare Abnahme der tatsächlichen Verdunstung stattfindet	108
Abbildung 93: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S , Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) ET_{max} und tatsächlicher Evapotranspiration ETR^* von Baustoffrecyclingmaterial für eine maximale Feldkapazität von 200 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70% ab dem eine lineare Abnahme der tatsächlichen Verdunstung stattfindet.....	108
Abbildung 94: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen von Kalkschottermaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen Schwellenwerten des Bodenwassergehaltes von 0,2 bis 0,9.....	109
Abbildung 95: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen von Baustoffrecyclingmaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen Schwellenwerten des Bodenwassergehaltes von 0,2 bis 0,9.....	109
Abbildung 96: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen S , dem Verhältnis ETR^*/ET_{max} sowie dem Verhältnis S/N von Kalkschottermaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitätswerten von 10 mm bis 100 mm.....	110
Abbildung 97: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen S , dem Verhältnis ETR^*/ET_{max} sowie dem Verhältnis S/N von Baustoffrecyclingmaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitätswerten von 10 mm bis 300 mm.....	110
Abbildung 98: Kumulative Sickerwassermengen S des Versuchsjahres im Kalkschottermaterial bzw. Baustoffrecyclingmaterial basierend auf einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm bzw. 200 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70% unter Berücksichtigung	

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

der k_c Faktoren und der LAI Werte verglichen mit dem Modell der Gras-Referenverdunstung und den gemessenen Versickerungsraten an den Schwerkraftlysimetern.....	114
Abbildung 99: Jahresverlauf der k_c Faktoren des Kalkschottermaterials unter einer zweischnittigen bzw. dreischnittigen Bewirtschaftung von Schotterrasenflächen.....	115
Abbildung 100: Kumulative Sickerwassermengen S des Kalkschottermaterials verglichen mit kumulativen Sickerwassermengen bei einer zweischnittigen und dreischnittigen Nutzung bzw. mit gemessenen Sickerwassermengen auf Schotterrasenflächen.....	116
Abbildung 101: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S , Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) ET_{max}^* und tatsächlicher Evapotranspiration ETR^* von Schotterrasenflächen auf Kalkschotter unter einer zweischnittigen Bewirtschaftung für eine maximale Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70%	117
Abbildung 102: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S , Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) und tatsächlicher Evapotranspiration ETR^* von Schotterrasenflächen auf Baustoffrecyclingmaterial unter einer dreischnittigen Bewirtschaftung für eine maximale Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70%	117

Tabellen

Tabelle 1: Größenordnungen der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f der einzelnen Korngrößen von Lockergesteinen (DIN 18130-1 1998) 19

Tabelle 2: Einteilungen der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f (DIN 18130-1 1998)..... 20

Tabelle 3: Bodentextur/Strukturkategorien zur Schätzung des α Parameters (Elrick et al. 1989, Reynolds 1993) 22

Tabelle 4: Konstanten der Geradengleichung k und d aus den aus dem Diagramm gemessenen Punkten (Beck 2010)..... 24

Tabelle 5: Empirischer Beiwert C_e als Variable der Lithologie eines Lockergesteins (Zieschang 1961) 26

Tabelle 6: Proportionalitätsfaktor C in Abhängigkeit der Ungleichförmigkeitszahl x für eine Wassertemperatur von 10°C (Beyer 1964) 26

Tabelle 7: Korrekturen der mittleren möglichen Sonnenscheindauer der Nordhemisphäre für 47 N und 48 N nach geographischer Breite (Institute Water for Africa 2014) 54

Tabelle 8: Haude Faktoren für die Kulturart Gras (Häckel 1999) 55

Tabelle 9: k_c Werte eines „extensive grazing“ Bestandes (Allen 1998) 60

Tabelle 10: Ergebnisse der feldgesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten k_{fs} [m/s], Matrixpotentialen θ_m [cm²/s] und Strukturparametern [cm⁻¹] mittels Guelph Permeameters am Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße 68

Tabelle 11: Ergebnisse des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f [m/s] nach dem Ausschüttversuch am Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter und Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße 69

Tabelle 12: Ergebnisse des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f [m/s] nach der Korngrößenverteilung am Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße und der FLL (2008) geforderten Sieblinie 71

Tabelle 13: Vergleich der gemessenen Durchlässigkeitsbeiwerte k_f [m/s] an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße von Kalkschottermaterial und Baustoffrecyclingmaterial mit denen von der in der FLL (2008) geforderten Durchlässigkeit der Vegetationstragschicht (Veg.) und der Korngrößen (KG)..... 73

Tabelle 14: Vergleich der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f [m/s] an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter von Kalkschottermaterial und Baustoffrecyclingmaterial mit denen von der in der FLL (2008) geforderten Durchlässigkeit der Vegetationstragschicht..... 73

Tabelle 15: Ermittelte Feuchtgewichte M_F , Trockengewichte M_T , Lagerungsdichten LD , Bodenwassergehalte θ_G und Porositäten n_p von Kalkschottermaterial und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße 74

Tabelle 16: Deskriptive Statistik und einfaktorielle Varianzanalyse der Lagerungsdichte LD an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße..... 75

Tabelle 17: Deskriptive Statistik und einfaktorielle Varianzanalyse des Bodenwassergehalts θ_G an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße 75

Tabelle 18: LAI Ergebnisse im Kalkschottermaterial und im Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße 89

Tabelle 19: Deskriptive Statistik und varianzanalytische Auswertung des durchschnittlichen Sickerwasseranfalles pro Ereignis an den Schwerkraftlysimetervarianten von 28.10 bis 15.11. 2013..... 92

Tabelle 20: Deskriptive Statistik und varianzanalytische Auswertung des akkumulierten Sickerwasseranfalles jeder Schwerkraftlysimetervariante über den gesamten Versuchszeitraum 92

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Tabelle 21: Durchschnittliche sowie maximale Konzentrationen [mg/l] und Frachten [kg/ha] an anorganischen Nährstoffen beider Materialien von Juni 2013 bis Mai 2014.....	93
Tabelle 22: Fallraten des Wasserspiegels an Kalkschottermaterial bei 5 cm Einstauhöhe und 10 cm Einstauhöhe (cm/s).....	127
Tabelle 23: Fallraten des Wasserspiegels an Baustoffrecyclingmaterial bei 5 cm Einstauhöhe und 10 cm Einstauhöhe (cm/s).....	128
Tabelle 24: Wasserdurchlässigkeiten an Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter, ermittelt durch den Ausschüttversuch nach (RVS 11.06.22 und RVS 11.062, 2004).....	128
Tabelle 25: Wasserdurchlässigkeiten an Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße, ermittelt durch den Ausschüttversuch nach (RVS 11.06.22 und RVS 11.062, 2004).....	129
Tabelle 26: Nährstoffanalysen des Kalkschottermaterials und des Baustoffrecyclingmaterials (SM=Schwermetall).....	129
Tabelle 27: Frequenzanalyse des Kalkschottermaterials und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg.=Vegetation)	130
Tabelle 28: Deckungsgradschätzung des Kalkschottermaterials und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg=Vegetation).....	131
Tabelle 29: Deckungsgradschätzung des Kalkschottermaterials ohne Ansaat (o.A.), mit Ansaat (m.A.) und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg=Vegetation)	132
Tabelle 30: Frequenzanalyse des Kalkschottermaterials ohne Ansaat (o.A.), mit Ansaat (m.A.) und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg=Vegetation)	133
Tabelle 31: Pflanzenbestandsaufnahme an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter am Kalkschottermaterial und am Baustoffrecyclingmaterial.....	134
Tabelle 32: Pflanzenbestandsaufnahme an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße am Kalkschottermaterial	135
Tabelle 33: Pflanzenbestandsaufnahme an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße am Baustoffrecyclingmaterial	136
Tabelle 34: Sickerwassermengen jeder Schwerkraftlysimeterparzelle des Baumaterials Kalkschotter und Baustoffrecycling.....	137
Tabelle 35: Nährstoffkonzentrationen [mg/l] und Nährstoffauswaschungen [kg/ha] des Sickerwassers im Kalkschottermaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (K=Kammer, BM=Baumaterial).....	139
Tabelle 36: Nährstoffkonzentrationen [mg/l] und Nährstoffauswaschungen [kg/ha] des Sickerwassers im Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (K=Kammer, BM=Baumaterial).....	147

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Problemstellung.....	1
1.2	Zielsetzung	2
1.3	Forschungsfragen.....	2
1.4	Definition Schotterrasen.....	3
1.5	Bautechnische Anforderungen an einen Schotterrasen.....	3
1.5.1	Aufbau eines Schotterrasens	3
1.5.2	Technische Anforderungen	4
1.6	Pflegemaßnahmen.....	6
2	Versuchsstandort.....	7
2.1	Geographischer Überblick	7
2.2	Geologischer Überblick	7
2.2.1	Regionalgeologie des Ennstals:.....	9
2.3	Klimatischer Überblick	10
3	Versuchsdesign	12
3.1	Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter.....	12
3.1.1	Definition Lysimeter	12
3.1.2	Anlage des Versuches	13
3.2	Anlage des Versuches.....	15
4	Methodik	17
4.1	Statistische Datenaufbereitung	17
4.2	Wasserdurchlässigkeitsbestimmungen	18
4.2.1	Allgemeines.....	18
4.2.2	Versuchsdurchführung	20
4.3	Dichte- und Bodenwassergehaltsbestimmungen	27
4.3.1	Allgemeines.....	27
4.3.2	Versuchsdurchführung	27
4.4	Tragfähigkeitsbestimmungen.....	29
4.4.1	Allgemeines.....	29
4.4.2	Versuchsdurchführung	30
4.5	Botanische Erhebungen.....	31
4.5.1	Allgemeines.....	31
4.5.2	Versuchsdurchführung	32
4.6	Sickerwassererhebungen.....	42

4.6.1	Allgemeines.....	42
4.6.2	Versuchsdurchführung	42
4.7	Bodenwasserhaushaltsmodell.....	45
4.7.1	Allgemeines.....	45
4.7.2	Modellierung.....	53
5	Ergebnisse und Diskussion	67
5.1	Wasserdurchlässigkeitsbestimmungen	67
5.1.1	Guelph Permeameter	67
5.1.2	Ausschüttversuch	68
5.1.3	Korngrößenverteilung	69
5.1.4	Vergleich der verwendeten Messmethoden	71
5.1.5	Vergleich der Messwerte.....	72
5.2	Dichte- und Bodenwassergehaltsbestimmungen	74
5.2.1	Dichtebestimmung	74
5.2.2	Bodenwassergehaltsbestimmung	75
5.3	Lastplattenversuche	78
5.3.1	Statische Lastplattenversuche	78
5.3.2	Dynamische Lastplattenversuche.....	78
5.3.3	Bewertung der Messwerte.....	79
5.4	Botanische Erhebungen.....	81
5.4.1	Deckungsgradschätzung und Frequenzanalyse	81
5.4.2	Blattflächenindex (LAI).....	88
5.5	Sickerwassererhebungen	90
5.5.1	Sickerwassermengenbestimmung	90
5.5.2	Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffauswaschungen	92
5.6	Bodenwasserhaushaltsmodell.....	98
5.6.1	Modelleingangsgrößen.....	98
5.6.2	Kalibrierung	105
5.6.3	Sensitivitätsanalyse und Parameterstudie.....	108
5.6.4	Prognose.....	114
6	Schlussfolgerungen	118
7	Literaturverzeichnis	122
8	Anhang.....	127

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Allgemeines:

AGES: Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit

BM: Baumaterial

BSRM: Baustoffrecyclingmaterial

cm: Zentimeter

d: Tag

DIN: Deutsches Institut für Normung

FAO: Food and Agriculture Organization

FLL: Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau

g: Gramm

Gew. %: Gewichtsprozent

h: Stunde

ha: Hektar

HBLFA: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg Gumpenstein

hPa: Hektopascal

dm: Dezimeter

K: Kelvin

kg: Kilogramm

km: Kilometer

Konz.: Konzentration

kPa: Kilopascal

l: Liter

LFZ: Lehr- und Forschungszentrum Raumberg Gumpenstein

max: Maximum

m.ü.A: Meter über Adria

m: Meter

mg: Milligramm

MJ: Megajoule

mm: Millimeter

MN: Meganewton

mon: Monat

MW: Mittelwert

ÖAG: Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau

ÖNORM: Österreichische Normen

RVS: Richtlinien und Vorschriften für das Straßenwesen

s: Sekunde

SPSS: Statistic Package of Social Sciences

UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

Vol.-%: Volumsprozent

ZAMG: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

α : Signifikanzniveau

Φ : Durchschnittskonzentration

%: Prozent

°C: Grad Celsius

[dim]: dimensionslos

Geologie und Geographie:

E: Ost

Ma: Millionen Jahre

N: Nord

OOA: Oberostalpin

SEMP: Salzach Ennstal Mariazell Puchberg Störung

UOA: Unterostalpin

Tragfähigkeit:

E_{v2}: Verformungsmodul

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

E_{vd} : dynamisches Verformungsmodul

Wasserdurchlässigkeit:

A: durchflossene Fläche [m^2]

A_R : Reservoirkonstante

C: Bodenparameter [dim]

C_e : empirischer Beiwert

d_{k10} : Korngrößendurchmesser bei 10 % Siebdurchgang [mm]

d_{k60} : Korngrößendurchmesser bei 60 % Siebdurchgang [mm]

GPM: Guelph Permeameter

h: Potentialunterschied [m]

H: Wasserstandshöhe im Bohrloch

$i = h/l$: hydraulischer Gradient []

K: Durchlässigkeitskoeffizient [m/s]

k_f : Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]

k_{fs} : feldgesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/s]

l: Fließlänge [m]

r: Bohrloch Radius [cm]

R: Wasserschwind im Reservoir [cm/s]

R1: Fallrate des Wasserspiegels bei 5 cm Einstauhöhe [cm/s]

R2: Fallrate des Wasserspiegels bei 10 cm Einstauhöhe [cm/s]

U: Ungleichförmigkeit

Q: Volumenstrom [m^3/s]

α : Strukturparameter [cm^{-1}]

θ : Temperatur des (schwach mineralisierten Wassers) [$^{\circ}C$]

θ_m : Matrixflusspotential [cm^2/s]

Dichte- und Bodenwassergehalt:

AW: Auswaage der getrockneten Probe [g]

EW: Einwaage der feldfeuchten Probe [g]

FD: Feststoffdichte [kg]

H_2O : Bodenfeuchte (Bodenwassergehalt) [%]

LD: Lagerungsdichte [g/cm^3]

m_f : Masse der Festsubstanz [kg]

M_F : Feuchtgewicht [kg]

M_T : Trockengewicht [kg]

n_p : Porosität []

V_{Fe} : Feststoffvolumen [m^3]

V_g : Volumen [m^3]

V_{ges} : Gesamtvolumen [m^3]

V_p : Porenvolumen [m^3]

V_w : Wasservolumen [cm^3]

ρ_f : Dichte des ofentrockenen Bodens [kg/m^3]

θ_G : gravimetrischer Bodenwassergehalt [%]

θ_V : volumetrischer Bodenwassergehalt [%]

Botanik:

FL-%: Flächenprozent

LAI: leaf area index

L_{dev} : Entwicklungsstadium

L_{ini} : Initialstadium

L_{late} : Endstadium

L_{mid} : mittleres Stadium

PZ: Parzellennummer

PAR: photosynthetically active radiation

Sickerwasser:

Ca^{2+} : Calcium

Cl⁻: Chlorid

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

HNO₃⁻: Salpetersäure
K⁺: Kalium
Mg²⁺: Magnesium
N: Stickstoff
Na⁺: Natrium
NH₄⁺: Ammonium
NO₂⁻: Nitrit
NO₃⁻: Nitrat
PO₄²⁻: Phosphat
ppm: parts per million
S: Schwefel
SO₄²⁻: Sulfat
SW: Sickerwassermenge [l/m²]

Bodenwasserhaushalt:

Δ: Steigung der Sättigungsdampfdruck-Temperaturkurve [kPa °C⁻¹]
A: Abfluss
d_r: inverse relative Distanz Erde-Sonne [rad]
E: Sättigungsdampfdruck um 14 Uhr [hPa]
e: Dampfdruck um 14 Uhr [hPa]
e⁰(T): Sättigungsdampfdruckfunktion [kPa]
e_a: aktueller Dampfdruck [kPa]
E_i: Interzeptionsverdunstung [mm]
e_s: Sättigungsdampfdruck [kPa]
ET: Evapotranspiration
ET₀: Gras-Referenzverdunstung [mm Tag⁻¹]
ET_a: aktuelle Verdunstung
ETmax^{*}: potentielle Verdunstung an der Bodenoberfläche [mm Tag⁻¹]
ETmax: maximale Verdunstung [mm Tag⁻¹]
ETP^{*}: potentielle Verdunstung an der Bodenoberfläche [mm Tag⁻¹]
ETP: potentielle Verdunstung [mm Tag⁻¹]
ETR^{*}: tatsächliche Verdunstung an der Bodenoberfläche [mm Tag⁻¹]
ETR: tatsächliche Verdunstung [mm Tag⁻¹]
F: relative Luftfeuchte [%]
f_{cd}: Bewölkungsgrad [dim]
FK: Feldkapazität
G: Bodenwärmestrom [MJ m⁻² Tag⁻¹]
G_{sc}: Solarkonstante [4,92 MJ m⁻² h⁻¹]
GWN: Versickerung
h: maximum crop height [m]
I: Interzeptionshöhe [mm] ; monatlicher Wärmeindex
I_A: Wassermenge im Interzeptionsspeicher zu Beginn des Tages
I_E: Wassermenge im Interzeptionsspeicher am Ende des Tages
I_{max}: maximale Interzeptionshöhe
J: Nummer des Tages im Jahr zwischen 1 (1.Jänner) und 365 (31.Dezember)
k_c: Pflanzenkoeffizientfaktor [dim]
k_{cb}: basal crop coefficient
k_e: soil evaporation coefficient
KWB: Klimatische Wasserbilanz
LK: Luftkapazität
N^{*}: Niederschlag an der Bodenoberfläche
N: Freilandniederschlag [mm] ; Niederschlag [mm]
nFK: nutzbare Feldkapazität [mm]
N_{gr}: Grenzregen [l/m²]
P: atmosphärischer Druck
pF: Potential/Freie Energie
PWP: permanenter Welkepunkt
R_a: extraterrestrische Strahlung [MJ m⁻² Tag⁻¹]
RH: Tagesmittel der relativen Luftfeuchtigkeit [%]

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

R_n : Nettostrahlung [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$] ,
 R_{nl} : langwellige Nettostrahlung [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$]
 R_{ns} : kurzwellige Nettostrahlung [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$]
 R_s : Solarstrahlung (Globalstrahlung) [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$]
 R_{so} : clear sky radiation [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$]
S: Sickerwassermenge [mm Tag^{-1}]
 S_B : Bodenspeicher
 T_2 : Lufttemperatur in 2 Meter Höhe [$^{\circ}\text{C}$]
 T_m : Monatsmitteltemperatur [$^{\circ}\text{C}$]
T: Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]
 T_{kmax} : maximale absolute Temperatur während einer 24 Stunden Periode [K]
 T_{kmin} : minimale absolute Temperatur während einer 24 Stunden Periode [K]
 T_{max} : mittlere maximale Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$]
 T_{min} : mittlere minimale Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$]
 u_2 : Windgeschwindigkeit in 2 Meter Höhe [m s^{-1}]
 u_z : gemessene Windgeschwindigkeit in zw Metern Höhe [m s^{-1}]
vpd: Sättigungsdefizit [kPa]
 W_e : Ausschöpfungstiefe [dm]
 W_{rel} : relative Bodenfeuchte [%]
z: Seehöhe [m]
 z_w : Seehöhe der gemessenen Windgeschwindigkeitshöhe [m]
 γ : Psychrometerkonstante [$\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$]
 δ : Sonnendeklination [rad]
 ΔS : Bodenspeicher
 θ_{FK} : Feldkapazität [Vol.%]
 φ : geographische Breite [rad]
 ω_s : Stundenwinkel der Sonne [rad]
 σ : Stefan - Boltzmann Konstante [$4,901 \cdot 10^{-9} \text{ MJ K}^{-4} \text{ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$]
 ψ_m : Wasserspannung [hPa]
 θ : Wassersättigungsgrad
 α : Albedo Koeffizient

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die Masterarbeit „Bodenphysikalische Untersuchungen und Bodenwasserhaushalt von Schotterrasenflächen an einem inneralpinen Standort“ wurde am Lehr- und Forschungszentrum Raumberg Gumpenstein durchgeführt.

Durch die steigende Anzahl an Fahrzeugen muss zunehmend befestigter Parkraum bereitgestellt werden. Täglich werden daher immer mehr Flächen in Österreich versiegelt. Der tägliche Gesamtflächenverbrauch liegt im Durchschnitt der Drei-Jahres-Periode von 2009-2012 bei 22 Hektar und damit um das Zehnfache über dem Reduktionsziel der Nachhaltigkeitsstrategie (Umweltbundesamt GmbH 2014).

Die zunehmende Bodenversiegelung reduziert die vor allem nach immer häufiger auftretenden Starkniederschlagsereignissen wichtige Versickerungsleistung, beschleunigt jedoch den Oberflächenabfluss und begünstigt daher die Entstehung von Hochwässern und die Gefahr von Überflutungen.

Um der Problematik versiegelter Flächen entgegenzuwirken, stellen Schotterrasenflächen nicht nur eine kostengünstigere Alternative zu asphaltierten Parkplätzen dar, sie erhalten zudem auch wichtige Bodenfunktionen, Wasserkreisläufe und gewährleisten einen guten Bodenluftaustausch (Längert 2005, Längert und Florineth 2012). Schotterrasenflächen können mit regionalen Schottermaterialien und Saatgutmischungen eingebaut werden und verschönern das Landschaftsbild.

Da Schotterflächen für ihr aufbauendes Pflanzenwachstum genügend Licht brauchen, sind sie nicht für Dauerparkplätze ausgelegt. Speziell Parkplätze an Talstationen in Schigebieten werden nur saisonal benützt und stehen während der Sommermonate – außer an stark frequentierten Wochenenden oder Ferienzeiten – größtenteils leer. Um die großen, nicht sehr schön anzuschauenden, Asphaltplätze in den Bergen zu vermeiden und der Natur besser angepasste Flächen zu schaffen, sind Schotterrasen besonders in Schigebieten eine gute Alternative. Ebenso können Schotterrasen für wenig frequentierte Abstellflächen genutzt werden, so auch an Ausweichflächen an Straßen, Stand- und Bewegungsflächen für die Feuerwehr, überfahrbaren Grünstreifen von Anlieger- und Wohnstraßen, land- und forstwirtschaftlichen Wegen, unregelmäßig genutzten Veranstaltungsplätzen sowie Campingplätzen (FLL 2008).

Neben dem Erhalt des landschaftlichen Reizes unserer Umgebung, ermöglichen Schotterrasen durch ihre Bauweise eine bessere Versickerung des Oberflächenwassers und verringern daher die nach Starkniederschlagsereignissen erhöhten Oberflächenabflüsse. Durch das darauf entwickelte Pflanzenwachstum erhöhen sie auch die natürliche Verdunstung. In städtischen Räumen ist dies besonders wichtig, da sie dadurch das Kleinklima deutlich verbessern und gerade in den Sommermonaten weniger Aufheizfläche bieten als versiegelte Flächen (Längert und Florineth 2012).

Offene Flächenbefestigungen sind für wenig frequentierte Parkplätze und Zufahrtsstraßen eine nahezu ideale Lösung für eine schönere Umwelt und nachhaltiges Bauen in der Natur. Allerdings besteht dazu noch eine Menge an Forschungsbedarf, um diese wertvolle alternative Bauweise zu verbessern.

Daher werden in dieser Masterarbeit Schotterrasenflächen mit zwei unterschiedlichen Ausgangsmaterialien (Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial) an einem inneralpinen

Standort, an der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein in Irnding im Ennstal, auf ihre bodenwasserhaushaltlichen, bodenphysikalischen und vegetationstechnischen Eigenschaften untersucht, um auf eine optimale Bauweise schließen zu können.

1.2 Zielsetzung

Da in globalen Klimasimulationen eine Intensivierung von starken Niederschlagsereignissen festgestellt wurde und die Niederschlagssummen in den letzten 50-100 Jahren um 5% zugenommen haben, ist es wichtig so gut wie möglich versickerungsaktive Parkplätze zu schaffen um weitgehende Überschwemmungen und Umweltkatastrophen zu verhindern (ZAMG 2014). Daher wird in dieser Arbeit der Fokus auf hydrogeologische Fragestellungen gelegt, insbesondere wird der gesamte Bodenwasserhaushalt eines Schotterrasens weitgehend untersucht und diskutiert. Dabei wird im Speziellen auf einen Schotterrasen in inneralpinen Gebieten, zum Beispiel als Alternative zu versiegelten Parkplätzen in Schigebieten eingegangen.

Hauptziel der Masterarbeit ist es, über ein gesamtes Jahr, beginnend mit dem Anlagezeitpunkt des Schotterrasens, eine klimatische Wasserbilanz zu erstellen um genaue Aussagen über den Bodenwasserhaushalt von Schotterrasenflächen hinsichtlich unterschiedlicher Materialien, nämlich Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial, zu bekommen. Es wird versucht, mit potentiellen Verdunstungswerten auf reale Verdunstungswerte solcher Flächen zu schließen, um Grundwasserneubildungsraten bzw. Versickerungsraten in Bezug auf die Vegetationsentwicklung und in weiterer Folge auf die von der Vegetation und Witterung abhängigen Schnitthäufigkeiten und Schnittzeitpunkte beider Materialien abzuschätzen. Dafür werden zusätzlich vegetationstechnische und bodenphysikalische Parameter anhand zweier unterschiedlicher Materialien – Kalk und Baustoffrecyclingmaterial - getestet und miteinander verglichen.

Für die Untersuchungen werden Schwerkraftlysimeter und eine 120m² große Zufahrtsstraße mit jeweils Kalk und Baustoffrecyclingmaterial als Unterbau aufgebaut und mit speziell dafür angepassten Saatgutmischungen begrünt.

1.3 Forschungsfragen

Die Masterarbeit befasst sich mit folgenden Fragen:

Bodenphysik:

Welche Unterschiede ergeben sich im Durchlässigkeitsvermögen bei Baustoffrecyclingmaterial im Vergleich zum Kalkmaterial?

Wie wirkt sich die Bodendichte und in weiterer Folge die Porosität der Materialien Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial auf die Tragfähigkeit an Schotterrasenflächen aus und welche Unterschiede ergeben sich in der Dichte beider Materialien? Wie wirkt sich der Bodenwassergehalt von Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial auf die Verdichtung aus?

Welche Verformungsmodule besitzen beide Materialien?

Welche Mengen- und Qualitätsunterschiede ergeben sich im Sickerwasser bei Verwendung von Kalkmaterial und Baustoffrecyclingmaterial? Wie wirken sich die beiden Baumaterialien auf die Nährstoffauswaschung, insbesondere die Stickstoffauswaschung, aus?

Bodenwasserhaushalt:

Welche potentiellen Verdunstungsraten besitzen Schotterrasenflächen unterschiedlicher Ausgangsmaterialien, mit welchen Modellen kann man sie bestimmen und wie kann man in weiterer Folge daraus die tatsächliche Verdunstung annähernd bestimmen?

Welches Modell ist am besten geeignet zur Berechnung der potentiellen Verdunstung und damit für die weitere Untersuchung des Bodenwasserhaushalts an Schotterrasenflächen?

Welche Grundwasserneubildungsraten bzw. Versickerungsraten weisen Schotterrasenflächen auf? Wie sieht der Vergleich der modellierten Versickerungsraten zu den an den Lysimetern gemessenen Versickerungsraten aus? Welche nutzbaren Feldkapazitäten weisen Schotterrasenflächen auf und kann man daraus genaue Versickerungsraten erhalten?

Wie wirken sich der Pflanzenkoeffizient und der Blattflächenindex bei Kalkschotteraufbau bzw. Baustoffrecyclingaufbau auf die tatsächliche Verdunstung und in weiterer Folge auf den Bodenwasserhaushalt aus?

Welche Schnitthäufigkeiten und Schnittzeitpunkte beider Materialien sind bei entsprechenden Witterungsbedingungen vorzunehmen, wie verändert sich dabei der Pflanzenkoeffizientfaktor beider Materialien und welche Auswirkungen hat dies auf den Bodenwasserhaushalt?

Vegetation:

Wie verändert sich die Vegetation im Verlauf der Zeit auf beiden Materialien?

Wie unterscheidet sich der Blattflächenindex auf Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial?

All die hier aufgelisteten Forschungsfragen stehen in enger Wechselbeziehung zueinander, so spielen die Fragestellungen der Bodenphysik und die des Bodenwasserhaushaltes eine wichtige Rolle in der gesamten Vegetationsentwicklung auf Schotterrasenflächen.

1.4 Definition Schotterrasen

Schotterrasen sind begrünte Schotterflächen, die sowohl als Parkplätze als auch als wenig genutzte Zufahrtsstraßen benützt werden können.

Als Schotter werden grobkörnige Sedimente (Psephite) bezeichnet, die aus Korngrößen > 2 mm bestehen. Die im Schotter überwiegenden Korngrößen > 2 mm nennt man Kies. Schutt und Schotter zeugt von sehr hoher Transportkraft und findet sich einerseits im Gebirge nahe dem Abtragungsort und andererseits in den Tälern, wo sie vorwiegend glazifluviatil sind. Schotter besitzt gut gerundete Komponenten und wird zu Konglomerat (z. B. Nagelfluh) verfestigt (Scheffer und Schachtschabel 2010).

1.5 Bautechnische Anforderungen an einen Schotterrasen

Die unterschiedlichen bautechnischen Anforderungen von Schotterrasenflächen sind noch nicht genügend bekannt, jedoch gibt es einige publizierte Arbeiten wie z.B. Florineth (2012), Haslgrübler (2008) und Längert (2005), sowie mit der Richtlinie für die Planung, Ausführung und Unterhaltung von begrünbaren Flächenbefestigungen der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL, 2008) ein technisches Regelwerk, welches die bisher gewonnenen Erkenntnisse von Wissenschaft und Technik beschreiben.

1.5.1 Aufbau eines Schotterrasens

Der Aufbau eines Schotterrasens erfolgt auf einem Untergrund, dem natürlich anstehenden Boden, welcher als Baugrund oder Planum bezeichnet wird. Darauf wird ein Unterbau, eine

Einleitung

gegebenenfalls erforderliche Aufschüttung auf dem Untergrund zum Niveauegleich, zur Verbesserung der Tragfähigkeit, der Wasserdurchlässigkeit oder Wasserspeicherfähigkeit eingebaut (FLL 2008). Dieser Unterbau kann dabei je nach Nutzungsintensität und erforderlicher Tragfähigkeit bzw. Beschaffenheit in einschichtiger oder zweischichtiger Bauweise erfolgen (siehe Abbildung 1) (Florineth 2012).

Dabei gilt bei einem zweischichtigen Aufbau nach Florineth (2012) dass auf dem anstehenden Untergrund (im Falle des Lysimeterversuches handelt es sich um einen Betonuntergrund) zwei unterschiedliche Körnungen eingebaut werden. Die untere Schicht (Drainschicht) soll mindestens 20 cm stark sein und aus Korngrößen von 0-45 mm oder 0-64 mm bestehen, die obere Schicht soll eine Stärke von 15-30 cm erreichen und aus feinkörnigerem Material mit Korngrößen von 0-32 mm oder 0-45 mm bestehen, welches auch den Kompost oder Erdanteil enthält (Florineth 2012).

Ein zweischichtiger Aufbau ist dann zu wählen, wenn eine hohe Nutzungsintensität stattfindet, z.B. eine Befahrung mit LKW oder Bussen oder wenn die Beschaffenheit des Untergrundes eine zu geringe Tragfähigkeit aufweist.

Im Gegensatz dazu kann auch ein einschichtiger Aufbau für Flächen, die ausschließlich für den PKW Verkehr oder für geringen LKW- und Busverkehr dienen, verwendet werden. Hier wird auf dem anstehenden Untergrund eine 30 cm starke Vegetationstragschicht aufgebaut (FLL 2008, Scharf 2014).

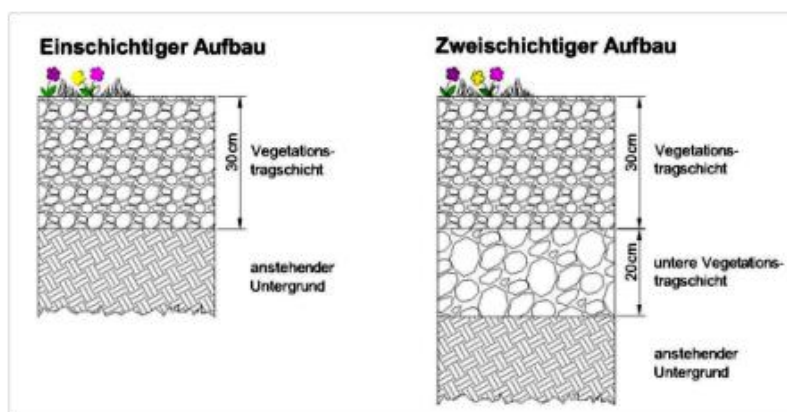


Abbildung 1: Schematische Darstellung einschichtiger und zweischichtiger Schotterrassen (Florineth, 2012)

1.5.2 Technische Anforderungen

Die technischen Anforderungen an begrünbaren Flächenbefestigungen sind laut FLL (2008) – sofern nicht anders angegeben - folgendermaßen für den Baugrund/Planum, die Vegetationstragschicht und das Saatgut gesondert geregelt:

a.) Anforderungen an den Baugrund und das Planum:

Das Verformungsmodul E_{v2} , welcher den Zusammenhang zwischen (Wieder)Belastung und Setzung beschreibt und aus dem die Tragfähigkeit eines Bodens abgeleitet werden kann, soll einen Wert $\geq 25 \text{ MN/m}^2$ für einschichtigen Schotterrassenaufbau und einen Wert $\geq 45 \text{ MN/m}^2$ für einen zweischichtigen Aufbau erreichen. Bei bindigen Böden darf der E_{v2} einen Wert von 60 MN/m^2 nicht überschreiten.

Die Wasserdurchlässigkeit k_f muss mindestens $1,0 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ betragen.

Einleitung

Das Gefälle muss eine abflusswirksame Neigung von mindestens 1 % und maximal 5 % aufweisen, die Höhenlage darf nicht mehr als ± 3 cm von der Nennhöhe abweichen und die Ebenheitsprüfung mit einer 4 m Messlatte darf die Spaltweite nicht mehr als 30 mm betragen.

b.) Anforderungen an die Vegetationstragschicht für Schotterrassen:

Die Vegetationstragschicht ist gleichmäßig so zu verdichten, dass ein Verformungsmodul E_{v2} von mindestens 45 MN/m² und maximal 60 MN/m² erreicht wird.

Die Wasserdurchlässigkeit k_f von Vegetationstragschichtgemischen soll mindestens $5,0 \cdot 10^{-6}$ m/s betragen und sollte $5,0 \cdot 10^{-5}$ m/s nicht überschreiten.

Die Wasserkapazität als Kenngröße für die Wasserspeicherfähigkeit soll im eingebauten Zustand ≥ 20 Vol.-% und ≤ 40 Vol.-% betragen.

Für Gefälle, Höhenlage und Ebenheit gelten die gleichen Anforderungen des Baugrundes und des Planums.

Der Salzgehalt der Vegetationstragschicht darf 150 mg/100 g nicht überschreiten.

Der pH- Wert soll zwischen 5 und 9 betragen.

Der Anteil an organischer Substanz soll $\geq 1 \leq 3$ Massenanteile in % betragen.

Die verwendeten Korngrößen von Schotterrassenflächen haben, je nach Anforderungen, zwischen 0-32 mm bis 0-56mm zu liegen. Die Sieblinie soll sich aus folgenden Grenzbereichen von 5-10 Gewichtsprozent Schluff, 20-40 Gewichtsprozent Sand und 50-70 Gewichtsprozent Kies befinden (siehe Abbildung 2.)

Die Schwierigkeit einer geeigneten Korngrößenzusammensetzung liegt darin, dass sowohl die Nutzungsanforderungen der parkenden PKWs an den Boden als auch die dazu im Widerspruch stehenden Ansprüche der Pflanzen erfüllt werden müssen (Florineth 2012).

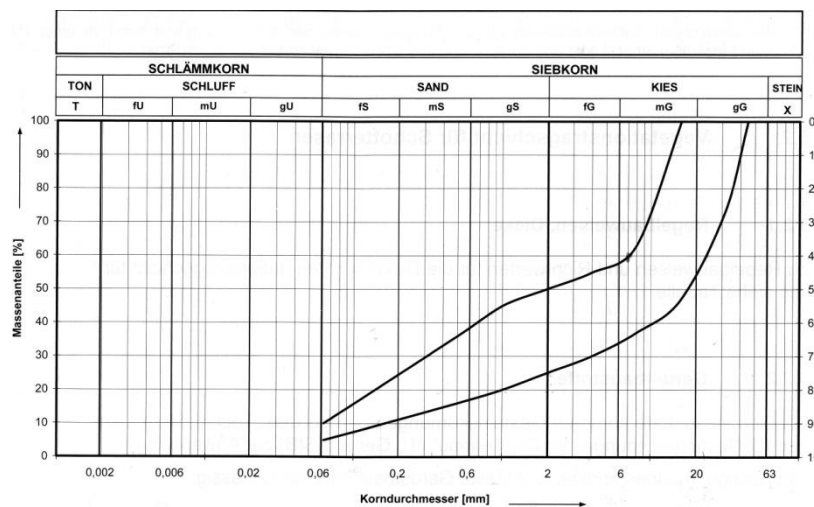


Abbildung 2: Empfohlener Sieblinienbereich für Baustoffgemische an Schotterrassen (FLL 2008)

c.) Saatgut:

Das Saatgut soll eine belastbare und trockenheitsverträgliche Gräser-Kräuter-Mischung sein. Günstige Auflaufbedingungen liegen von Mai bis September vor, bei Bodentemperaturen von 8°C und ausreichender Bodenfeuchte.

Das Saatgut wird auf der obersten Vegetationstragschicht gleichmäßig als Nass- oder Trockensaat ausgebracht, jedoch nicht eingearbeitet und wird während der ersten Wachstumswoche bewässert (FLL 2008, Florineth 2012).

1.6 Pflegemaßnahmen

Die Pflege von Schotterrasenflächen richtet sich je nach Wuchsleistung der Pflanzen, die wiederum von Witterungseinflüssen, Standort und Nutzungsgrad abhängig ist (Köninger 2003). Laut FLL 2008 sollen bei weniger stark belasteten Flächen oder in Randbereichen von stark belasteten Flächen drei bis sechs Schnitte/Jahr ausgeführt werden. Die Schnitthöhe sollte dabei 4-6 cm betragen.

Die Bewässerung von Schotterrasenflächen soll möglichst gering gehalten werden. Wenn bewässert wird, soll die Vegetationstragschicht gleichmäßig durchfeuchtet werden.

Auf Düngung ist auch, wenn möglich, zu verzichten. Düngergaben unter Verwendung von Langzeitdüngern sollten sich auf das notwendige Maß beschränken.

Der Winterdienst soll nur mittels Schneeräumung stattfinden, dabei ist das Räumerschild für die Schneebeseitigung so hoch einzustellen, dass Beschädigungen an der Rasendecke oder Vegetationstragschicht ausgeschlossen werden. Salzstreuung hat aufgrund der pflanzenschädigenden Auswirkungen nicht zu erfolgen.

2 Versuchsstandort

2.1 Geographischer Überblick

Die Versuchsflächen für die Simulation einer optimalen Schotterrasenbauweise wurden Ende Mai 2013 am Gelände der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein auf 710 m.ü.A errichtet.

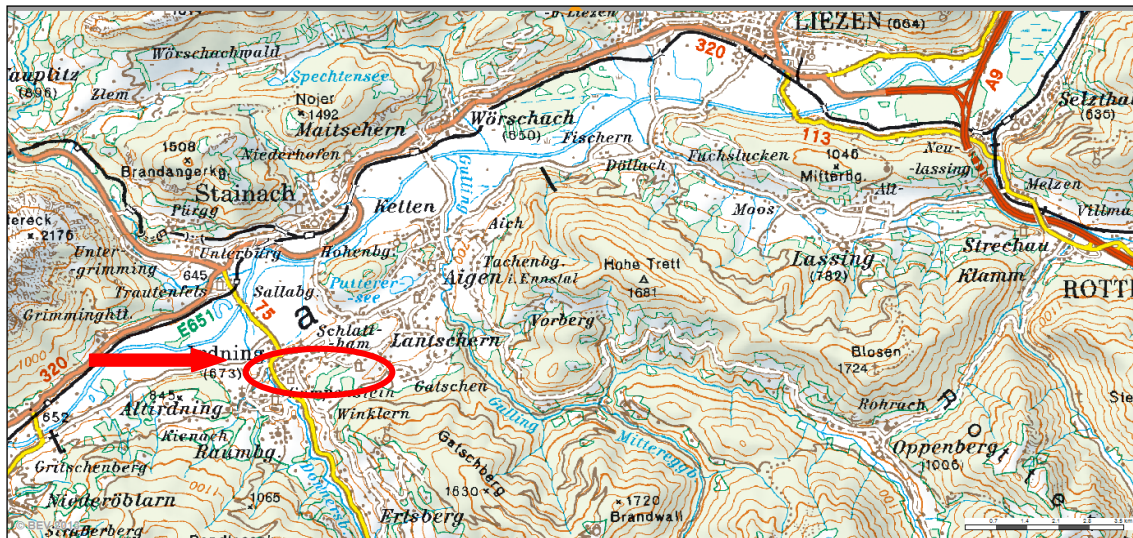


Abbildung 3: Standort der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Pfeil rot) (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 2013)

Die Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein befindet sich ca. 3 km südwestlich des Ortes Irnding auf einer Anhöhe im steirischen Ennstal in den Niederen Tauern der Ostalpen (siehe Abbildung 3). Das Ennstal mit seinem durchfließenden längsten Binnenfluss Österreichs, der Enns (245 km), stellt eines der großen Längstäler der Ostalpen dar. Das steirische Ennstal verläuft von West nach Ost zwischen Pichl – Mandling und Hieflau. Nördlich des Tales erhebt sich von West nach Ost betrachtet das Dachsteinmassiv mit der höchsten Erhebung des Hohen Dachsteins mit 2995 m.ü.A, daran schließt das Tote Gebirge mit den Gesäuse Bergen an. Südlich des Tales stehen im Westen die Schladminger Tauern mit ihrer höchsten Erhebung des Hochgollings mit 2862 m.ü.A, nach Osten daran anschließend die nördlichen Rottenmanner Tauern mit dem 2220 m.ü.A höchsten Berg, dem Hochrettelstein. Da die Schotterrasen eine gute Alternative für Parkplätze an Talstationen in Schigebieten sind, ist der Standort Raumberg-Gumpenstein aufgrund seiner inneralpinen Lage gut geeignet, um solche Schotterrasenflächen in Hinblick auf alpine Standorte zu untersuchen.

2.2 Geologischer Überblick

Die Alpen erstrecken sich in einem weiten Bogen von Nizza nach Wien. Die Gebirgskette der Alpen gliedert sich von West nach Ost in Westalpen, Zentralalpen und Ostalpen (Piffner 2009). Die Alpen werden aus drei großen tektonischen Einheiten aufgebaut, dem Ostalpin, den Penninischen Decken und den Teilen des europäischen Kontinentalrandes. Die Einteilung der Alpen anhand dieser Großeinheiten basiert auf der geographischen Verteilung der Landmassen im Erdmittelalter (Mesozoikum) vor etwa 150-200 Millionen Jahre im Bereich des heutigen Zentraleuropas. In dieser Zeit gab es von Nordwesten nach Südosten einige kontinentale und

Versuchsstandort

ozeanische Platten, die Europäische Platte, die adriatische Platte, den Briançonnais Mittelkontinent, den Nordpenninischen Valais Ozean, den Südpenninischer Piemont Ligurischer Ozean und den Meliata Hallstatt Ozean.

Diese Gesteinspakete liegen heute in den Alpen im Zuge des alpinen Gebirgsbildungszyklus übereinander bzw. sind von schräg einfallenden Kontakten voneinander getrennt. In ihrer heutigen Position werden folgende Teile unterschieden (siehe Abbildung 4).

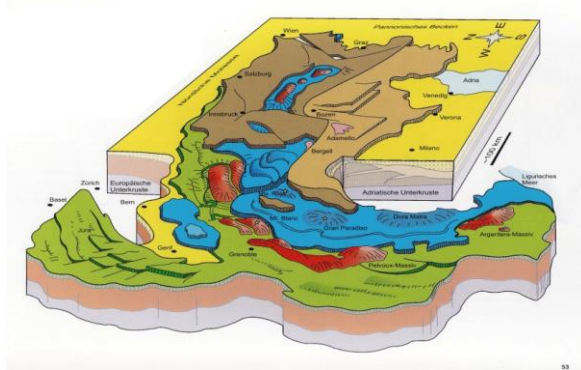


Abbildung 4: Schematische Darstellung der übereinanderliegenden Gesteinspakete in den Alpen (Stüwe und Homberger 2011)

Der europäische Untergrund bildet die kristalline Basis des Großteils der Alpen. Er reicht im Alpenraum nur in tektonischen Aufwölbungen an die Erdoberfläche, die als Externmassive bezeichnet werden (Mt.Blanc Massiv, Tauernfenster).

Die Bedeckung des europäischen Untergrundes liegt zum Teil direkt auf dem europäischen Untergrund (Dauphine, Schweizer Jura), zum Teil ist er weiter nach Norden verfrachtet (Helvetische Decken der Schweiz).

Die Gesteine der penninischen Ozeane bauen einen Großteil der Zentralalpen und das Tauernfenster auf. Sie werden in die nordpenninischen Gesteine des Valais Ozean, in kontinentale Gesteine des Briançonnais, in die ozeanischen Gesteine des Piemont Ligurischen Ozeans und in das Penninikum der Ostalpen unterteilt.

Die adriatische Platte, auch apulische Platte genannt, ist jene Kontinentalplatte, die während der gesamten Entwicklung der Alpen im Südosten der Penninischen Ozeane lag (Stüwe und Homberger 2011). Die Gesteine der adriatischen Platte bauen dabei die tektonische Großeinheit der ostalpinen Decken auf und damit fast den gesamten Teil der Ostalpen, zu dem auch die Gebirgsgruppe der Niederen Tauern gehört (siehe Abbildung 5.).

Das Ostalpin besteht aus Schiefen, Gneisen, Kalken und verschiedensten Gesteinen kontinentaler Herkunft dieser südlichen Platte. Bis vor etwa 30 Millionen Jahren ging das Ostalpin nach Süden in das Südalpin über. Seit etwa 30 Millionen Jahren wird das Südalpin aber nicht mehr nach Norden, sondern nach Süden über die Po Ebene geschoben. (Stüwe und Homberger 2011).

Der ostalpine Deckenbau gliedert sich nach Schmid et. al (2004) wie folgt:

Das Oberostalpin (OOA) umfasst die Nördlichen Kalkalpen mit ihren mesozoischen juvavischen, tirolischen und bavarischen Decken, die Grauwackenzone als paläozoische Basis des Tirolikums und die oberostalpinen Kristallindecken mit ihrer mesozoischen Bedeckung des Oberostalpinen Basements, dem Drauzug Gurktal Deckensystem, Ötztal Bundschuh Deckensystem, Koralpe Wölz Hochdruck Deckensystem und Silvretta Seckau Deckensystem.

Das Unterostalpin (UOA) gliedert sich in die unterostalpinen Decken (Ela, Err-Bernina, Radstädter und Wechsel) und in die Decken der Sesia Zone und Dent Blanche Decke.

Die Niederen Tauern gehören dabei nach Schmid *et al.* (2004) zum oberostalpinen Deckenbau für die sich nach Tollmann (1977) folgende Grenzlinien ergeben:

Die **Grenzlinien der Niederen Tauern** sind im Norden die Südgrenze der auflagernden Grauwackenzone südlich vom Liesing-, Palten- und Ennstal, im Westen die digitierend verzahnte Überschiebungsfläche des mittelostalpinen Altkristallins der Schladminger Tauern über den unterostalpinen, vorwiegend aus mäßig metamorphen Sedimentgesteinen bestehenden, Radstädter Tauern. Die Südgrenze bildet die Depressionszone mit den Tertiärbecken von Tamsweg im Lungau über Seethal - St. Peter und Oberwölz, die ab Niederwölz entlang der Mur gegen Osten nach St. Michael weitergeführt werden kann. Das Palten- Liesingtal bildet die Ostgrenze der Niederen Tauern, die sowohl decken- als auch bruchtektonisch bedingt ist (siehe Abbildung 5).

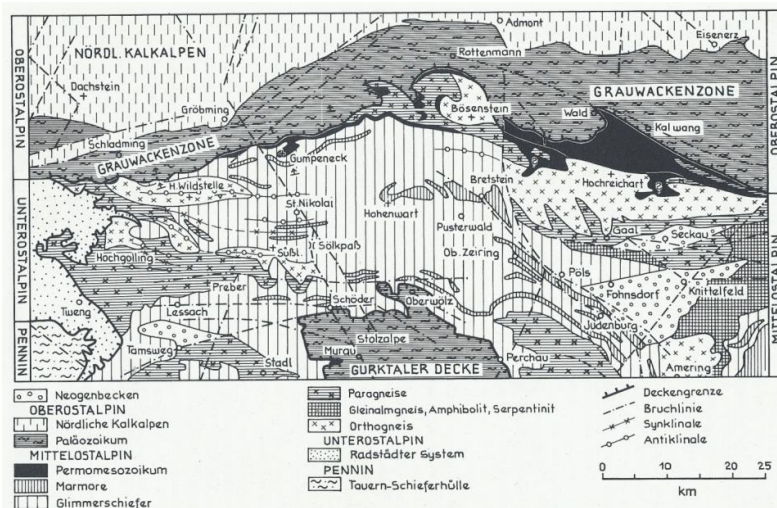


Abbildung 5: Geologische Übersichtskarte der Niederen Tauern (Tollmann 1977)

2.2.1 Regionalgeologie des Ennstals:

Das Ennstal, wie auch andere große Täler Österreichs, ist eine geologisch wichtige Störungszone, die durch Bewegungsbahnen der Extrusionstektonik durch die Nord-Süd-Kollision zwischen der Adriatischen und der Europäischen Platte zwischen 25 und 10 Millionen Jahren entstanden ist (Stüwe und Homberger 2011). Das Ennstal ist Teil der SEMP – der Salzach Ennstal Mariazell Puchberg Störung und trennt nach Schmid *et al.* (2004) die oberostalpinen Kalkalpen von den Kristallindecken. Die Übergangszone von Kalk und Kristallin wird als sogenannte oberostalpine östliche Grauwackenzone bezeichnet.

Das Ennstal und auch viele andere österreichische Täler waren im Quartär (1,8 Ma Jahre) durch eiszeitliche Talgletscher geprägt. Der Höhepunkt der hochglazialen Talgletscher war vor etwa 20000 Jahren. Im Ennstal reichte der Talgletscher bis zum Gesäuseeingang im Osten bzw. in das Paltental bei Furth im Süden. Daher ist das Ennstal heute durch quartären alluvialen Talboden mit würmeiszeitlichen Terrassen und Moränen geprägt (Flügel und Neubauer 1984). Um die Frage klären zu können, ob die kalkalpine oder die zentralalpine Komponente die alluvialen Ablagerungen zusammensetzen, wird die petrographische Zusammensetzung der Talauffüllung des Mitterennstales betrachtet. Die petrographische Bestimmung zeigt, dass der kalkalpine Anteil in der Talmitte im Durchschnitt zwischen 10% und 35% schwankt. Er ist nur

Versuchsstandort

in den unmittelbaren Bereichen der Schwemmkegel überwiegend, während im Bereiche der Mündungsgebiete der aus dem im Süden gelegenen Kristallingebiet kommenden Flüsse bis über die Talmitte kalkalpine Gesteinsanteil praktisch vollkommen zurücktritt (Bistritschan 1952).

Die Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein befindet sich an der Südseite des Ennstals, in der oberostalpinen östlichen Grauwackenzone. Hier finden sich feinschichtige Grauwackenschiefer, die sich aus verschiedenen phyllitischen Tonschiefern, Silitschiefern, Schwarzschiefern und Chloritschiefern aufbauen. Auch der Ennstaler Phyllit, welcher in seiner Erscheinungsform von quarzarmen bis zu quarzreichen Schieferen reichen kann und welcher postkristallin stark verfaltet und zerschert wurde, wird den Grauwackenschiefern zugerechnet. Großteils können Grauwackenschiefer altersmäßig dem Silur bis Devon zuzuordnen sein, wengleich die Altersdatierung aufgrund fehlender biostratigraphischer Anhaltspunkte schwierig zu erfassen ist. Präwürmezeitliche höhere Terrassen und Moränen kennzeichnen das Gebiet rund um das Lehr- und Forschungszentrum Raumberg Gumpenstein (siehe Abbildung 6) (Flügel und Neubauer 1984).

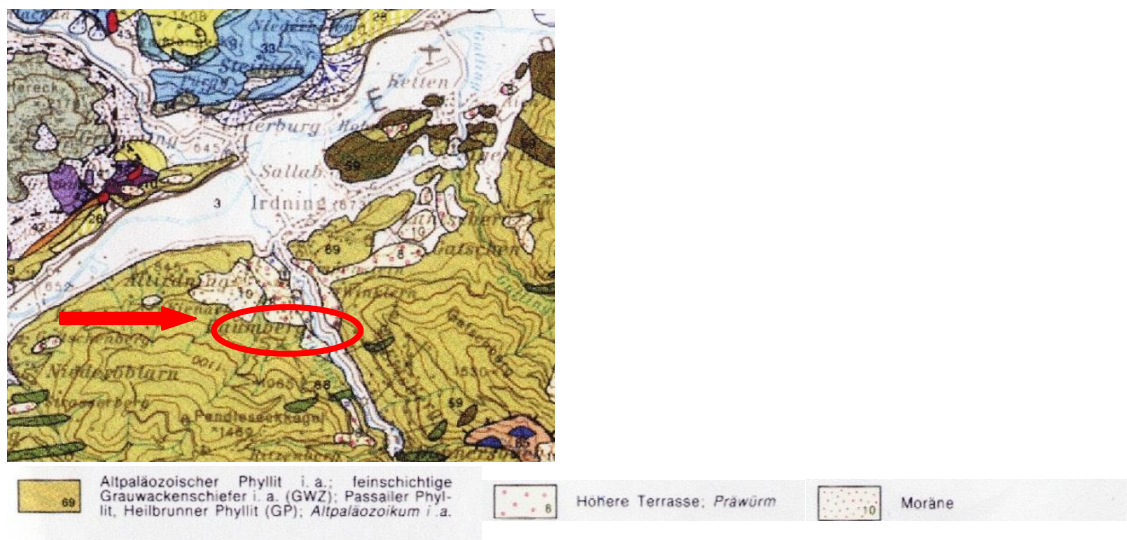


Abbildung 6: Geologische Übersichtskarte des mittleren Ennstales mit dem Versuchsstandort Raumberg-Gumpenstein (Pfeil rot) (Flügel und Neubauer 1984)

2.3 Klimatischer Überblick

Die Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein im steirischen Ennstal gehört in den Einflussbereich des gemäßigten Klimas, welches ein leicht kontinental geprägtes winterkaltes und nur mäßig sommerwarmes Talsohlenklima aufweist (Land Steiermark - Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2014). Das gemäßigte Klima in Mitteleuropa ist durch häufig fallenden Regen während des gesamten Jahres gekennzeichnet. Wasservorräte sind daher sowohl an der Oberfläche als auch im Untergrund in reichem Maße vorhanden (Press und Siever 2008).

Raumberg-Gumpenstein liegt auf einer Seehöhe von 710 m.ü.A mit den geografischen Koordinaten 47° 36. 752' N und 14° 30. 874' E. Die langjährig gemittelte Jahrestemperatur (1971-2000) beträgt 7,9°C. Die Jahresniederschläge sind relativ gleichmäßig verteilt und machen im Durchschnitt 1014 mm aus (siehe Abbildung 7) (Schaumberger 2011).

Versuchsstandort

Die Zahl der Tage mit Niederschlägen ist wegen der Anfälligkeit bei Staulagen aus West bis Nord recht hoch (130 bis 150 Tage/Jahr) (Land Steiermark - Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2014). Die Niederschläge sind im Alpenrandstau etwa um 800 bis 1000 mm höher als im Alpeninneren (Krautzer und Hacker 2006).

Von April bis September fallen etwa 63% des Jahresniederschlages. Der niederschlagreichste Monat ist im langjährigen Mittel der Juli gefolgt von August, während hingegen im Februar die geringsten Niederschlagsmengen fallen. Die Zeit, in der eine durchgehende Schneedecke vorhanden ist, erstreckt sich auf 101 Tage im Jahr, die frostfreie Zone beschränkt sich auf 173 Tage im Jahr und die Zahl der Sommertage auf nur 30 bis 40 Tage im Jahr (Bohner und Eder 2006, Land Steiermark - Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2014).

Für die Vegetationsentwicklung sind vor allem die Temperatur und die Länge der Vegetationsperiode die begrenzenden klimatischen Faktoren. In solch einem alpinen Klima nimmt die Vegetationszeit mit zunehmender Meereshöhe um ca. eine Woche/100 m ab (Reisigl und Keller 1987).

Ein winterkaltes, sommerkühles, relativ Niederschlags- und schneereiches, kontinental beeinflusstes Klima begünstigt die Grünlandwirtschaft und Viehzucht. Raumberg-Gumpenstein repräsentiert daher in in klimatischer und pedologischer Hinsicht einen charakteristischen österreichischen Grünlandstandort (Bohner und Eder 2006).

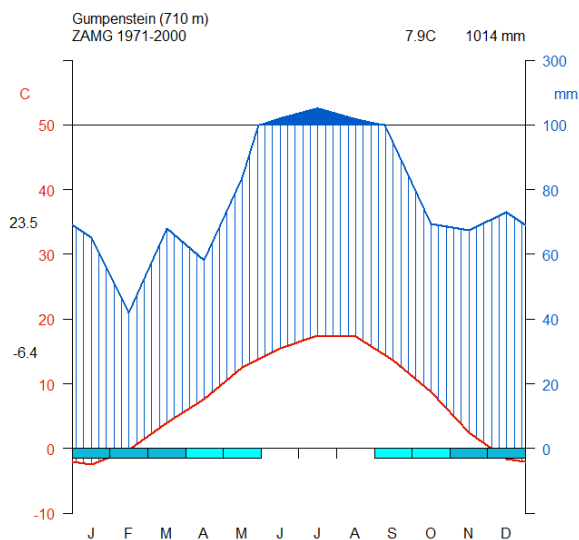


Abbildung 7: Klimadiagramm Gumpenstein (Schaumberger 2013)

3 Versuchsdesign

Für die Untersuchungen der bodenphysikalischen Eigenschaften und des Bodenwasserhaushaltes von Schotterrasen wurden Ende Mai 2013 mit Studenten der Universität für Bodenkultur in Wien zwei Schotterrasenversuchsflächen am Forschungsgelände der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein angelegt.

Eine Versuchsfläche für die Simulierung von Schotterrasenflächen wurde anhand von sechs Schwerkraftlysimetern südlich des Forschungsgeländes errichtet und in den nächstfolgenden Kapiteln als „Versuchsfläche 1 - Schwerkraftlysimeter“ bezeichnet. Die zweite Versuchsfläche wurde westlich des Forschungsgeländes auf einer ca 120 m² großen Zufahrtsstraße vor dem Folientunnel errichtet und in den weiteren Beschreibungen als „Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße“ bezeichnet (siehe Abbildung 8).

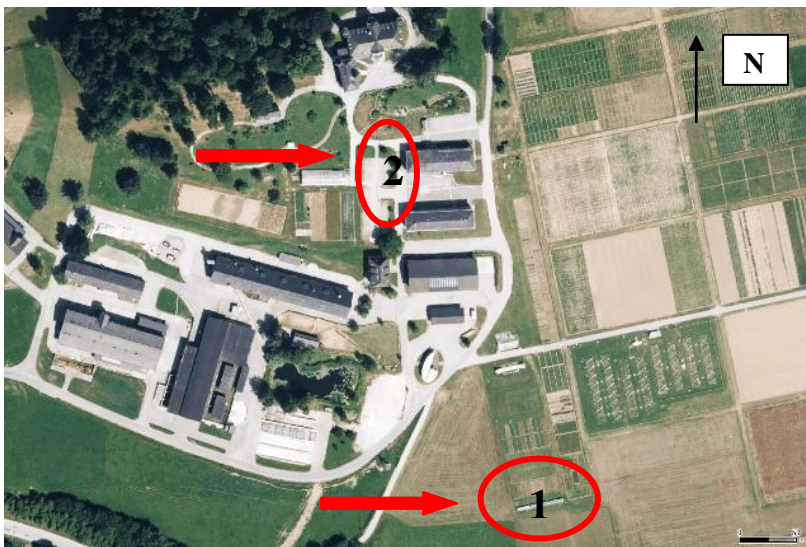


Abbildung 8: Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter und Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße am Gelände am Gelände der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Pfeil rot) (WMS-Dienst des Landforst- und wasserwirtschaftliches Rechenzentrum GmbH (LFRZ) 2014)

3.1 Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter

3.1.1 Definition Lysimeter

Ein Lysimeter (von griech. lysis = Lösung, Auflösung und metron = Maß) dient zur Erfassung verschiedener Größen des hydrologischen Kreislaufes. Mittels Lysimeter können unterschiedlichste Bodenwasserhaushaltsgrößen wie Versickerungs- und Verdunstungsrate gemessen bzw. bestimmt werden. Auch die Beprobung von Bodensickerwasser, um dessen Qualität und Quantität zu bestimmen, kann mit Lysimetern chemisch erfasst werden (Cepuder 2014).

Lysimeter sind mit gestörtem oder ungestörtem Boden gefüllte Behälter, wobei der Boden bewachsen oder unbewachsen sein kann (Hölting und Coldewey 2013). Für spezielle Fragestellungen dienen auch gestörte künstlich aufgeschüttete Lysimeter, wie sie im Falle für Schotterrasenversuchsflächen in Gumpenstein aufgebaut wurden.

Die Behälter sind oben offene Würfel, am unteren Ende ist der Zylinder verschlossen. Das Sickerwasser wird am Boden des Zylinders aufgefangen und die Sickerwasserabflussrate bestimmt (Hölting und Coldewey 2013).

In der Literatur werden unterschiedliche Lysimetertypen unterschieden, die unterschiedlichen Fragestellungen und Auswertungen dienen; ausführliche Anweisungen sind den DVWK (1980) zu entnehmen. Wägbare Lysimeter eignen sich zur direkten Messung der potentiellen und der aktuellen Evapotranspiration (Schöninger und Dietrich 2008). Sie dienen für Messergebnisse und Auswertungen kürzerer Zeiträume, da der Wassergehalt des Monolithen durch Wiegen oder mit Hilfe von TDR Sonden (time domain reflectory) gemessen werden kann (Hölting und Coldewey 2013). Im Unterschied dazu können mit nicht wägbaren Lysimetern die Evapotranspirationsraten nicht direkt gemessen werden, sondern nur über die Menge an Sickerwasser, die in definiert zeitlichen Abständen abgewogen werden, bestimmt werden. Die Verdunstungsraten lassen sich dabei nur auf einen längeren Zeitraum ermitteln (GeoDataZone 2014).

3.1.2 Anlage des Versuches

Am 27.5.2013 wurden die Schotterrasenversuchsflächen anhand von sechs Lysimetern am Forschungsgelände Gumpenstein aufgebaut. Bei den Lysimetern handelt es sich um sogenannte Schwerkraftlysimeter, das Wasser versickert aufgrund der Gravitation. Die Schwerkraftlysimeter besitzen ein Volumen von 1 m^3 , das Sickerwasser wird dabei durch ein am Boden des Würfels befindlichem Loch anhand eines Behälters abgefangen (siehe Abbildung 9, Abbildung 10).



**Abbildung 9: Schwerkraftlysimeter
in Gumpenstein**



**Abbildung 10: Behälter zur
Sickerwassermessung in Gumpenstein**

Der Schotterrasen in den Lysimetern wurde in zweischichtiger Bauweise (siehe Abschnitt 1.5.1) verfüllt.

Um die sechs Lysimeter anhand eines zweischichtigen Schotterrasenaufbaus zu befüllen, wurde zuerst das alte Material in den Schächten entleert und darin befindlicher, noch verwendbarer, Humus zum Ausgleich von Flurschäden im Umfeld verwendet. Um Verstopfungen des Wasserabflusses in den Lysimetern vorzubeugen, wurden die Wasserrohre herunter geschraubt, mittels Luftdruck gereinigt und der Abfluss mit einem Rohrreiniger durchgebürstet. Die Wasserrohre wurden mit Teflon Band neu abgedichtet, wieder zusammenschraubt und Sickerwasserbehälter für die regelmäßigen Wasseranalysen darunter gestellt. Ebenfalls wurde zur Filterung des Wasserabflusses ein engmaschiges (Maschenweite 30 cm) Aluminiumgitter auf das sich am Boden der Lysimeterschächte befindliche Abflussloch gelegt und mit größeren Steinen fixiert. Durch den künstlichen Aufbau der Lysimeteranlagen, wurde als unterste Schicht der sogenannte Untergrund (Baugrund oder Planum, der natürlich anstehenden Boden), hier mit einem 16/32 Schotter auf eine Höhe von 30 cm, aufgefüllt (siehe Abbildung 11). Die darauffolgenden 40 cm wurden als Drainschicht mit einem 0/70 Schotter verfüllt (siehe Abbildung 12) und simuliert in diesem Fall den Unterboden (Aufschüttung auf dem

Versuchsdesign

Untergrund). Diese Einbauschicht wurde mit einer Rüttelplatte verdichtet und anschließend aufgerauht, damit sich diese optimal mit der Vegetationstragschicht verzahnen kann.



Abbildung 11: Befüllen der Lysimeter mit 16/32 Schotter



Abbildung 12: Befüllen der Lysimeter mit 0/70 Schotter

Die oberste Vegetationstragschicht wurde 30 cm stark bei je drei Lysimetern mit Kalkmaterial (Körnung 0/32) aus dem in der Nähe gelegenen Schotterwerk Gröbming mit 10 % Humus bzw. bei je drei Lysimetern mit Baustoffrecyclingmaterial der Firma Ökotechna Entsorgungs- und Umwelttechnik GmbH (Körnung 0/45) mit 10 % Kompost aufgefüllt. Die obersten Vegetationstragschichten wurden ebenfalls miteinander verzahnt und mit einer kleinen Rüttelplatte verdichtet (siehe Abbildung 13).



Abbildung 13: Verdichteter 0/32 Kalkvegetationstragschicht



Abbildung 14: Verdichteter 0/45 Baustoffrecyclingvegetationstragschicht

Anschließend wurden die verdichteten Lysimeter angefeuchtet und eine belastbare und trockenheitsverträgliche Gräser-Kräuter Saatgutmischung, hier eine von der Firma Kärntner Saatbau hergestellten Gumpensteiner Schotterrasenmischung (siehe Kapitel 4.5.1.1) mit 4 g/m² und Biosol Dünger mit 100 g/m², auf alle sechs Lysimeter aufgebracht (siehe Abbildung 15, Abbildung 16).



Abbildung 15: Vollständiger Einbau der Schwerkraftlysimeter

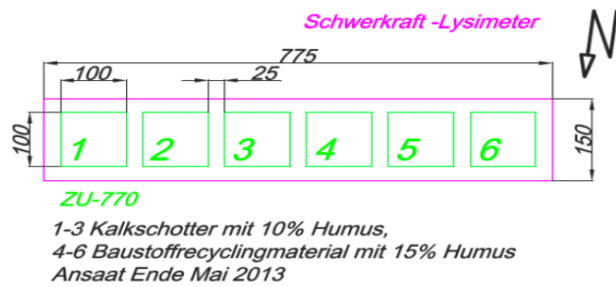


Abbildung 16: Versuchsdesign der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (Neuper 2014b)

3.2 Anlage des Versuches

Der Aufbau der Schotterrasenversuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße wurde ebenfalls wie bei den Schwerkraftlysimetern in zweischichtiger Bauweise aufgebaut. Für die Vorbereitung des Planums wurde die bestehende Schotterstraße auf ca. 25 cm Tiefe ausgebagert (siehe Abbildung 17). Für die Vegetationstragschicht wurde ebenfalls Kalkschotter aus Gröbming (Körnung 0/32mm) mit 10 % Humus und auf einem Teilbereich von 3,20*3,30 m Baustoffrecyclingmaterial der Firma Ökotechna Entsorgungs- und Umwelttechnik GmbH (Körnung 0/45mm) mit 10 % Kompost eingebaut (siehe Abbildung 18, Abbildung 19).

Um eine homogene Mischung der beiden Materialien zu bekommen, wurde der Pickschotter vor Ort in Mischmaschinen im Verhältnis 9:1 gemischt. Randsteine wurden zur Abgrenzung im Betonbett verlegt und das Schotter-Humus-Material bis 2 cm über der Randsteinoberkante verteilt. Die eingebauten Vegetationstragschichten wurden wie bei den Lysimeterversuchsflächen ebenfalls mit einer Rüttelplatte verdichtet, angefeuchtet und danach mit der Gumpensteiner Schotterrasenmischung mit einer Saatstärke von 4 g/m² eingesät. Die darauffolgenden Starkniederschläge Ende Mai und Anfang Juni haben zu Abschwemmungen des Saatgutes und des Düngers geführt.



Abbildung 17: Vorbereitung des Planums
der Kalkvegetationstragschicht



Abbildung 18: Verdichten



Abbildung 19: Einbau der Baustoffrecyclingvegetationstragschicht

Versuchsdesign

Für botanische Erhebungen (siehe Kapitel 5.4) wurden für beide Aufbaumaterialien – Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial - unterschiedliche Versuchspartellen, die in einer weiterführenden Masterarbeit für nähere Pflanzensoziologische Untersuchungen Verwendung finden, angelegt. Die Kalkschotterfläche wurde in zwölf Partellen anhand fünf Varianten (Nachsäen, Nachsäen und Nachdüngen, Einsäen ohne Behandlung, Nachdüngen und 0 Variante) in jeweils drei Wiederholungen, der Baustoffrecyclingteilbereich in neun Partellen anhand drei Varianten (Nachsäen, Nachsäen und Nachdüngen, Einsäen ohne Behandlung) in ebenfalls jeweils dreifacher Wiederholung angelegt (siehe Abbildung 20).

An der Kalkschotterfläche werden in dieser Arbeit nur drei der fünf angelegten Varianten behandelt, nämlich die Variante des Einsäens ohne Behandlung (Variante Nr. 3) in zweifacher Wiederholung, die des Nachdüngens (Variante Nr. 4) in einfacher Wiederholung und die der 0 Variante (Variante Nr.5) in dreifacher Wiederholung.

An der Baustoffrecyclingfläche wird nur die Variante des Nachsäens (Variante Nr. 1) in einfacher Wiederholung bzw. die Variante des Nachsäens und Nachdüngens (Variante Nr. 2) in zweifacher Wiederholung untersucht.

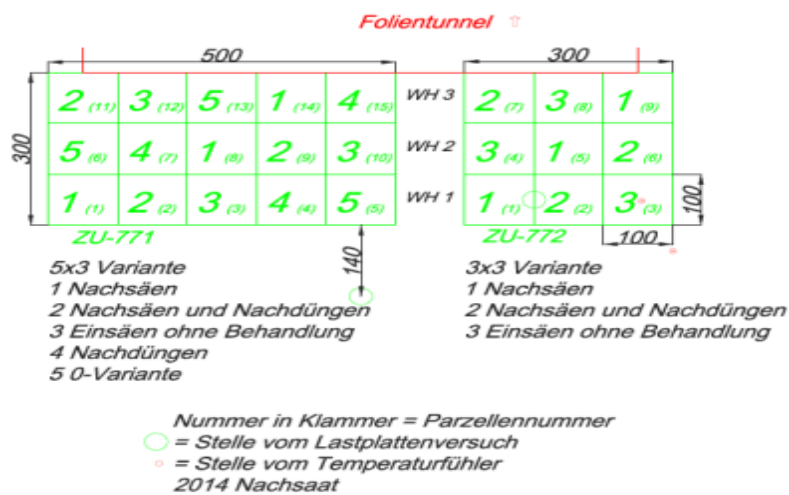


Abbildung 20: Versuchsdesign der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße (Neuper 2014a)

4 Methodik

4.1 Statistische Datenaufbereitung

Die statistische Datenaufbereitung erfolgt mit dem Auswertungsprogramm IBM SPSS (Statistic Package of Social Sciences) 21 für Windows.

Dafür werden mithilfe einer deskriptiven Statistik Tabellen erstellt, in denen der Median, der Mittelwert, die Standardabweichung, sowie Minimum und Maximum dargestellt sind. Ebenfalls werden die Daten auf Varianzhomogenität geprüft und in weiterer Folge einfaktorielle Varianzanalysen durchgeführt, das heißt es wird der Einfluss der bestehenden Faktoren Baumaterial (Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial) sowie Wiederholung auf die Varianz der Untersuchungsgrößen geprüft.

Durch die Festlegung eines Konfidenzniveaus von 0,95 bzw. 95% ergibt sich ein Signifikanzniveau von 0,05 bzw. 5%. Ist die Irrtumswahrscheinlichkeit eines Signifikanztests zur Überprüfung der vorab aufgestellten Nullhypothese kleiner als das Signifikanzniveau α , dann gilt das Ergebnis als statistisch signifikant (Janssen und Laatz 2010).

Die graphische Datenaufbereitung erfolgte mit Microsoft Excel 2007, die tabellarische Aufbereitung der Daten mit Microsoft Windows 2007.

4.2 Wasserdurchlässigkeitsbestimmungen

4.2.1 Allgemeines

Schotterrasen sind mit Schotter aufgebrachte Flächen, die für wenig frequentierte Flächen als Abstellplätze für Kraftfahrzeuge dienen (FLL 2008). Schotter besitzt eine hohe hydraulische Durchlässigkeit (siehe Kapitel 5.1) und lässt dadurch Oberflächenwasser schneller versickern. Eine gute Oberflächenversickerung spielt besonders nach Starkniederschlagsereignissen, die in den letzten Jahren durch die fortschreitende Klimaerwärmung immer mehr zunahm, eine wichtige Rolle, um Überflutungen und Überschwemmungen zu reduzieren (ZAMG 2014). Daher werden an den Gumpensteiner Schotterrasenversuchsflächen mittels dreier Messverfahren Durchlässigkeitsbeiwerte der beiden aufgebrachten Materialien - Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial – bestimmt, um Informationen der Durchlässigkeitsraten und auf diese Weise der Versickerungsgeschwindigkeiten beider Materialien zu bekommen und damit, hinsichtlich dem Durchlässigkeitsvermögen, auf das bessere Aufbaumaterial zu schließen.

4.2.1.1 Grundlagen zu hydraulischen Durchlässigkeit von Böden – Gesetz von Darcy

Für die Untersuchungen der hydraulischen Eigenschaften der Böden ist der Begriff der Durchlässigkeit in der Hydrogeologie von großer Bedeutung (Hölting und Coldewey 2013). Dabei wird zwischen der Gebirgsdurchlässigkeit, als Durchlässigkeit eines Gesteinskörpers (Gebirge) mit seinen Schichten unterschiedlicher Durchlässigkeit, unterschiedlicher Klüftung, etc. und der Gesteinsdurchlässigkeit, als Durchlässigkeit einer einzelnen Gesteinsprobe mit seinem bestimmenden Durchlässigkeitsbeiwert k_f (auch Durchlässigkeitskoeffizient), unterschieden (Hölting und Coldewey 2013, Langguth und Voigt 2003). Der Durchlässigkeitsbeiwert k_f ist eine für den Wassertransport und den wassergebundenen Stofftransport wichtige Bodenkenngröße, die den Widerstand eines vom Fluid durchflossenen Gesteins angibt und von den Eigenschaften des Fluids (Dichte, Viskosität, Temperatur) sowie des Grundwasserleiters (Poren, Trennflächen) abhängt (Lunzer 2009). Diese für die Hydrogeologie wichtige Bodenkenngröße geht auf den französischen Wasserbauingenieur Henry Darcy (1803-1858) zurück und wird in seinem Gesetz nach Darcy (1856) (siehe Abbildung 21) formuliert:

$$Q = k_f * A * \frac{h}{l} \quad 4.2.1-1$$

oder:

$$Q = k_f * A * i \quad 4.2.1-2$$

wobei Q den Volumenstrom [m^3/s], k_f den Durchlässigkeitsbeiwert [m/s] (auch hydraulische Leitfähigkeit genannt), A die durchflossene Fläche [m^2], h der Potentialunterschied [m], l die Fließlänge [m] und $i = h/l$ den hydraulischen Gradienten [dim] darstellt. Durch die dabei verwendeten Einheiten ergibt sich für den Durchlässigkeitsbeiwert k_f die Einheit [m/s], eine Dimension der Geschwindigkeit, obwohl sie keine Geschwindigkeit darstellt:

$$k_f = \frac{\text{m}^3/\text{s}}{\text{m}^2} = \frac{\text{m}}{\text{s}} \quad 4.2.1-3$$

Der Volumenstrom V ist dabei proportional zur Querschnittsfläche A , proportional zur Differenz der Wasserstände h und indirekt proportional zur Fließlänge l . Das Darcy Gesetz als ein Gesetz der Strömungsmechanik beschreibt daher das in einer Zeiteinheit durch eine bestimmte Querschnittsfläche eines Porengrundwasserleiters hindurchfließende Wasservolumen, wobei die Querschnittsfläche senkrecht zur Strömungs- bzw. Fließrichtung liegt (Hölting und Coldewey 2013). Die Darcy-Gleichung (siehe Gleichung 4.2.1-1) setzt voraus, dass die Strömung laminar ist, dass Fließmedium und durchströmter Körper sich nicht gegenseitig beeinflussen und dass das Porensystem starr bleibt (Hartge und Horn 2009).

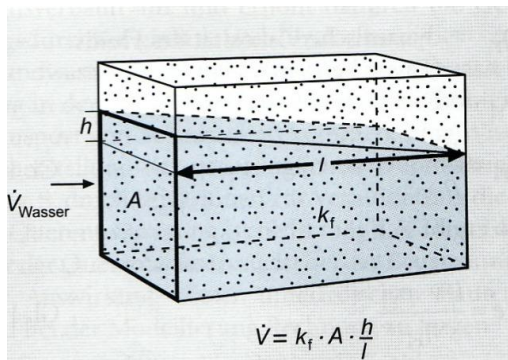


Abbildung 21: Darcy Gesetz (Hölting und Coldewey 2013)

Der Durchlässigkeitsbeiwert kann durch Messung des Volumenstroms und des hydraulischen Gradienten bestimmt werden. Wird das Darcy Gesetz folglich umformuliert nach:

$$k_f = \frac{Q}{A} * \frac{l}{i} \quad 4.2.1-4$$

ergibt sich, dass bei einem bekannten Volumenstrom Q und einer bestimmten Querschnittsfläche A der Durchlässigkeitsbeiwert k_f zum hydraulischen Gradienten i umgekehrt proportional ist.

Zudem ist die Durchlässigkeit auch vom Porenraum abhängig, sie wird mit abnehmender Korngröße geringer (Langguth und Voigt 2003).

Durchlässigkeitsbeiwerte einzelner Korngrößen von Lockergesteinen sowie Einteilungen der Durchlässigkeitsbeiwerte sind in Tabelle 1 und Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 1: Größenordnungen der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f der einzelnen Korngrößen von Lockergesteinen (DIN 18130-1 1998)

Korngröße	Durchlässigkeitsbeiwert k_f [m/s]
reiner Kies	$10^{-1} - 10^{-2}$
grobkörniger Sand	um 10^{-3}
mittelkörniger Sand	$10^{-3} - 10^{-4}$
feinkörniger Sand	$10^{-4} - 10^{-5}$
schluffiger Sand	$10^{-5} - 10^{-7}$
toniger Schluff	$10^{-6} - 10^{-9}$
Ton	$< 10^{-9}$

Tabelle 2: Einteilungen der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f (DIN 18130-1 1998)

sehr stark durchlässig	$>10^{-2}$
stark durchlässig	10^{-2} bis 10^{-4}
durchlässig	10^{-4} bis 10^{-6}
schwach durchlässig	10^{-6} bis 10^{-8}
sehr schwach durchlässig	$<10^{-8}$

4.2.1.2 Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeit

Der Durchlässigkeitsbeiwert von Gesteinen kann anhand von Labormethoden einerseits und Geländemethoden andererseits bestimmt werden. Gängige Labormethoden dafür sind Permeameteruntersuchungen mit konstanter Spiegelhöhe bei Sanden mittlerer bis hoher Durchlässigkeit und Permeameteruntersuchungen mit veränderlicher Spiegelhöhe bei gering durchlässigen Sanden, Schluffen und Tonen sowie Korngrößenanalysen mittels einer Sieblinienauswertung. Im Gelände kann die hydraulische Leitfähigkeit mit diversen Pumpversuchen als auch mit, in den letzten Jahren immer zunehmend eingesetzten, „Slug und Bail Tests“ (Auffüll- und Schöpfversuche) bestimmt werden (Langguth und Voigt 2003).

Durchlässigkeitsbeiwerte können sowohl in gesättigten als auch in ungesättigten Bodenzonen (siehe Kapitel 4.7) nach der Grundlage der Transportgleichung nach Darcy bestimmt werden. Der Unterschied zwischen der Wasserleitfähigkeit im wassergesättigten Zustand und der Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Zustand liegt vor allem darin, dass die Wasserleitfähigkeiten bei abnehmenden Wassergehalten im Vergleich zu wassergesättigten Zuständen stark abnehmen (Hartge und Horn 2009). Im Labor können gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeiten an Proben bestimmt werden, die mit Stechzylindern richtungsdefiniert entnommen wurden. Im Feld kann die gesättigte Leitfähigkeit am einfachsten an einem Bohrloch durchgeführt und die ungesättigte Wasserleitfähigkeit mit Tensiometern bestimmt werden (Scheffer und Schachtschabel 2010). Die gesättigte Wasserleitfähigkeit spielt eine wichtige Rolle bei allen Fragestellungen, die mit Dränung, Bewässerung und Ergiebigkeit von Brunnenbohrungen zu tun haben. Ungesättigte Wasserleitfähigkeiten sind hingegen sowohl für den Wasserhaushalt als auch für die Wasserversorgung der Pflanzen, der Evaporation und der Bodenentwicklung die ausschlaggebenden Größen (Hartge und Horn 2009).

4.2.2 Versuchsdurchführung

An den in Gumpenstein aufgetragenen Schotterrasenversuchsflächen werden die Durchlässigkeitsbeiwerte der gesättigten Bodenzone anhand dreier unterschiedlicher Messverfahren geprüft. Einerseits werden Permeameteruntersuchungen mittels eines *Guelph Permeameters* durchgeführt, andererseits wird die Leitfähigkeit der aufgetragenen Materialien anhand eines in der RVS 11.06.29 Grundlagen Prüfverfahren Steinmaterial beschriebenen *Ausschüttversuches* und anhand Auswertungen von *Korngrößenanalysen* nach Beyer (1964) bestimmt.

Die mit den unterschiedlichen Messverfahren gemessenen Durchlässigkeitsbeiwerte für beide Aufbaumaterialien der Schotterrasenversuchsflächen - Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial - werden auf die für Schotterrasenflächen geforderten Durchlässigkeitsbereiche nach FLL (2008) von 10^{-4} und 10^{-6} m/s getestet und anschließend auf deren anfällige Abweichungen diskutiert.

4.2.2.1 Bestimmung der Durchlässigkeit mit dem Guelph Permeameter

Ein Guelph Permeamter (GPM) (siehe Abbildung 22) dient zur Ermittlung der feldgesättigten hydraulischen Leitfähigkeit k_{fs} und des Matrixflusspotentials θ_m (siehe Abschnitt 4.7.1.4) im Feld (Soilmoisture Equipment Corporation 1991).

Das hier verwendete Guelph Permeameter stammt von der Firma Soilmoisture Equipment Corporation aus den USA. Der Zusammenbau des Permeameters und die zunächst folgende Beschreibung des Permeameters erfolgt nach dem Handbuch der Soilmoisture Equipment Corporation 2800 KI Operating instructions 1991:

Die gesuchte hydraulische Leitfähigkeit wird in einem Bohrloch, das eine Tiefe zwischen 10 und 75 cm und einen Radius von 6 cm aufweisen soll, durch Infiltration mit konstantem Wasserspiegel ermittelt. Um das eingefüllte Wasser von einem Reservoir in das Bohrloch zu leiten und dort den Wasserstand durch das Boyle-Mariottesche Prinzip im Bohrloch konstant auf einem gewünschten Niveau zu halten, wird das Permeameter mittels eines Rohres mit dem Bohrloch verbunden. Gemessen wird nun das infiltrierte Wasservolumen je Zeiteinheit.

Zur Auswertung werden zwei Messreihen (zwei Messungen mit unterschiedlichen Wasserspiegeln im Bohrloch) benötigt. Zur Messung der ersten Messreihe wird im Bohrloch ein 5 cm hoher Wasserspiegel eingestellt. Die erste Messreihe wird beendet, wenn sich ein konstanter Fluss eingestellt hat.

Bei der zweiten Messreihe verändert sich die Einstauhöhe auf 10 cm. Bei konstanter Infiltration wird die Messreihe wiederum beendet.



Abbildung 22: Guelph Permeameter (Soilmoisture Equipment Corporation 2008)

Die Berechnung der feldgesättigten hydraulischen Leitfähigkeit k_{fs} und des Matrixflusspotentials θ_m erfolgt anhand der gemessenen Daten der Messreihen nach den zunächst beschriebenen Formeln der GPM Gebrauchsanleitung 2800 KI Operating instructions.

$$k_{fs} = [(0,0041)(A)(R2)] - [(0,0054)(A)(R1)] \quad 4.2.2-1$$

$$\theta_m = [(0,0572)(A)(R1)] - [(0,0237)(A)(R2)] \quad 4.2.2-2$$

wobei k_{fs} die feldgesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm/s], θ_m das Matrixflusspotential [cm²/sec], A_R die Reservoirkonstante (kleines Reservoir: 2,14 cm², großes Reservoir: 35,39 cm²), R1 die Fallrate des Wasserspiegels bei 5 cm Einstauhöhe [cm/s] und R2 die Fallrate des Wasserspiegels bei 10 cm Einstauhöhe [cm/s] darstellt.

Methodik

Das Verhältnis der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit kf_s und dem Matrixflusspotential θ_m wird wie folgt dargestellt:

$$\alpha = (kf_s)/(\theta_m) \quad 4.2.2-3$$

wobei α die Bodentextur (Strukturparameter) [cm^{-1}] beschreibt.

Eine weitere Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit kf_s und des Matrixflusspotentials θ_m erfolgt nach der in der GPM Gebrauchsanleitung 2800 KI Operating instructions beschriebenen Single head calculation:

$$kf_s = C * A * R / [2 \pi H^2 + C \pi r^2 + (2 \pi H / \alpha)] \quad 4.2.2-4$$

$$\theta_m = C * A * R / [(2 \pi H^2 + C \pi r^2) \alpha + 2 \pi H] \quad 4.2.2-5$$

wobei C den Bodenparameter [dim], A_R die Reservoirkonstante (kleines Reservoir: 2,14 cm^2 , großes Reservoir: 35,39 cm^2), R den Wasserschwind im Reservoir [cm/s], r den Bohrloch Radius [cm], H die Wasserstandshöhe im Bohrloch und α den Strukturparameter (Bodentextur) [cm^{-1}] darstellt.

Der α Strukturparameter kann in Tabelle 3 nach Elrick *et al.* (1989) und Reynolds (1993) entnommen werden:

Tabelle 3: Bodentextur/Strukturkategorien zur Schätzung des α Parameters (Elrick *et al.* 1989, Reynolds 1993)

Soil Texture / Structure Category	α^* [cm^{-1}]
compacted, structureless, clayey materials such as landfill caps and liners, lacustrine or marine sediments, etc.	0,01
soils that are both fine textured (clays) and unstructured	0,04
most structured soils from clays through loams; including unstructured medium to fine sands. (the first choice for most soils)	0,12
coarse and gravelly sands; may include some highly structured soils with large cracks (vertisols) and macropores	0,36

Die Messung und Auswertung der hydraulischen Durchlässigkeit an den Schotterrasenversuchsflächen in Gumpenstein erfolgte im Anlagejahr 2013 des Monats Juli an der Schotterrasenversuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße an beiden Aufbaumaterialien - an Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial - um beide Materialien hinsichtlich ihres Durchlässigkeitsvermögens zu testen und zu diskutieren.

4.2.2.2 Bestimmung der Durchlässigkeit mit dem Ausschüttversuch

Die Methode der Durchlässigkeitsbestimmung anhand des Ausschüttversuches nach RVS 11.06.29 (2004) dient zur überschlagsmäßiger Bestimmung der Durchlässigkeit ungebundener Tragschichten. Laut RVS 08.15.01 (2010) sind ungebundene untere Tragschichten so anzuordnen und auszuführen, dass sie im Bau- und Betriebszustand der Straße einwandfrei

entwässern können, der Einbau ungebundener oberer Tragschichten hat so zu erfolgen, dass die Durchlässigkeit nicht durch Verunreinigungen oder Feinkornanreicherungen beeinträchtigt wird.

Die für die Bestimmung der Durchlässigkeit nach RVS 11.06.29 (2004) notwendigen Prüfgeräte sind ein Wassergefäß für zwei Liter, eine zylindrische Prallplatte mit einem Durchmesser von 15 cm aus korrosionsbeständigem Material, eine Stoppuhr und einen Wasservorratstank mit Leitungswasser.

An der Messstelle ist die Prallplatte satt und eben aufzulegen. Eine Wassermenge von 2 Litern wird aus maximal 10 cm Höhe aus dem Wassergefäß innerhalb von etwa fünf Sekunden auf die auf dem Planum liegende Prallplatte geleert (siehe Abbildung 23). An jedem Messpunkt werden drei Ausschüttversuche durchgeführt, wobei die nach dem dritten Versuch gemessene Zeit maßgeblich ist.



Abbildung 23: Ausschüttversuch an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter nach RVS 11.06.29 (2004)

Das Ende der Versickerungszeit ist dann erreicht, wenn das Wasser an der Oberfläche verschwunden ist. Aus der Versickerungszeit kann anhand der nach RVS 11.06.29 (2004) dargestellten

Abbildung 24: Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes anhand der Versickerungszeit (Pregl 2002)

bzw. mit der daraus sich ergebenden angenäherten Formel nach Beck (2010) auf den Durchlässigkeitsbeiwert geschlossen werden:

$$y = 10^{k \cdot \log_{10} x + d} \quad 4.2.2-6$$

wobei k und d Konstanten der Geradengleichung mit -2,1307725 und -1,8141758 aus den aus dem Diagramm gemessenen Punkten (siehe Tabelle 4) und x die beim Ausschüttversuch gemessene Versickerungszeit in Sekunden ist.

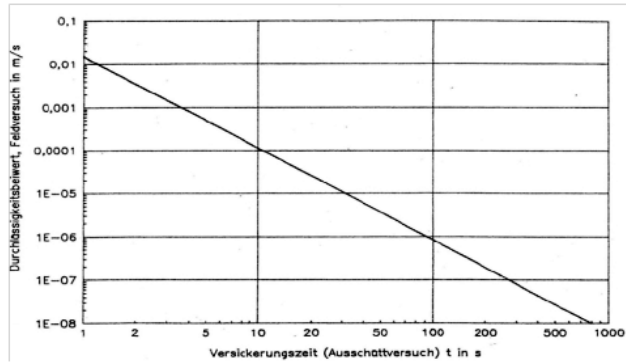


Abbildung 24: Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes anhand der Versickerungszeit (Pregl 2002)

Tabelle 4: Konstanten der Geradengleichung k und d aus den aus dem Diagramm gemessenen Punkten (Beck 2010)

Punkt (x/y)	logx	logy
P1 (800/1E-8)	2,90308999	-8
P2 (100/8,4E-7)	2	-6,07572071

Die Durchführung des Ausschüttversuches nach RVS 11.06.29 (2004) und RVS 11.062 (2004) erfolgte in zwei Messetappen, kurz nach der Anlage im Mai 2013 an der Schotterrasenversuchsfläche 1 - Schwerkraftlysimeter und im Juli 2013 an der Schotterrasenversuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße an den zwei Materialien Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial in jeweils dreifacher Wiederholung.

4.2.2.3 Bestimmung der Durchlässigkeit mit der Auswertung von Korngrößenanalysen

Der Durchlässigkeitskoeffizient für Wasser einer bestimmten Viskosität kann anhand Kornverteilungskurven oder Sieblinien errechnet werden, da naturgemäß der Feinkornanteil eines Lockergesteins entscheidend für die hydraulische Leitfähigkeit ist (Hölting und Coldewey 2013, Langguth und Voigt 2003).

Die Korngrößenverteilung wird, durch von beim Bohren gewonnenen oder im Gelände von Hand entnommenen Lockergesteinsproben, durch Sieben oder Schlämmen festgestellt (Langguth und Voigt 2003).

Die Korngrößenverteilung gibt die Zusammensetzung der in einem Bodenmaterial vorhandenen verschiedenen Kornfraktionen eines Bodens an (Hölting und Coldewey 2013). Die Körner die in einem Boden nebeneinander vorliegen, lassen sich am anschaulichsten durch eine Körnungssummenkurve darstellen (siehe Abbildung 25). Auf der x Achse der Körnungssummenkurve wird der Korndurchmesser in mm in logarithmischen Maßstab angelegt. Auf der y Achse werden die Anzahl der einzelnen Fraktionen in % angegeben. Eine Kornsummenkurve wird unterteilt in Schlammkorn und Siebkorn. Korngrößen >0,063mm zählen zum Siebkorn, hier werden Sande, Kiese und Steine in Siebsätzen unterschiedlicher genormter Maschenweite geschüttelt und die Siebrückstände fraktionsweise ausgewogen. Korngrößen <0,063mm zählen zum Schlammkorn. Tone und Schluffe werden mittels Sedimentation bestimmt. Die mittlere Korngröße d_{k50} ergibt sich aus dem Schnittpunkt der 50% Linie mit der Summenkurve. Die Korngrößen d_{k60} und d_{k10} [mm] werden zur Berechnung der Durchlässigkeiten benötigt. Die Größe d_{k10} wird als wirksame Korngröße bezeichnet, der

Methodik

Korngrößenanteil bis 10% des Gesamtgemenges ist ein wesentlicher Faktor für die hydraulische Leitfähigkeit eines Lockergesteins. Die Korngröße d_{k60} ist die Korngröße im Schnittpunkt der 60% Ordinate mit der Summenkurve.

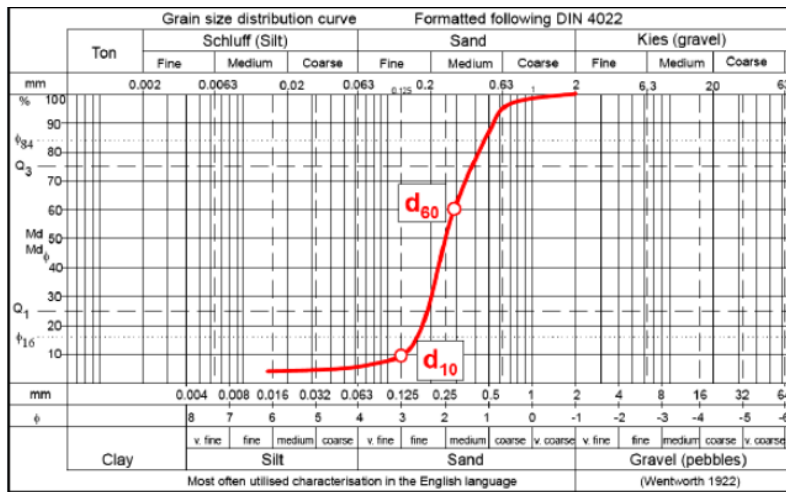


Abbildung 25: Kornsummenkurve (Höiting und Coldewey 2013)

Gleichung nach Hazen (1892) und Zieschang (1961):

Eine Möglichkeit der Herleitung des Durchlässigkeitskoeffizienten von Mittelsanden aus der Kornverteilung stammt von Hazen (1892) und Zieschang (1961), indem der wirksame Korndurchmesser d_w mit d_{10} gleichgesetzt wurde (Langguth und Voigt 2003):

$$K = 0,0116 * \left(d_{k10}^2 * (0,7 + 0,03 * (\theta)) \right) \quad 4.2.2-7$$

wobei K den Durchlässigkeitskoeffizienten [m/s], d_{k10} den Korngrößendurchmesser bei 10 % Siebdurchgang [mm] und θ die Temperatur des (schwach mineralisierten Wassers) [°C] darstellt.

Die Gleichung wird nach Zieschang (1961) zu folgender Form ummodifiziert:

$$K = C * d_{10}^2 * (0,7 + 0,03 * \theta) \quad 4.2.2-8$$

wobei C den empirischen Beiwert, der vom lithologischen Aufbau des Lockergesteins sowie von der Ungleichförmigkeit $U=d_{60}/d_{10}$ abhängt, darstellt (siehe Tabelle 6). Die Ungleichförmigkeit bezeichnet das Maß für die Steilheit der Körnungslinie und wird als das Verhältnis von d_{k60}/d_{k10} ausgedrückt. Die Gleichung nach Hazen (1892) und Zieschang (1961) findet ihre Anwendung bei einer Ungleichförmigkeit $U < 5$, ist jedoch die Ungleichförmigkeit > 5 wird auf andere Gleichungen wie Nahrung oder Beyer (1964) zurückgegriffen (Höiting und Coldewey 2013) (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Empirischer Beiwert C_e als Variable der Lithologie eines Lockergesteins (Zieschang 1961)

lithologischer Aufbau	$U = d_{60}/d_{10}$	von C für d_{10}	C
reiner Sand oder kiesiger Sand	1-3	0,1-0,6 mm	0,0139
reiner Sand oder kiesiger Sand	3-5	0,1-0,6 mm	0,0116
schwach schluffiger Sand (bis 2% < 0,01 mm)	< 5	0,1-0,6 mm	0,0093
schwach tonschluffhaltiger Sand (bis 3% < 0,01 mm)	< 5	0,08-0,6 mm	0,0070
tonschluffhaltiger Sand (bis 4% < 0,01 mm)	< 5	0,06-0,6 mm	0,0046

Gleichung nach Beyer (1964):

Nach der Gleichung von Beyer (1964) lässt sich der Durchlässigkeitsbeiwert K sofort mit dem empirischen Beiwert C, der je nach Ungleichförmigkeit U variiert (siehe Tabelle 6), als Proportionalitätsfaktor berechnen (Höltig und Coldewey 2013, Langguth und Voigt 2003):

$$k_f = (x) * (d_{k10}^2) \quad 4.2.2-9$$

Tabelle 6: Proportionalitätsfaktor C in Abhängigkeit der Ungleichförmigkeitszahl x für eine Wassertemperatur von 10°C (Beyer 1964)

Ungleichförmigkeitszahl U	Empirischer Beiwert C_e
1,0...1,9	$110 \cdot 10^{-4}$
2,0...2,9	$100 \cdot 10^{-4}$
3,0...4,9	$90 \cdot 10^{-4}$
5,0...9,9	$80 \cdot 10^{-4}$
10,0...19,9	$70 \cdot 10^{-4}$

Die Korngrößenverteilungsbestimmung wurde im Juli 2013 für Kalk- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße durchgeführt. Dafür wurde eine Siebmaschine mit unterschiedlichen Siebsätzen ausgehend vom obersten größten Sieb bis zum untersten kleinsten Sieb verwendet.

Die verwendeten Maschinenweiten betragen von >35,5 mm über 20 mm, 10 mm, 6,3 mm, 2,8 mm, 2 mm bis <1 mm. Die Kornfraktionen <2 mm, sprich die Sand-, Schluff- und Tonanteile, wurden an der AGES Wien analysiert.

Die Bodenproben wurden auf das grösste oberste Sieb geleert, mit einem Deckel verschlossen und 3 Minuten gesiebt. Durch die automatischen Rüttelbewegungen der Siebmaschine wurde die Probe in ihre Kornfraktionen getrennt. Die einzelnen Kornfraktionen wurden ausgewogen, in Prozentwerte der Gesamtprobe umgerechnet, in eine Körnungssummenkurve dargestellt und daraus die Durchlässigkeiten nach Beyer (1964) berechnet und mit den in der FLL (2008) geforderten, berechneten Durchlässigkeitsbereichen der Korngrößenverteilungsbestimmung nach Beyer (1964) verglichen.

4.3 Dichte- und Bodenwassergehaltsbestimmungen

4.3.1 Allgemeines

Schotterrasenflächen dienen für geringbelastete Verkehrsflächen, die einer standfesten Flächenbefestigung unterliegen sollen (Terra Textura Baustoff- und Vegetations-Technologie GmbH 2010). Um einer standfesten Flächenbefestigung gerecht zu werden, wird daher das Dichteverhalten der an den Gumpensteiner Schotterrasenversuchsflächen aufgebrauchten Materialien getestet und mit der in der FLL (2008) geforderten Dichte verglichen und hinsichtlich des besseren Aufbaumaterials diskutiert.

In einem zweiten Schritt wird, ausgehend von den zur Dichtebestimmung herangezogenen Proben, der Bodenwassergehalt mitbestimmt, um das in den Böden beider aufgebauten Materialien enthaltene Wasser zu berechnen und miteinander zu vergleichen.

4.3.1.1 Die Dichte

Die Dichte, auch scheinbare Dichte, Schüttdichte, Raumdichte oder Lagerungsdichte des Bodens gibt die Stärke der Verdichtung des Bodens an und ergibt sich durch das Verhältnis der Masse der feuchten Probe, bezogen auf das Volumen der Probe einschließlich der mit Flüssigkeit und Gas gefüllten Poren in $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Hartge und Horn 2009, ÖNORM B 4414 1976). Unter mit Flüssigkeit und Gas gefüllten Poren sind jene Hohlräume zu verstehen, die sich in Lockergesteinen und teilweise auch bei verfestigten Sandsteinen zwischen einzelnen Gesteinspartikeln finden und miteinander in Verbindung stehen (Hölting und Coldewey 2013). In der Bodenkunde ist es üblich, die Masse des Wassers durch den sich oft wechselnden Wassergehalt auszuschließen und die Dichte des ofentrockenen Bodens, die Trockenraumdichte bei 105°C anzugeben, die die Festsubstanz in einer Volumeneinheit bestimmt.

4.3.1.2 Der Bodenwassergehalt

Der Bodenwassergehalt bezeichnet jenen Anteil des im Boden enthaltenen Wassers, welcher durch Trocknen für 16 h bei 105 °C entfernt wird, wobei dieser Zustand per Konvention ofentrocken bedeutet (Scheffer und Schachtschabel 2010) (näheres zum Bodenwasser siehe Kapitel 4.7). Durch Entnahme der Proben zur Zeit des Erreichens der Feldkapazität der Böden kann daher die Annahme getroffen werden, dass der Bodenwassergehalt der Feldkapazität entspricht.

4.3.2 Versuchsdurchführung

4.3.2.1 Bestimmung der Dichte

Die für die Bestimmung der Dichte notwendige Durchführung basiert auf einer Probenentnahme bekannten Volumens mit Stechzylindern. Die Probenentnahmen sind an der Schotterrasenversuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße im Juli 2013 an beiden Aufbaumaterialien in je fünffacher Wiederholung im unbefahrenen Zustand getestet worden. Bei der Probenentnahme wurde auf ein Erreichen der Feldkapazität der Böden geachtet, es folgten daher die Entnahmen drei Tage nach einem Starkniederschlagsereignis. Für die Bestimmung der Trockenraumdichte wurden die Proben anschließend auf 105°C getrocknet und gewogen.

Die Trockenraumdichte wurde dann nach Scheffer und Schachtschabel (2010) wie folgt ermittelt:

$$\rho_f = m_f/V_g \quad 4.3.2-1$$

wobei ρ_f die Dichte des ofentrockenen Bodens [kg/m^3] und m_f die Masse der Festsubstanz [kg], die in dem Volumen V_g [m^3] enthalten ist, darstellt.

Anhand der Dichtebestimmung kann nach Hartge und Horn (2009) bzw. nach Hölting und Coldeway (2013) weiters auf die in der pflanzenbaulich orientierten Bodenkunde häufig verwendete Porosität n_p [dim] einer Probe geschlossen werden. Die Porosität n_p [dim] ist definiert als 1 minus dem Quotienten aus der Lagerungsdichte LD [g/cm^3] und der Feststoffdichte FD [kg] (Hartge und Horn 2009):

$$n_p = 1 - \frac{LD}{FD} \quad 4.3.2-2$$

Alternativ lässt sich nach Hartge und Horn (2009) die Porosität aus dem Quotient des Porenvolumens V_p [m^3], welches die Differenz aus dem Gesamtvolumen V_{ges} [m^3] und dem Feststoffvolumen V_{Fe} [m^3] ergibt, und des Gesamtvolumens V_{ges} [m^3] einer Probe wie folgt berechnen:

$$n_p = \frac{V_p}{V_{\text{ges}}} = \frac{V_{\text{ges}} - V_{\text{Fe}}}{V_{\text{ges}}} \quad 4.3.2-3$$

4.3.2.2 Bestimmung des Bodenwassergehaltes

Die entnommenen feldfeuchten Proben und anschließend auf 105°C getrockneten Proben werden abgewogen und daraufhin der gravimetrische Bodenwassergehalt der verschiedenen Bodenproben beider Materialien nach folgender Formel bestimmt:

$$\theta_G = (EW - AW)/(EW) \quad 4.3.2-4$$

wobei θ_G der gravimetrische Bodenwassergehalt (Bodenfeuchte) [Gew.%], EW die Einwaage der feldfeuchten Proben [g] und AW die Auswaage der getrockneten Proben [g] darstellt (Hartge und Horn 2009).

Der Bodenwassergehalt wird ebenfalls in Kapitel 4.7 anhand von Modellen für die Berechnung der Versickerungsraten geschätzt und mit den hier berechneten Werten verglichen.

4.4 Tragfähigkeitsbestimmungen

4.4.1 Allgemeines

Um die Einbaudichte und somit die Tragfähigkeit der Schotterrasenversuchsflächen zu ermitteln, wurden statische und dynamische Lastplattenversuche durchgeführt.

Der Lastplattendruckversuch ist ein Feldversuch zur Kontrolle der Zusammendrückbarkeit und damit der Tragfähigkeit von Böden und kann mittels dynamischer als auch statischer Lastplatte durchgeführt werden.

4.4.1.1 Dynamische Lastplattenversuche

Dynamische Plattendruckversuche sind wesentlich schneller in der Durchführung als statische. Der Boden als kreisförmige starr angenommene Lastplatte mit einem Radius von 15 cm wird hier mit einem leichten Fallgewichtsgerät mit definierter Kraft stoßweise belastet (siehe Abbildung 26).

Gemessen werden der Setzungsverlauf und die Einsenkamplitude der Lastplatte. Nach drei Messstößen wird der dynamische Verformungsmodul (E_{vd}) auf einer elektrischen Setzungsmesseinrichtung gemessen (Pregl 1989). Für genaue Ergebnisse sollte die Lastplatte möglichst eben ohne verbleibende Hohlräume am Boden aufliegen. Da an den auf Schotterrasen grobkörnig aufgebauten Materialien mit deren hohen Bewuchsraten Unebenheiten entstehen können, wird zum Ausgleichen der Flächen trockener Mittelsand empfohlen (Längert 2005). Die erhaltenen Ergebnisse liegen sofort vor und können über pauschale Korrelationswerte in die entsprechenden E_{v2} Werte umgerechnet werden (Technische Universität Dresden 2014).



Abbildung 26: Durchführung des dynamischen Lastplattenversuchs an der Versuchsfläche 1 - Schwerkraftlysimeter

4.4.1.2 Statische Lastplattenversuche

Statische Plattendruckversuche werden über eine mindestens zweimalige stufenweise Be- und Entlastung des Bodens ermittelt. Der Boden wird mit einer Druckeinrichtung mit einer vorgegebenen Kraft über die Lastplatte beansprucht (siehe Abbildung 27).

Die Messeinrichtung zeichnet die entstehenden Setzungen des Bodens auf. Der Kräfteintrag erfolgt mittig und senkrecht auf die Lastplatte, um ein Verkippen dieser zu vermeiden. Die Ergebnisse ermöglichen Aussagen über verschiedene Bodenkennwerte. Zur Versuchsdurchführung sind ein Belastungswiderlager (beladener LKW oder Bagger)

notwendig. Für statische Lastplattenversuche ist ein hoher Zeitaufwand erforderlich (Technische Universität Dresden 2014).



Abbildung 27: Durchführung des statischen Lastplattenversuchs an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

4.4.2 Versuchsdurchführung

Die gesamten Lastplattenversuche an den Schotterrasenversuchsflächen wurden von Dipl.-Ing. Peter Lechner, Ziviltechniker GES.M.B.H durchgeführt.

An den jeweils sechs Schwerkraftlysimetern der Versuchsfläche 1 wurden pro Lysimeter ein dynamischer Lastplattenversuch, an der Zufahrtsstraße der Versuchsfläche 2 je ein statischer und ein dynamischer Versuch für beide zu testenden Materialien durchgeführt. Die dynamischen Lastplattenversuche wurden mit einem Fallgewicht von 10 kg, die dynamischen und statischen Versuche jeweils mit einem 30 cm großen Plattendurchmesser bestimmt. Die Ergebnisse werden mit den in der FLL (2008) beschriebenen technischen Anforderungen von Tragfähigkeiten verglichen und die Unterschiede diskutiert.

4.5 Botanische Erhebungen

4.5.1 Allgemeines

Ein Schotterrasen stellt eine begrünbare Oberflächenbefestigung dar. Die Vegetation auf Schotterrasen beeinflusst die Ergebnisse der bodenphysikalischen Untersuchungen und die des gesamten Bodenwasserhaushaltes (siehe Kapitel 5). Daher wurden botanische Erhebungen durchgeführt, um das Vegetationsverhalten auf Schotterrasen anhand zweier Aufbaumaterialien, Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial, zu untersuchen und miteinander zu vergleichen. Die Vegetationsentwicklung wurde über ein Jahr hinweg beobachtet, von der Anlage im Mai 2013 bis Mai 2014.

Bei Bestandsaufnahmen im Grünland ist die Wahl des richtigen Aufnahmezeitpunktes wichtig, dieser sollte am besten unmittelbar vor der ersten Schnittnutzung liegen, bei Folgeaufwüchsen sollte dann eine Nachkontrolle erfolgen und die Artenliste gegebenenfalls ergänzt werden (Pötsch und Schwab 2014). Infolgedessen wurden die Bonituren im Anlagejahr der Schotterrasenflächen vor dem ersten Schnitt erhoben und dann im darauffolgenden Jahr nochmals bestimmt.

Bei den in Abschnitt 4.5.2.2 beschriebenen Bestandsaufnahmen wurden neben der Voraussetzung des richtigen Aufnahmezeitpunktes auch auf die Wahl einer homogenen Aufnahmefläche geachtet (Pötsch und Schwab 2014).

4.5.1.1 Saatgutmischung

Nach Florineth (2012) eignet sich als Saatgutmischung für Schotterrasen eine belastbare und trockenheitsverträgliche Gräser-Kräuter-Mischung. Nach Haslgrübler (2008) soll das Saatgut für Schotterrasen einigen wichtigen vegetationstechnischen Eigenschaften gerecht werden. So soll das ausgewählte Saatgut standortgerecht für Boden und Klima sein, eine große Artenvielfalt, einen niedrigen Habitus sowie einen starken Blühaspekt aufweisen. Des Weiteren sollen die darin enthaltenen Arten eine hohe Belastungsresistenz, eine gute Trockenheitstoleranz sowie Regenerationsfähigkeit, eine starke Keim- und Konkurrenzkraft, eine gute Saatgutverfügbarkeit, niedrige Kosten sowie einen geringen Pflegeaufwand aufweisen.

Die Schotterrasenversuchsflächen in Gumpenstein werden daher mit einer von der Firma Kärntner Saatbau speziell entwickelten Gumpensteiner Schotterrasenmischung eingesät.

Die Gumpensteiner Schotterrasenmischungszusammensetzung enthält die drei im Grünland unterschiedenen Artengruppen Kräuter, Gräser und Leguminosen, die auf inneralpine Standorte ausgelegt sind und den zuvor beschriebenen vegetationstechnischen Eigenschaften für Schotterrasen weitgehend gerecht werden (siehe Abbildung 48).

4.5.1.2 Definition Standortgerechte Begrünung

Eine standortgerechte Begrünung ist die Summe der Maßnahmen, welche die Wiederherstellung einer standortgerechten Vegetation bzw. jenes Ökosystems unterstützen, das degradiert, beschädigt oder zerstört wurde (Krautzer und Hacker 2006).

Dabei wird zwischen einer standortgerechten Vegetation im engeren Sinne und einer standortgerechten Vegetation im weiteren Sinne unterschieden, die nach Krautzer und Hacker (2006) wie folgt definiert sind:

Eine standortgerechte Vegetation im engeren Sinne ist eine durch den Menschen erzeugte Vegetation unter Erfüllung folgender drei Kriterien:

- 1.) Die ökologischen Amplituden der ausgebrachten Pflanzenarten entsprechen den Eigenschaften des Standortes.

2.) Die verwendeten Pflanzenarten sind heimisch, wenn die Begrünung in der geographischen Region, zumindest im gleichen Bundesland, an entsprechenden Wildstandorten von Natur aus vorkommen oder vorgekommen sind.

3.) Das verwendete Saatgut oder Pflanzenmaterial stammt einerseits aus der unmittelbaren Umgebung des Projektgebietes, andererseits wird es in Lebensräumen gewonnen, die aufgrund ihrer wesentlichen Standortfaktoren dem herzustellenden Vegetationstyp entsprechen. Bei der Begrünung wird daher neben der Einhaltung korrekter bodenständiger und standortgerechter Artengarnituren auch auf die Verwendung ausschließlicher lokaler Ökotypen und Kleinsippen der jeweiligen Pflanzenarten Wert gelegt.

Eine standortgerechte Vegetation im engeren Sinne ist nach derzeitigem Stand der Technik ausschließlich durch Methoden wie Wildsammlungen, Heudrusch, Heumulchverfahren, Andecken von Grünlandboden und ähnlichen Methoden erfassbar, jedoch derzeit mit der Verwendung von landwirtschaftlichem Handelssaatgut für den Futterbau nicht herstellbar (Krautzer und Hacker 2006).

Eine standortgerechte Vegetation im weiteren Sinne umfasst dieselben Kriterien einer standortgerechten Vegetation im engeren Sinne, mit Ausnahme des Kriteriums Nummer drei. Dabei gilt für eine standortgerechte Vegetation im weiteren Sinne:

3.) Das für die Begrünung verwendete Saatgut sollte in möglichst hohem Maße regionales Saatgut darstellen, wobei die Verwendung regionalen Saatgutes nicht verpflichtend ist.

4.5.2 Versuchsdurchführung

4.5.2.1 Beschreibung der verwendeten Gräser und Kräuter

Die für die Begrünung der Schotterrasenversuchsflächen verwendete standortgerechte Gumpensteiner Schotterrasenmischung beinhaltet in verschiedenen Anteilen Gräser, Kräuter und Leguminosen, die für den Standort Schotterrasen sehr gut geeignet sind (siehe Abbildung 48). Die Eigenschaften der verwendeten Pflanzen in der Saatgutmischung werden wie folgt kurz anhand ihrer Eigenschaften beschrieben:

Gräser:

Puccinellia distans –Gewöhnlicher Salzschwaden

Der gewöhnliche Salzschwaden ist durch flache, schmale, selten gefaltete Spreiten gekennzeichnet. Die meist zu fünf gruppierten Äste der Rispe sind allseits abstehend (siehe Abbildung 28.). Die bis zu 5 mm langen Ährchen können grün, oft violett oder braun überlaufen sein. Die Entwicklung der Hauptblütezeit findet von August bis Oktober statt. Er tritt häufig an Küsten, auf jauchegetränkten Böden oder betretenen verdichteten Lehmböden in der Umgebung von Salinen auf. Auch auf Autoverkehrsstraßen, die im Winter mit Salz eisfrei gehalten werden, findet der gewöhnliche Salzschwaden eine große Ausbreitung (Aichele und Schwegler 1991).



Abbildung 28: Puccinellia distans (Aichele und Schwegler 1991)

Festuca rubra trychophylla – Rot-Schwingel (Kurzausläuferbildender Rot-Schwingel)

Der kurzausläuferbildende Rot-Schwingel ist eine der mehreren Unterarten des Rotschwingels (*Festuca rubra* sensu lato). Er ist eine locker- bis dichtgrasige Pflanze mit schmalen langgezogenen Blättern mit kürzeren Ausläufertrieben (siehe Abbildung 29). Die sattgrüne bis graugrüne Blattoberseite ist durch deutliche Riefen gekennzeichnet. Die Hauptblüte entwickelt der Rot-Schwingel von Juni bis Juli. In frischen bis sehr feuchten Dauergrünland sind sie weit verbreitet. Durch ihre Weidefestigkeit werden sie den meisten Dauergrünlandmischungen beigegeben (Deutsch 2007, Saatveredelung 2004). Die Pflanze stellt keine besonderen Ansprüche an den Kalk- und Nährstoffhaushalt dar. Weiteres ist sie durch eine relativ gute Ertragsfähigkeit gekennzeichnet, besitzt jedoch nur mittelmäßige Futterqualität (Buchgraber und Gindl 2004, Pötsch und Schwab 2014).



Abbildung 29: Festuca rubra trychophylla (Aichele und Schwegler 1991)

Festuca nigrescens – Horst-Schwingel, Horst-Rot-Schwingel

Der Horst-Rot-Schwingel ist durch borstenförmige, meist langgezogene, Blätter gekennzeichnet (siehe Abbildung 30). Die Hauptblütezeit ist von Juni bis Juli. Geeignete Standorte für die Pflanze sind trockene bis wechselfeuchte Magerrasen, Weiderasen, Waldwiesen, lichte Wälder und Waldschläge auf vorwiegend schwach sauren Böden (Deutsch 2007, Fischer *et al.* 2008).



Abbildung 30: Festuca nigrescens (Deutsch 2007)

Festuca rupicola – Eigentlicher Furchenschaf-Schwingel

Der Eigentliche Furchenschaf-Schwingel ist durch meist dicht kurzhaarige, selten kahle Blattscheiden gekennzeichnet. Die Rispe ist dicht und starr, die Spreite aufrecht und derb. Die 20 bis 60 cm hohe Pflanze besitzt eine frisch grasgrüne, selten gelbgrüne Farbe und entwickelt meist reichliche Blühtriebe (siehe Abbildung 31). Die Hauptblütezeit findet von Mai bis Juli statt. Der Furchenschaf-Schwingel tritt häufig an Trockenrasen, trockenen Magerwiesen sowie an Straßen- und Bahnböschungen auf (Fischer *et al.* 2005).



Abbildung 31: Festuca rupicola (http://de.hortipedia.com/wiki/Festuca_rupicola 2014)

Poa angustifolia – Schmalblatt-Rispe

Die Schmalblatt-Rispe ist ein ausdauerndes, lockerrasiges, mit langen Ausläufern, mit behaarten Blattscheiden und gerollten Grundblättern hohes Gras (siehe Abbildung 32). Die aufrechte, lockere Rispe kann eine bläulichgrüne, braune, violette, im Gebirge auch schwärzliche, Farbe aufweisen. Die Hauptblütezeit entwickelt sich von Mai bis Juni. Das schmalblättrige Wiesenrispengras ist ein gutes Weidegras für lockere, trockene, stickstoffbeeinflusste Böden. Zudem ist es schnee- und frosthart und gibt auf Mähwiesen als Untergras ein gutes Heu (Aichele und Schwegler 1991).



Abbildung 32: Poa angustifolia (Deutsch 2007)

Poa annua – Einjähriges Rispengras, Jährige Rispe, Einjahrs-Rispe

Das einjährige Rispengras ist ein zierliches, häufig büschelig wachsendes Horstgras mit hellgrünen, kurzen, kahlen, ungerieften Blättern (siehe Abbildung 33). Die Pflanze, die das ganze Jahr über blüht, tritt vor allem auf frischen Trittrassen und gut gedüngten, überanstrengten Weiden auf, wo sie durch ihren geringen Futterwert aber eher unerwünscht ist (Deutsch 2007).



Abbildung 33: Poa annua (Deutsch 2007)

Poa compressa - Flaches Rispengras, Plathalm-Rispe

Die Plathalm-Rispe ist ein ausdauerndes, dichthorstiges, mit langen Ausläufern gekennzeichnetes Gras. Der Halm ist aufrecht, die Blattscheiden stark abgeflacht und die Spreiten sind maximal 5 mm breit (siehe Abbildung 34). Die locker aufrechte, große Rispe besitzt eine blassgrüne, selten violette Farbe. Die Hauptblüte entwickelt sich von Juni bis Juli. Die Plathalm-Rispe findet sich zerstreut bis häufig auf trockenen, sonnigen Standorten. Zuchtformen der Plathalmrispe liefern auf trockenen Wiesen ein mittelgutes Futter (Aichele und Schwegler 1991).



Abbildung 34: *Poa compressa* (Aichele und Schwegler 1991)

Lolium perenne – Deutsches Weidelgras, Englisches Raygras

Das Englische Raygras ist ein frischgrünes rasenbildendes Horstgras mit speckig glänzenden Blättern wobei die Blattoberseite deutlich gerieft und der Blattgrund glatt und meistens erkennbar geöhrt ist (siehe Abbildung 35). Die Hauptblütezeit ist von Mai bis Juli. Das Englische Raygras entwickelt sich vorwiegend in frischen bis wechselfeuchten Weiden auf nährstoffreichen, stickstoffbeeinflussten, schweren Böden. Aufgrund ihrer Trittfestigkeit bildet die Pflanze auf Dauerweidesaaten einen hervorragenden Bestand aus und bietet durch ihre hervorragende Futterqualität eine optimale Verwendung (Buchgraber und Gindl 2004, Deutsch 2007). Eine weitere wichtige Eigenschaft dieser Pflanze besteht in der hohen Konkurrenzkraft, in der hohen Ertragsfähigkeit und in ihrer Vielschnittverträglichkeit, weshalb sie auch in fast allen Saatgutmischungen für Wirtschaftsgrünland enthalten ist (Pötsch und Schwab 2014).



Abbildung 35: *Lolium perenne* (Deutsch 2007)

Kräuter und Leguminosen:

Achillea millefolium – Echte Schafgarbe

Die Blätter der echten Schafgarbe sind fein zerschlitzt mit spitz gezähnten und stark gegliederten Seitenblättchen. Die Blüten sind weiß bis rosa (siehe Abbildung 36). Ihre Hauptblütezeit findet von Juni bis Oktober statt. Die Pflanze ist im trockenen bis frischen und wechselfeuchten Dauergrünland, an Grasplätzen und Wegrändern vertreten und ist ein starker Nährstoffzeiger, der sich auf zugänglichen Standorten oft zu stark ausbreitet (Deutsch 2007, Schwaighofer 1965).



Abbildung 36: *Achillea millefolium* (Deutsch 2007)

Dianthus cartusianorum – Eigentliche Karthäuser-Nelke

Die Eigentliche Karthäuser-Nelke besitzt kelchförmige Blätter, die Kelchschuppen sind trockenhäutig, kahl und dunkel gefärbt. Die Blüten sind rosa bis lila. Ihre Hauptblütezeit ist von Mai bis August. Vorwiegend kommen sie an Wiesen und sonnigen Abhängen, an kalkreichen trockenen Magerrasen und Halbtrockenrasen vor (Fischer *et al.* 2008, Schwaighofer 1965).



Abbildung 37: Dianthus cartusianorum (<http://de.wikipedia.org/wiki/Kart%C3%A4usernelke> 2014)

Anthyllis vulneraria – Echter Wundklee

Der Echte Wundklee hat meist paarig angeordnete, ganzrandige Seitenblättchen und ein auffallend großes Endblättchen. Die Blüten des Wundklee sind gelb (siehe Abbildung 38). Die Hauptblütezeit findet von Mai bis Juni statt. Die Pflanze findet sich vorwiegend in trockenen und meistens kalkhaltigen, sonnigen Magerweiden, in Kalkmagerrasen, an Felsen und Geröll und ist daher ein wichtiger Trockenheits- und Magerkeitsanzeiger (Deutsch 2007, Fischer *et al.* 2008). In den Alpen kommt der Wundklee weit zerstreut vor, von Nordspanien bis zur Balkanhalbinsel (Lippert 2002).



Abbildung 38: Anthyllis vulneraria (Deutsch 2007)

Trifolium dubium – Faden-Klee

Der Faden-Klee besitzt das typische dreiteilige Kleeblatt, dessen Endblättchen häufig länger gestielt ist als die Seitenblättchen. Die Blütenköpfchen des Fadenklee sind gelb (siehe Abbildung 39). Hauptblütezeit ist von Mai bis September. Die Pflanze ist ein typischer Lehmzeiger in mäßig trockenen bis feuchten Dauergrünland, auf nicht allzu intensiv gedüngten, lehmigen Böden (Deutsch 2007).



Abbildung 39: Trifolium dubium (Deutsch 2007)

Leucanthemum vulgare – Gemeine Margerite, Magerwiesen-Margerite

Die Magerwiesen-Margerite hat bis über 10 cm lange spatelförmige bis zu einem Stiel verschmälerte, gezähnte, federteilige Bodenblätter, die oberen sind sitzend. Der Blattrand ist sehr unregelmäßig, deutlich gezähnt oder gekerbt, das Blattende ist nahezu immer gezähnt. Die Farbe der etwas ledrigen sowie kahl bis leicht behaarten Blätter sind dunkelgrün, die Zungenblüten weiß, die Röhrenblüten gelb (siehe Abbildung 40). Die Hauptblütezeit findet von Mai bis Oktober statt. Die Margerite findet sich häufig in trockenen bis wechselfeuchten Dauerwiesen und Dauerweiden, oft auch in älteren Futterbeständen. Sie ist ein typischer Magerkeitsanzeiger (Deutsch 2007, Lauber und Wagner 2001).



Abbildung 40: *Leucanthemum vulgare* (Deutsch 2007)

Hieraceum pilosella – Behaartes Habichtskraut, Kleines Habichtskraut

Das kleine Habichtskraut hat über 10 cm lange, länglich ovale Blätter mit einer büschelförmigen Blattrosette. Die Blattoberseite ist dabei hell- bis graugrün, die Blattunterseite häufig graufilzig behaart. Die Blütenköpfe sind gelb (siehe Abbildung 41). Ihre Hauptblütezeit entwickeln sie von Mai bis Oktober. Geeignete Standorte dieser Pflanze sind trockene, sonnige Magerrasen, Magerwiesen und Magerweiden in versauerten Böden, in Schuttfluren und in Straßenböschungen. Bestimmte Unterarten finden sich auch im Kalkmagerrasen. Das Habichtskraut gilt als typischer Magerkeitsanzeiger (Deutsch 2007, Fischer *et al.* 2008).



Abbildung 41: *Hieraceum pilosella* (Deutsch 2007)

Prunella vulgaris – Gewöhnliche Brunelle

Die Gewöhnliche Brunelle ist durch länglichspitze bis eiförmig-spitze fiederspaltige Blätter, welche eine ganzrandige bis leichte und unregelmäßig gezähnte und paarige Struktur aufweisen, charakterisiert. Die Pflanze kann einerseits kahl, andererseits weich abstehend behaart sein. Die Blumenkrone ist violett (siehe Abbildung 42). Die Hauptblütezeit findet von Juni bis September statt. Die Gewöhnliche Brunelle ist ein typischer Nährstoffzeiger und findet im frischen bis feuchten, gut gedüngten Grünland einen idealen Standort (Deutsch 2007, Schwaighofer 1965). Ebenso ist die Pflanze auf feuchten Waldwegen, Parkrasen und Auwäldern weit verbreitet (Fischer *et al.* 2008).



Abbildung 42: *Prunella vulgaris* (Deutsch 2007)

Prunella grandiflora – Große Brunelle

Die Große Brunelle ist fast identisch zur Kleinen Brunelle und ohne Blüten kaum von dieser zu unterscheiden. Die Staubblätter sind durch einen dornförmigen Zahn gekennzeichnet, die längeren Staubblätter sind zahnlos oder nur mit einem kurzen stumpfen Fortsatz (siehe Abbildung 43). Sie tritt selten auf und bevorzugt kalkreiche, trockene Magerrasen, Schutthalden und Kalkniedermoore (Deutsch 2007, Fischer *et al.* 2008, Schwaighofer 1965).



Abbildung 43: Prunella grandiflora (Deutsch 2007)

Leontodon hispidus – Rauer Löwenzahn, Wiesen-Löwenzahn

Der Wiesen-Löwenzahn hat längliche, büschelförmig flach bis stark gezähnte aufsteigende Blätter, die stark behaart bis kahl ausfallen können. Die regelmäßig dreieckigen Zähne stehen meist gerade weg (siehe Abbildung 44). Die Hauptblüte entwickelt der raue Löwenzahn von Juni bis September. Die Pflanze findet sich häufig in nährstoffreichen, trockenen bis feuchten und sogar nassen Dauergrünland, ebenso an Felsschutthalden (Deutsch 2007, Fischer *et al.* 2008).



Abbildung 44: Leontodon hispidus (Deutsch 2007)

Salvia pratensis – Wiesen-Salbei

Der Wiesen-Salbei ist durch paarig angeordnete Stängelblätter gekennzeichnet. Die Blätter sind matt und oval bis spitzoval mit stark gerunzelter narbiger Oberfläche. Die Blattränder sind unregelmäßig gekerbt. Die Blütenfarbe ist violett (siehe Abbildung 45). Die Hauptblütezeit ist von April bis August. Die Pflanze ist ein nicht weidefester Trockenheitszeiger und bevorzugt trockenes bis mäßig frisches Dauergrünland, kalkhaltige Trocken- und Magerrasen sowie trocken-warme Fettwiesen (Deutsch 2007, Fischer *et al.* 2008).



Abbildung 45: Salvia pratensis (Deutsch 2007)

Silene vulgaris – Aufgeblasenes Leimkraut

Das Aufgeblasene Leimkraut hat kahle, spitzovale Blätter, die ganzrandig graugrün bis graublau gefärbt sind. Die Blüte ist weiß, der Blütenkelch ist weitbauchig aufgeblasen (siehe Abbildung 46). Die Hauptblütezeit findet von Mai bis September statt. Die Pflanze findet sich vor allem in trockenen bis schwach frischen Magerrasen, Felsschutthalden und Waldschlägen (Deutsch 2007, Fischer *et al.* 2008).



Abbildung 46: Silene vulgaris (Deutsch 2007)

Thymus pulegioides – Gewöhnlicher Thymian, Quendel

Der Thymian hat kleine, paarig kurz gestielte Blätter, welche eine eiförmige bis ovale Form aufweisen. Die Blütenfarbe ist rötlich (siehe Abbildung 47). Die Hauptblüte entwickelt die Pflanze von Juni bis Oktober. Der Thymian ist ein Magerkeitszeiger und befindet sich vorwiegend in trockenen bis etwas frischen Magerwiesen und Magerweiden auf sauren Böden (Deutsch 2007).



Abbildung 47: *Thymus pulegioides* (Deutsch 2007)

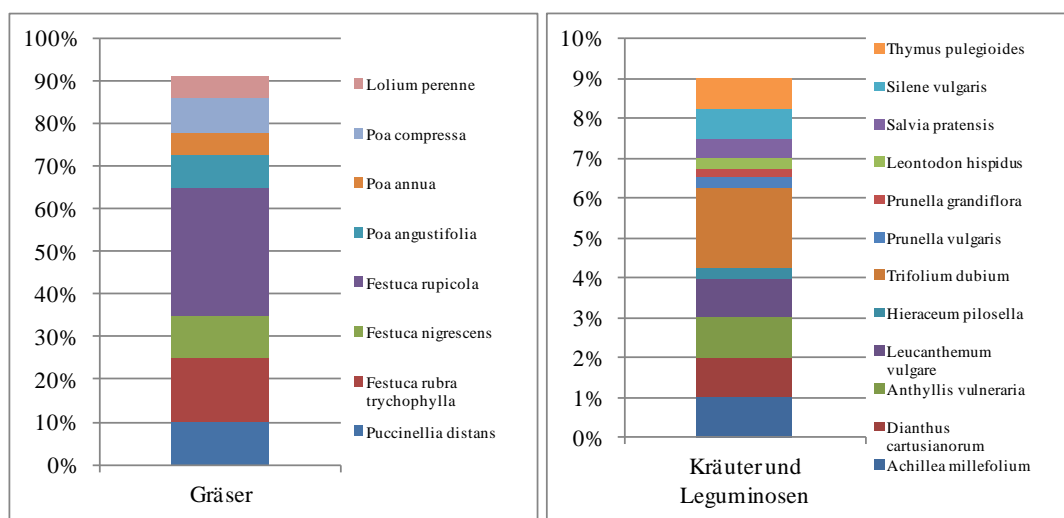


Abbildung 48: Schematische Darstellung der Gewichtsprozentanteile an Gräsern und Kräutern/Leguminosen in der Gumpensteiner Schotterrasenmischung

4.5.2.2 Vegetationsentwicklung

Die Vegetationsentwicklung auf den Schotterrasenversuchsflächen wurde anhand dreier Verfahren, a) einer Deckungsgradbestimmung zur Bestimmung der bedeckten Bodenoberfläche sowie zur Artenschätzung der auf der Fläche vorkommenden Gräser, Kräuter, Leguminosen in Anlehnung an Schechtner (1958), b) einer Frequenzanalyse mittels der Ablotmethode sowie c) einer LAI (leaf area index) Messung bestimmt.

An der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter wurden die Erhebungen jeweils an den drei mit Kalkschotter und an den drei mit Baustoffrecyclingmaterial aufgebauten Lysimetern durchgeführt (siehe Abbildung 16).

An der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße wurden die botanischen Erhebungen an den Versuchspartellen im Kalkschotter in drei Varianten (Einsäen ohne Behandlung in zweifacher Wiederholung, Nachdüngen in einfacher Wiederholung und 0 Variante in dreifacher Wiederholung) untersucht. Im Baustoffrecyclingmaterial wurden an den Versuchspartellen die Untersuchungen ebenfalls anhand zwei Varianten (Nachsäen in einfacher Wiederholung, Nachsäen und Nachdüngen in zweifacher Wiederholung) durchgeführt (siehe Abbildung 20).

Die Deckungsgradbestimmung und die Frequenzanalysen wurden im Anlagejahr 2013 in den Monaten Juli, August und September sowie im Mai 2014 an beiden Versuchsflächen 1 – Schwerkraftlysimeter und 2 – Zufahrtsstraße durchgeführt. Die LAI Messung wurde im Mai 2014 auf der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße durchgeführt.

4.5.2.2.1 Die Deckungsgradbestimmung

Die Deckungsgradbestimmung dient zur überschlägigen Schätzung der Vegetationsgesamtdeckung einer Fläche. Es handelt sich dabei um eine projektive Deckungsschätzung, auch „sichtbare Deckung“ genannt (Braun-Blanquet 1951). Dabei kommt es zu keiner Über- und Schichtdeckung, wie es in der Flächenprozentschätzung nach Schechtner (1958) beschrieben wird. Die Summe aus dem Anteil an offenen Boden und der Gesamtdeckung der Vegetation ergibt die Zahl 100 (Graiss 2004). Eine geschlossene Vegetationsdecke liegt dann vor, wenn ausschließlich die Vegetation ohne Anteile an offenen Boden die Zahl 100 ergibt (Pötsch 1997).

4.5.2.2.2 Die Frequenzanalyse

Die Frequenzanalyse wurde auf den Schotterrasenflächen durch sogenanntes „Abloten“ bestimmt. Als Frequenz wird dabei die Verteilung der unterschiedlichen Anteile der bedeckten Bodenoberfläche in Form von Gräsern, Kräutern, Leguminosen und offenen Boden sowie die Verteilung der Individuen einer Art (hier Gräser, Kräuter, Leguminosen und offenen Boden) bezeichnet (Graiss 2004).

Dafür ist ein 1*1m großer Aluminiumrahmen, der in 100 je 10*10 cm große Abschnitte unterteilt ist, notwendig (siehe Abbildung 49). Mittels eines Eisenstabes mit 6 mm Durchmesser wird bei jedem der 10*10 cm großen Abschnitte an jeweils der gleichen, selber definierten Ecke abgelotet und dabei anhand der ersten Berührung der Bodenoberfläche die jeweilige Vegetationsdeckung (Gräser, Kräuter, Leguminosen und offener Boden) bestimmt und notiert.

In einem zweiten Schritt folgt dann eine Artenschätzung in Anlehnung an die Flächenprozentschätzung von Schechtner (1958), die der pflanzensoziologischen Aufnahme von Grünlandbeständen dient. Die Artenschätzung erfasst, im Unterschied zur vorher beschriebenen Frequenzanalyse jede einzelne Art der Saatgutmischung. Dabei wird mit demselben Aluminiumrahmen in denselben 10*10 cm Teilabschnitten, wie bei der Frequenzanalyse durch „Abloten“, gearbeitet.

Da die Methode der projektiven Deckungsschätzung als auch die Methode der Frequenzerhebung ein subjektives Empfinden darstellt, ist zur Steigerung der Datenqualität die Durchführung der Bonitierungen von ein und derselben Person von großer Bedeutung.

Weiters ist für eine höhere Datenqualität wichtig, den Aluminiumrahmen bei der Frequenzanalyse für jede Bonitierung an der gleichen Stelle in den Versuchsflächen anzulegen (Graiss 2000).

Die Größe der Teilflächen ist abhängig vom Bestandstyp, so werden bei Beständen mit kleinwüchsigen Arten 0,1 bis 0,5 m² Teilfläche verwendet. Frequenzbestimmungen können nur miteinander verglichen werden, wenn sie die gleiche Teilflächengröße aufweisen (Dierschke 1994).

Die Bestimmung der einzelnen Arten erweist sich bei geringen Wuchshöhen als schwierig und vermindert dadurch die Datenqualität (Graiss 2000). Daher wurde die Frequenzanalyse später in der Vegetationsperiode, am Höhepunkt ihrer Wuchshöhe, an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße an beiden Aufbaumaterialien durchgeführt, im Anlagejahr im September 2013

unmittelbar vor dem 1. Schnitt. Die Folgeaufwüchse wurden im darauffolgenden Jahr, Ende Mai 2014 anhand der Frequenzmethode an denselben Flächen analysiert.



Abbildung 49: Aluminiumrahmen für die Durchführung der Frequenzanalyse

4.5.2.2.3 Blattflächenindex Messung

Der dimensionslose Blattflächenindex LAI (leaf area index) als Maß für die Dichte des Blätterdaches eines Pflanzenbestandes (siehe Kapitel 4.7.2.1) ist definiert als Blattfläche pro Bodenoberfläche (Häckel 2005). Er wird mithilfe eines LAI Messgerätes namens AccuPAR PAR/LAI ceptometer model LP-80 (siehe Abbildung 50) bestimmt.

Das Messgerät berechnet den leaf area index anhand von PAR (photosynthetically active radiation) Messungen im Wellenlängenbereich von 400-700nm (Devices 2008). Der PAR Wert wird durch ein PAR-Ceptometer mit 80 einzelnen, im PAR-Spektralbereich empfindlichen Sensoren ermittelt und gespeichert.

Den LAI Wert erhält man mittels des im Gerät integrierten Micro-Controllers, die erhaltenen Messwerte können direkt am Gerät abgespeichert und auf einen PC heruntergeladen oder aufnotiert werden (Umwelt-monitoring-systeme 2014).



Abbildung 50: AccuPAR PAR/LAI ceptometer model LP-80 (Devices, D. 2008)

4.6 Sickerwassererhebungen

4.6.1 Allgemeines

Das Wissen über die Sickerwasserraten von Schotterrasenflächen ist von großer Bedeutung und es können damit Aussagen über die Wasserdurchlässigkeiten der Flächen sowie Wasserverluste getroffen werden.

Durch Beprobung des Sickerwassers können zudem Rückschlüsse auf die Chemie der Sicker- und Niederschlagswässer gezogen werden. Nährstoffkonzentrationen geben Auskunft über die Qualität des Sickerwassers und in Verbindung mit der Quantität des Sickerwassers lassen sich Nährstoffauswaschungen aus den untersuchten Flächen bestimmen.

4.6.1.1 Das Sickerwasser

Als Sickerwasser wird jenes dem Boden zugeführte Niederschlagswasser bezeichnet, welches sich durch Überwiegen der Schwerkraft gegenüber bindenden Kräften im Sickerraum abwärts bewegt (Schöninger und Dietrich 2008) (siehe Kapitel 4.7.1.1).

Das Sickerwasser im Boden ist bedeutend für die Nährstoffauswaschung, sprich dem Austrag der Nährstoffe aus dem Wurzelraum der Pflanze. Die Nährstoffauswaschung ist abhängig von der jeweiligen Nährstoffkonzentration und der Sickerwassermenge. Die Auswaschung ist neben dem Verlust an leicht verfügbaren Nährstoffen auch vor allem für die Qualität von Oberflächen- und Grundwasser bedeutend. Große Nährstoffverluste durch Auswaschung sind gegeben bei geringeren Nährstoffspeicherkapazitäten, höheren Nährstoffgehalten, geringeren Wasserspeicherkapazitäten des Bodens, geringerer Vegetationsausbildung und höheren Niederschlagssummen. Die Verlagerung der (mobilen) Nährstoffe erfolgt in Ionenform bzw. als wasserlösliche Salze und findet vom Oberboden in den Unterboden statt. Dabei sind jene Kationen und Anionen, welche an der Oberfläche der Bodenkolloide gebunden sind, mehr gegen Auswaschung geschützt als diejenigen in der Bodenlösung (Oehmichen 1983, Scheffer und Schachtschabel 2010).

4.6.2 Versuchsdurchführung

4.6.2.1 Sickerwassermengenbestimmung

Die Sickerwassermengen wurden an jedem der sechs Schwerkraftlysimeter (Versuchsfläche 1) vom Anlagezeitpunkt der Versuchsflächen im Mai 2013 bis Mai 2014 getrennt erhoben. Dafür wurde die in den Behältern aufgefangene Sickerwassermenge mit einem Messbehälter ermittelt. Die Beprobung fand meist in 14-Tage-Schritten statt, die Behälter mit dem gespeicherten Sickerwasser wurden zum Entnahmezeitpunkt, meistens um 8:00 morgens, entleert. Mitte Oktober fand eine Entleerung im Abstand von vier Tagen statt, von Ende Oktober bis Anfang November fanden zum Zwecke der besseren Modellierung des Bodenwasserhaushaltes (siehe Kapitel 4.7.2) die Messungen der Sickerwassermengen während eines Zeitraumes von zehn Tagen täglich statt.

Eine andere Methode zur Bestimmung von Sickerwassermengen ist die Erstellung eines Bodenwasserhaushaltsmodells anhand meteorologischer Wetterdaten (siehe Kapitel 4.7.2).

4.6.2.2 Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffauswaschungen

Um Aussagen der in den Sickerwässern vorkommenden Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffauswaschungen und den damit verbundenen Wasserqualitäten beider Baumaterialien, Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial, treffen zu können, wurden die Sickerwässer im

Wasserlabor der HBLFA Raumberg-Gumpenstein chemisch analysiert und ausgewertet. Dafür wurden die entnommenen Wässer in Probenflaschen gefüllt und mit Parzellenummer, Versuchsnummer und Datum beschriftet.

Die chemische Analyse der Sickerwasserproben beinhaltet die Kationen Natrium Na^+ , Ammonium NH_4^+ , Kalium K^+ , Calcium Ca^{2+} , und Magnesium Mg^{2+} sowie die Anionen Chlorid Cl^- , Nitrit NO_2^- , Nitrat NO_3^- , Phosphat PO_4^{2-} , Sulfat SO_4^{2-} und Schwefel S^{2-} .

Für die Kationenbestimmung werden die Probenwässer in Probenröhrchen gefüllt und mit einer 0,3 molaren Salpetersäure HNO_3 angesäuert. Anschließend werden sie im Ionenchromatograph (IC) analysiert. Wie bei der Kationenbestimmung werden auch für die Anionenbestimmung die Probenwässer in Probenröhrchen gefüllt und anschließend im Ionenchromatograph (IC) analysiert (Rohrer 2013).

Die Nährstoffauswaschung [kg/ha] wurde durch Multiplikation der gemessenen Sickerwassermenge SW [l/m^2] für einen bestimmten Beprobungszeitraum an jedem der sechs Schwerkraftlysimeter mit der dazu korrespondierenden im Wasserlabor ermittelten Nährstoffkonzentration [mg/l] berechnet:

$$\text{Nährstoffauswaschung} \left[\frac{\text{kg}}{\text{ha}} \right] = \frac{\text{Nährstoffkonzentration} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] * \text{SW} \left[\frac{\text{l}}{\text{m}^2} \right]}{100} \quad 4.6.2-1$$

4.6.1.1.1 Stickstoffauswaschung

In der Landwirtschaft fällt der Begriff der Auswaschung häufig im Zusammenhang mit dem Nährstoff Stickstoff (N) bzw. Nitrat (NO_3^-) (KWS Saat AG 2014).

Stickstoff ist Hauptbestandteil unserer Luft, 78,084 % der Erdatmosphäre bestehen aus dem Stickstoffmolekül N_2 . Dennoch wird das Pflanzenwachstum und damit die Nettoprimärproduktion oft durch einen Mangel an pflanzenverfügbarem Stickstoff eingeschränkt, da Stickstoff in Form von N_2 von den meisten Pflanzen nicht direkt aufgenommen werden kann (Gebhardt et al. 2007). Der molekulare Stickstoff muss erst durch biologische N_2 -Bindung in den Boden gebracht werden. Das in weiterer Folge durch Mineralisierungsprozesse im Boden gebildete Nitrat (NO_3^-) kann von pflanzlichen Organismen dann direkt aufgenommen und verwertet werden. In Ausgangsgesteinen und in der mineralischen Bodensubstanz kommt Stickstoff ebenfalls in nur sehr geringen Mengen vor (Scheffer und Schachtschabel 2010).

Ein großer Teil des Stickstoffs im Boden wird in dessen lebender und toter organischer Substanz gespeichert und im Zuge von komplexen Umsetzungsprozessen in relativ geringen Mengen in mineralische Formen umgewandelt. Durch Niederschläge oder Schneeschmelze kann dieser mineralische, leicht lösliche Stickstoff, in erster Linie das Nitrat, in tiefere Bodenschichten und damit ins Grundwasser ausgewaschen werden. Bei erhöhten Austrägen (auch bedingt durch die Zufuhr von organischen und vor allem leicht löslichen mineralischen N-Düngern) kann es in Gewässern auch zu Problemen durch Eutrophierung kommen (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft 2014, Gebhardt et al. 2007, KWS Saat AG 2014).

Der Nitrat-grenzwert in Österreich liegt laut Trinkwasserverordnung (BGBl. II 2001/304 i.d.g.F.) aktuell bei 50 mg NO_3^-/l (Feichtinger 2014). Dieser Grenzwert hat seine Begründung in einem von der WHO festgelegten ADI-Wert (Acceptable Daily Intake), welcher auf eine lebenslange Aufnahme ohne gesundheitliche Schäden abzielt (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft 2014).

Da Schotterrasenflächen eine gut wasserdurchlässige Oberflächenbefestigung darstellen sollten und somit Sickerwasser schnell in tiefere Bodenschichten versickert und zum Grundwasser (in Österreich = Trinkwasser) gelangt, ist das Wissen über Auswaschungen von Nährstoffen, speziell von Stickstoff, welcher bei zu hohen Werten eine gesundheitliche Gefahr darstellt, von großer Bedeutung (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft 2014, Florineth 2012).

Infolgedessen wurde bei den Untersuchungen der Nährstoffe das Hauptaugenmerk auf die Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffauswaschungen des Stickstoffs gelegt, um Aussagen zur Sickerwasserqualität und der damit verbundenen Grundwasserqualität unter Schotterrasenflächen treffen zu können. Dabei wird die anorganische Stickstoffauswaschung betrachtet, welche sich aus der Summe der Ammonium-Stickstoff- ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), Nitrit-Stickstoff- ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Nitrat-Stickstoff- ($\text{NO}_3\text{-N}$)auswaschung zusammensetzt. Dabei nimmt der Nitrataustrag den größten Anteil der anorganischen N-Fracht ein.

Die anorganische Stickstoffauswaschung [kg/ha] wird wie folgt berechnet:

$$N_{anorg} - Fracht \left[\frac{kg}{ha} \right] = \frac{NH_4 - N - Konz. + NO_2 - N - Konz. + NO_3 - N - Konz. \left[\frac{mg}{l} \right] * SW \left[\frac{l}{m^2} \right]}{100} \quad 4.6.2-2$$

4.7 Bodenwasserhaushaltsmodell

4.7.1 Allgemeines

Schotterrasenflächen gewährleisten durch ihren gut durchlässigen Aufbau (siehe Kapitel 4.2) eine bessere Versickerung des Oberflächenwassers und erhöhen durch ihr aufbauendes Pflanzenwachstum die Verdunstung. Eine gute Oberflächenversickerung spielt besonders nach Starkniederschlagsereignissen, die in den letzten Jahren in Mitteleuropa immer mehr zunehmen, eine wichtige Rolle um Überflutungen und Überschwemmungen zu reduzieren (ZAMG 2014). Die Verdunstungsleistung durch die Vegetation ist maßgeblich daran beteiligt, dass Schotterrasenflächen weniger Aufheizfläche bieten als versiegelte Parkplätze, was wir vor allem in den Sommermonaten als kühlere Oberflächen zu spüren bekommen. Durch die jetzt zunehmende Klimaerwärmung wird diese Qualität der abkühlenden Flächen von immer größerer Bedeutung (Austrian Panel on Climate Change (APCC) 2014).

Daher wird im folgenden Kapitel ein Bodenwasserhaushaltsmodell von Schotterrasenflächen aufgestellt. Mit berechneten Verdunstungswerten, basierend auf der heute gängigen Berechnung der Gras-Referenzverdunstung, welche hinsichtlich Pflanzenkoeffizienten und Einfluss der Interzeptionsverdunstung auf die Vegetationsentwicklung korrigiert werden, werden die gemessenen Versickerungsraten der Schotterrasenflächen am Standort Gumpenstein bestmöglich nachgebildet. Daraus kann auf einen idealen Vegetationsaufbau sowie auf - für die im Jahr vorherrschenden Witterungsgegebenheiten - optimalen Schnitthäufigkeiten und Schnittzeitpunkte geschlossen werden.

4.7.1.1 Der Bodenwasserhaushalt

Der Begriff Bodenwasserhaushalt bezeichnet den charakteristischen Verlauf von Wasserzufuhr zum Boden und Wasserverlusten aus dem Boden aufgrund der im Verlauf des Jahres wechselnden Witterungsbedingungen und der dadurch bedingten Schwankungen in der Stoffwechselintensität der Pflanzen. Der Bodenwasserhaushalt ist von den Bodeneigenschaften sowie von der hydrologischen Situation abhängig (Hölting und Coldewey 2013). Das Bodenwasser wird über die Niederschläge, das Grundwasser und in geringen Anteilen auch über die Kondensation aus der Atmosphäre ergänzt (Scheffer und Schachtschabel 2010).

Wenn die Niederschlagsmengen größer sind als jener Teil, der in den Boden infiltrieren kann – der Boden also wassergesättigt ist –, fließt Überschusswasser oberirdisch ab. Nur ein Teil des infiltrierten Wassers sickert dem **Grundwasser** zu, während der andere Teil in der wasserungesättigten Bodenzone (dem **Bodenwasser**) verbleibt bzw. von der Vegetation verbraucht wird (Hölting und Coldewey 2013).

Das Bodenwasser bezeichnet unterirdisches Wasser der wasserungesättigten Bodenzone (siehe Abbildung 51), die den Raum zwischen Erdoberfläche und Grundwasseroberfläche darstellt. Die wasserungesättigte Bodenzone ist nicht gänzlich mit Wasser ausgefüllt. Ein Teil des infiltrierten Wassers von der Erdoberfläche verbleibt in dieser Zone bzw. wird von der Vegetation verbraucht. Dort sind das frei bewegliche Sickerwasser und das entgegen der Schwerkraft festgehaltene Haftwasser mit dem durch Menisken, die sich an den Berührungspunkten der Mineralteilchen bilden, gehaltenen Kapillarwasser und das als Wasserfilm die Mineralteilchen umhüllende Adsorptionswasser zu unterscheiden. (Hölting und Coldewey 2013).

Das Grundwasser wird als unterirdisches Wasser der wassergesättigten Bodenzone (siehe Abbildung 51) bezeichnet, die dabei den Teil des Untergrundes bezeichnet, in dem alle

Methodik

Hohlräume von Wasser (Grundwasser) zusammenhängend erfüllt sind (Hölting und Coldewey 2013).

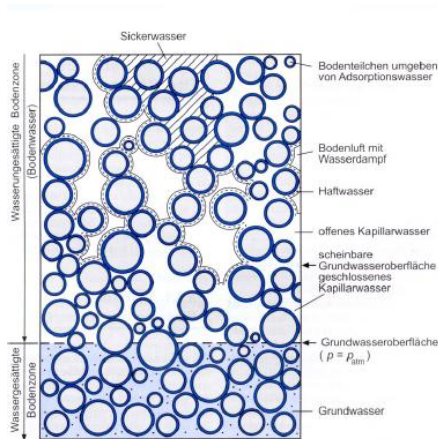


Abbildung 51: Erscheinungsformen des Bodenwassers und Grundwassers (Hölting und Coldewey 2013)

4.7.1.2 Eingangsdaten des Bodenwasserhaushaltsmodells

Die Grundlage zur Erstellung eines Bodenwasserhaushaltsmodells basiert auf den meteorologischen Eingangsdaten Niederschlag und Verdunstung.

Der Niederschlag ist in den meisten Regionen der Erde der wichtigste Wasserlieferant. Der Niederschlag ist definiert als die durch die Atmosphäre transportierte Feuchtigkeit und ist die wichtigste Eingangsgröße für den Wasserhaushalt hydrologischer Systeme. Der Niederschlag stellt den Beginn des natürlichen Kreislaufes des Wassers dar, welcher der Antriebsmotor des Wettergeschehens ist (siehe Abbildung 52).

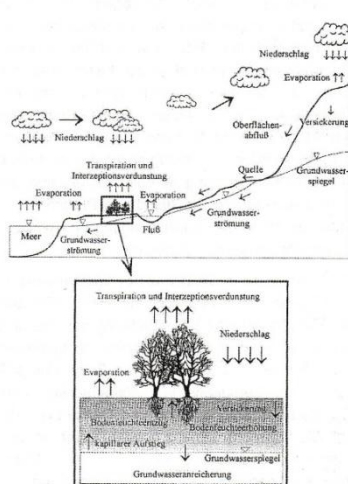


Abbildung 52: Kreislauf des Wassers (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002)

Niederschläge gelangen je nach Temperaturverhältnissen in Form von fallenden Niederschlägen wie Regen und Schnee, welche die größte Bedeutung für den Wasserhaushalt darstellen, abgesetzten Niederschlägen wie Tau oder Reif (Wasser, das direkt an Objekten kondensiert oder sublimiert ist) und abgefangenen Niederschlägen wie Nebelniederschlag (Wasser in fester oder flüssiger Form, das in der Atmosphäre kondensiert und überwiegend der Luftströmung folgend

an Objekte gelangt ist) infolge der Schwerkraft zur Erdoberfläche (Baumgartner und Liebscher 1990).

An der Erdoberfläche können Niederschläge direkt in Gewässer fallen oder zum Grundwasser versickern und in weiterer Folge durch den Grundwasserfluss oder über Quellen und Flüsse in die Ozeane fließen. Weiters können Niederschläge ober- und unterirdisch abfließen und über Gewässer bzw. Land verdunsten. Für die Grundwasserneubildung ist das versickernde Niederschlagswasser der Hauptlieferant (Landesamt für Bergbau Energie und Geologie 2014).

Kurze intensive Regenschauer, die als konvektive Niederschläge bezeichnet werden, fließen oberirdisch schnell ab, hingegen versickern Dauerniederschläge, als stratiforme Niederschläge einer gleichförmigen Wolkendecke bezeichnet, ausgedehnter in den Untergrund und steigern den Anteil für die Grundwasserneubildung (Schaumberger 2011). Langandauernde Regenfälle und korrelierend dazu kurze Trockenperioden kommen häufiger nördlich des Alpenraumes vor. Sie treten vorwiegend im Winterhalbjahr (Winter und Frühling) auf (Frei und Schmidli 2006). Dies steht auch im engen Zusammenhang mit sogenannten Stauwirkungen, welche die Niederschlagsmenge und damit auch die Grundwasservorräte in den Alpen Mitteleuropas nördlich des Alpenhauptkammes erhöhen (Häckel 2005).

Grundwasservorräte werden neben stratiformen Niederschlägen und Stauwirkungen auch durch langsam abtauenden Schnee ergänzt.

Die Niederschlagsmessung lässt sich relativ leicht erfassen mit punktuellen Messungen wie Niederschlagsmessern, Niederschlagsschreibern und Niederschlagssammlern (Totalisatoren) sowie flächenhaften Messungen mit Radarbeobachtungen und satellitengestützten Fernerkundungsdaten (Hölting und Coldewey 2013).

Die Verdunstung, auch Evaporation genannt, ist definiert als die Überführung von flüssigem Wasser in gasförmigen Wasserdampf bei Temperaturen unterhalb des Siedepunktes (Häckel 2005). Ein großer Teil des Niederschlags in Gewässern und auch an Land geht als Verdunstung wieder zurück in die Atmosphäre und nur ein Teil des Niederschlags im gemäßigten Klimabereich kann ober- und unterirdisch abfließen. Die Verdunstung ist daher neben dem Niederschlag die Hauptkomponente des globalen Wasserkreislaufes und spielt für die Grundwasserneubildung und die Menge an Wasser, die der Vegetation während Trockenperioden zur Verfügung steht, eine große Rolle. Die Luftfeuchtigkeit, die durch Verdunstung entsteht, kann als leichter Wasserdampf hoch in die Atmosphäre aufsteigen. Durch die dort herrschenden geringeren Temperaturen kommt es beim Abkühlen des Wasserdampfes zur Kondensation und in weiterer Folge zur Wolkenbildung, welche der Antrieb zahlreicher Wettervorgänge ist.

Die Verdunstung lässt sich in mehrere Glieder aufteilen: Die Verdunstung von vegetationslosen Flächen wie Boden, Schnee, Eis und freien Wasserflächen bezeichnet man als Evaporation (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002). Sie hängt von klimatischen Bedingungen wie Sonneneinstrahlung, Wasserangebot, Lufttemperatur, sowie Untergrund und Geländebeschaffenheit ab (Hölting und Coldewey 2013). Die Verdunstung an Einzelpflanzen und Pflanzenbeständen nennt man Transpiration, welche in Mitteleuropa den Hauptanteil der Gesamtverdunstung ausmacht. Die Pflanzen entnehmen mit ihren Wurzeln das Wasser aus dem Boden und geben es hauptsächlich über die Stomata (Spaltöffnungen) der Blätter als Wasserdampf an die bodennahe Luftschicht ab. Sie regeln

damit ihren Energiehaushalt und den Nährstofftransport zu den assimilierenden Pflanzenteilen (Amberger 1979). Bei der Transpiration spielt zusätzlich zu den Klimaparametern Einflussfaktoren wie Pflanzenart, Bewirtschaftungstechnik, Wassersalinität und Wasserleitfähigkeit des Bodens eine Rolle. In Zusammenhang mit der Transpiration steht auch die Interzeption. Interzeptionsverdunstung wird der auf Pflanzenoberflächen zurückgehaltene, durch Kondensation oder Sublimation gefallene und abgesetzte Niederschlag genannt (Hölting und Coldewey 2013).

Die Summe der Evaporation und Transpiration wird allgemein unter dem Term Evapotranspiration ET zusammengefasst.

Die Evapotranspiration wird in erster Linie durch die Wetterbedingungen des Standortes (siehe Kapitel 2.3) gesteuert (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002). Zusätzlich zu den Witterungsbedingungen wirken bei der Evapotranspiration auch vegetations- und bodenbedingte Faktoren mit. Auf Grünland ist die Verdunstung um bis zu 20% größer als auf Ackerland, da die Zeitdauer stärkerer Transpiration auf Grünland deutlich länger (Mai bis Oktober) als auf Ackerland (Mai bis Juli für die Hauptkultur) anhält. Auf unbedecktem Boden (Brache) sind Abfluss und Versickerung etwa zweimal höher als auf vegetationsbedecktem Boden, dementsprechend niedriger ist die Verdunstung (Hölting und Coldewey 2013).

Im Wald wird ein großer Teil des Niederschlags im Kronendach aufgefangen und verdunstet dort. In Wäldern schwankt die Interzeptionsverdunstung zwischen 10% (reiner Laubwald) und 40% (reiner Nadelwald) des Freilandniederschlags (Brechtel 1970). Die Verdunstung im Wald ist generell größer als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Die bodenbedingten Faktoren wie die Zusammensetzung des Bodens, die daraus resultierenden Durchlässigkeitsverhältnisse, die Feuchtigkeitsverhältnisse, die Tiefe der Durchwurzelung und die Oberflächenform wirken sich auch stark auf die Verdunstung aus (Hölting und Coldewey 2013).

Bei Wasserhaushaltsbetrachtungen wird zwischen der potentiellen (ETP) und der tatsächlichen (ETR), auch aktuellen (ETa) Verdunstung genannt, unterschieden. Die potentielle Verdunstung ist definiert als Verdunstungshöhe von Oberflächen bei gegebenen meteorologischen Bedingungen und unbegrenzt verfügbarem Wasser und war ursprünglich als oberer Grenzwert gedacht, der näherungsweise für alle dicht bewachsenen, grünen Oberflächen gelten sollte (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002).

Unter der tatsächlichen Verdunstung versteht man jene Verdunstung, die sich unter gegebenen meteorologischen Bedingungen von einer nicht ausreichend wasserversorgten Oberfläche ergibt. Der Grad der tatsächlichen Verdunstung hängt damit wesentlich von der Energiezufuhr und dem aktuellen Angebot an Wasser ab (Hölting und Coldewey 2013). In Zeiten, in denen die Wasserverfügbarkeit nicht limitiert ist, ist die tatsächliche Verdunstung gleich der potentiellen Verdunstung. Für Zeiten mit begrenztem Wassernachschub ist die tatsächliche kleiner als die potentielle Verdunstung (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002).

In der Realität ist der Boden jedoch nicht immer mit ausreichend Wasser versorgt, die potentielle Verdunstung wird daher nicht erreicht. Die tatsächliche Verdunstung muss herangezogen werden um Verdunstungsraten unter Realbedingungen bestimmen zu können.

Im Gegensatz zu der Messgröße Niederschlag, welche messtechnisch relativ leicht erfassbar ist, ist die quantitative Erfassung der potentiellen Verdunstungsrate, mehr noch der tatsächlichen Verdunstungsrate, sehr schwierig und ein noch nicht befriedigend gelöstes Problem.

Die Verdunstungsraten können bestmöglich mittels direkter Messung mit Probekörpern (Atmometer, Atmograph, Evaporimeter), an offenen Wasserflächen (Evaporimeter) und an natürlichen, festen Erdoberflächen (wägbare Lysimeter), aus der Wasserbilanz von Lysimetern, Bodenwasserhaushalt und der Gebietsverdunstung, aus dem Wasserdampftransport, aus der Energiebilanz oder mit empirischen Formeln bestimmt werden.

4.7.1.3 Die Klimatische Wasserbilanz und Grundwasserneubildung

Die Wasserbilanz des Bodens bzw. im Falle der Schotterrasenversuchsfläche an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein der Lysimeter gleicht dem Prinzip der Massenerhaltung. Die zugeführte Wassermenge, der Niederschlag (N) ist gleich der Summe aus der im selben Zeitraum abgeführten Wassermenge, des Sickerwasserabflusses (A), der Evapotranspiration (ET) und der Änderung der gespeicherten Wassermenge ΔS (Baumgartner und Liebscher 1990). Die allgemeine Bilanzgleichung lautet:

$$N = A + ET + \Delta S \quad 4.7.1-1$$

Wie schon im vorangehenden Kapitel 4.7.1.2 erläutert, ist die tatsächliche Evapotranspiration (ETR) schwer zu messen. Daher wird die potentielle Verdunstung (ETP) herangezogen, um Wasserüberschüsse bzw. Wassermängel zu beurteilen. Diese Beurteilung folgt in einer sogenannten klimatischen Wasserbilanz H_{KWB} , die für die Bewässerungswirtschaft eine wichtige Größe darstellt und für die weitere Berechnung einer annähernd tatsächlichen Verdunstung dient.

Die Klimatische Wasserbilanz KWB ist definiert als die Differenz von Niederschlag N und (potentieller) Verdunstung ETP (Höltling und Coldewey 2013).

$$KWB = N - ETP \quad 4.7.1-2$$

Eine positive Wasserbilanz bedeutet, dass mehr Niederschlag fällt als durch Verdunstung abgegeben wird, es kommt zu einer Auffüllung des Bodenwasserspeichers (Rücklage) bis zur Feldkapazität (siehe Abschnitt 4.7.1.4), der Rest versickert. Eine negative Bilanz hingegen, lässt mehr Wasser verdunsten als in Form von Niederschlägen zugeführt wird, es kommt zu einer Verminderung des Bodenwasservorrats (Aufbrauch) durch Verdunstung (Häckel 2005, Matthes und Ubell 2003).

Methodik

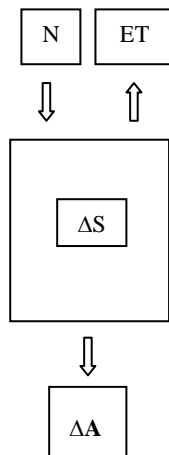


Abbildung 54: Bilanzgleichung eines Lysimeters (N=Niederschlag, ET=Evapotranspiration, ΔS =Änderung der gespeicherten Wassermenge, A=Abfluss)

Die Grundwasserneubildung wird nach DIN 4049-3 als der Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser zum Grundwasser verstanden (Hölting und Coldewey 2013).

Das Grundwasser, als die für den Menschen äußerst wichtige und aufgrund ihres raschen Umsatzes sich ständig erneuernde Wasserressource (ca. 41.000 km³ fließen jährlich den Ozeanen zu, 28.000 km³ pro Jahr fließen direkt oberflächlich ab und 13.000 km³ pro Jahr strömen über das Grundwasser den Flüssen zu) deckt einen nur sehr geringen Anteil des gesamten Wasservorrats der Erde. Von der auf der Erde geschätzte gesamte Wassermenge von 1,4 Mrd. km³ entfallen nur 1,7% auf das Grundwasser.

Das globale Wasservorkommen wird mit einem Anteil von 96,5% von Ozeanen gedeckt, die wiederum 71% der Erdoberfläche bedecken. Die restlichen 3,5% des globalen Wasservorkommens verteilen sich mit 1,7% auf Grundwasser, ebenso auf Eismassen der Pole und Gletscher (1,77%), Wasser der Seen, Sümpfe, Flüsse, Permafrostböden (0,03%) und der Atmosphäre (0,001%). Das Süßwasser macht einen Anteil von nur 2,5% (ca. 35,1 Mio km³) der Gesamtwassermenge aus, davon entfallen wiederum 69% auf Gletscher und Eisdecken und rund 30% auf das unterirdische Grundwasser. Die Oberflächengewässer decken lediglich knapp 0,3% des Anteils an Süßwasser ab (siehe

Abbildung 55: Wasservorräte der Erde (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) 1997)

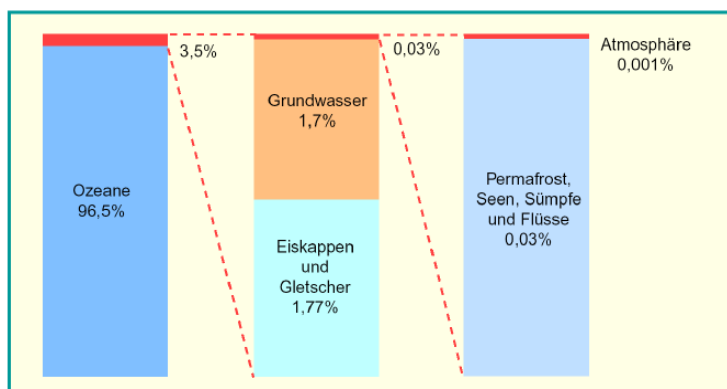


Abbildung 55: Wasservorräte der Erde (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) 1997)

Die Menge des Grundwassers, welches zwar in nur geringen Anteilen auf der Erde vorkommt, jedoch für die Süßwasserressource den größten Anteil ausmacht, hängt stark von der Niederschlagsmenge und Niederschlagsverteilung, sowie von der Verdunstungsmenge ab. Im Winter ist die Grundwasserneubildung besonders hoch, da die Niederschläge aufgrund der geringen bzw. fehlenden Vegetation vermehrt versickern. Im Sommerhalbjahr verdunstet dagegen ein großer Teil des Niederschlags aufgrund der höheren Temperaturen an der Oberfläche.

4.7.1.4 Bodenkennwerte

Eine wichtige Eingangsgröße für die Beurteilung des Bodenwasserhaushaltes ist der Begriff der *Feldkapazität (FK)* bzw. der *nutzbaren Feldkapazität (nFK)*.

Die *Feldkapazität* ist eine wichtige Kenngröße für die Beurteilung des Wasserhaushalts von Böden. Die Feldkapazität entspricht Wassergehalten, die für einzelne Bodenschichten und-horizonte charakteristisch sind und sich unter definierten Verhältnissen stets wieder einstellen (Scheffer und Schachtschabel 2010). Die Feldkapazität bezeichnet demnach den Wassergehalt, der sich nach Starkniederschlagsereignissen 1-2 Tage so stark verlangsamt, dass ein Gleichgewicht vermutet werden könnte, der Wassergehalt im Bodenprofil verändert sich in Richtung eines ausgeglichenen hydraulischen Potentials, welches die Summe aus den Teilpotentialen Druckpotential, Gravitationspotential, Matrixpotential und osmotischen Potential ergibt. Als Potential wird dabei die Arbeit betrachtet, die geleistet werden muss, um eine Mengeneinheit Wasser von einem Bezugspunkt zum betrachteten Punkt im Boden zu transportieren.

Die in Volumsprozent angegebene Feldkapazität wird auf einen bei 105°C getrockneten Boden bezogen (Scheffer und Schachtschabel 2010).

Die Feldkapazität, also der Wassergehalt den der Boden maximal gegen die Schwerkraft halten kann, kann aus Saugspannungskurven (Wasserspannungskurven), sogenannten „*pF Kurven*“ abgeleitet werden und ist konventionell im Saugspannungsbereich bei *pF* Werten von 1,8 – 2,5 gegeben (siehe Abbildung 56) (Hölting und Coldewey 2013).

Die Wasserspannung (auch Saugspannung oder Matrixpotential ψ_m) ist eine Grundgröße für jegliche Berechnungen von Wasserbewegungen. Sie gibt Auskunft über den allgemeinen Wasserhaushalt und liefert die Menge des pflanzenverfügbaren Wassers, die ein Boden aufnehmen kann. Sie kennzeichnet dabei den Unterdruck, der im wasserungesättigten Bodenbereich relativ zum Atmosphärendruck herrscht und resultiert aus der Kapillarität (Wasserbewegung entgegen der Schwerkraft aus dem Grundwasserraum in den Sickerraum) des Bodens (Hölting und Coldewey 2013). Die Wasserspannung (Saugspannung) steigt bei abnehmenden Wassergehalten. Der Zusammenhang zwischen Saugspannung und Wassergehalt ist von der Porengrößenverteilung und vom Porenvolumen abhängig und daher in unterschiedlichen Materialien verschieden (Matthes und Ubell 2003).

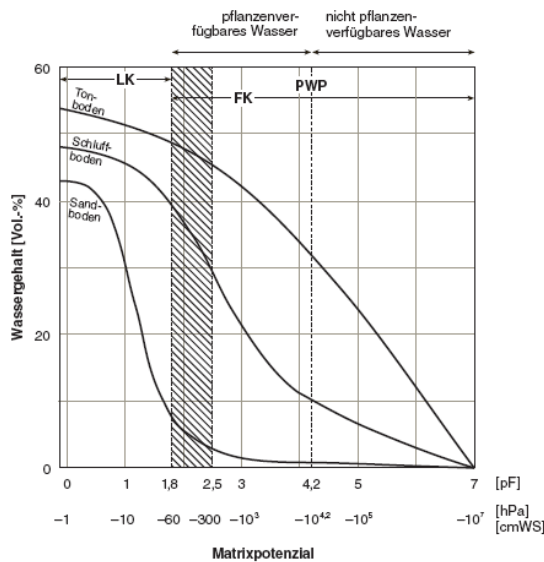


Abbildung 56: Beziehung zwischen Matrixpotenzial und Wassergehalt (pF-Kurve) bei einem Sandboden, einem tonigen Schluffboden (Lössboden) und einem Tonboden (FK = Feldkapazität, PWP = permanenter Welkepunkt und LK = Luftkapazität) (Scheffer und Schachtschabel 2010)

Der pF Wert (p wie Potential, F wie freie Energie) bezeichnet den in cm Wassersäule gemessenen dekadischen Logarithmus der Wasserspannung [hPa] und wird folgendermaßen beschrieben:

$$\{pF\} = \lg\{\psi_m\} = f(\theta) \quad 4.7.1-3$$

Wobei pF der dekadische Logarithmus der Höhe der Wassersäule in cm [hPa] und ψ_m die Wasserspannung [hPa] ist.

Weiters ist der pF Wert auch eine Funktion des Wassersättigungsgrades der Poren. Je niedriger der pF Wert und somit die Wasserspannung (Matrixpotential Saugspannung), desto höher ist der Wassergehalt. Je höher der pF Wert und somit die Wasserspannung (Matrixpotential Saugspannung), desto niedriger ist der Wassergehalt.

Der volumetrische Wassergehalt θ_v [%] wird gegeben durch:

$$\theta_v = V_w / V_{ges} \quad 4.7.1-4$$

mit V_w als Wasservolumen [cm³] und V_{ges} als Gesamtvolumen [m³].

Wie in Abbildung 51 zu sehen ist, weisen verschiedene Bodentypen unterschiedliche Porengrößenverteilungen auf, daher kommt es zu einem Abweichen des Kurvenverlaufs vor allem im Bereich niedriger Wasserspannung (Liebethat 2009).

Die **nutzbare Feldkapazität (nFK)**, die für die Berechnung der tatsächlichen Verdunstung relevant ist, beschreibt den pflanzennutzbaren Teil der Feldkapazität, also die Wassergehaltsdifferenz zwischen der Feldkapazität (FK) und dem permanenten Welkepunkt (PWP) (Scheffer und Schachtschabel 2010).

Die nutzbare Feldkapazität ist definiert als der Teil des Bodenwassers, der im Saugspannungsbereich bei pF Werten von 1,8 bis 4,2 vorliegt (Hölting und Coldewey 2013).

Der permanente Welkepunkt (PWP) bezeichnet den Wassergehalt, bei dem die Pflanzen irreversibel welken, sein Matrixpotential dabei entspricht bei Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) und Kiefern (*Pinus silvestris*) $1,5 \cdot 10^4$ hPa bzw. einem pF von 4,2, wenn der Wurzelraum beengt und daher einheitlich dicht durchwurzelt ist und wird für die Mehrzahl der Kulturpflanzen als konventionell angesehen (Scheffer und Schachtschabel 2010).

4.7.2 Modellierung

Der Bodenwasserhaushalt für Schotterrasenflächen mit aufgebauten Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterialien an inneralpinen Standorten wird durch ein Modell dargestellt und mit gemessenen Sickerwasserdaten (siehe Kapitel 4.6) verglichen und kalibriert. Das Bodenwasserhaushaltsmodell wird in dieser Arbeit über ein Jahr berechnet, beginnend mit der Anlage der Flächen Ende Mai 2013 bis Mai 2014.

Darin wird ausgehend von den *Modelleingangsgrößen* Niederschlag und der heute standardmäßig verwendeten Gras-Referenzverdunstung, welche in dieser Arbeit für Schotterrasenflächen modifiziert wurde, eine klimatische Wasserbilanz aufgestellt. Durch Festlegung der Eigenschaften eines Bodenwasserspeichers werden die daraus resultierende tatsächliche Verdunstung und die Versickerungsraten für das Kalkschottermaterial als auch für das Baustoffrecyclingmaterial an den Schotterrasenflächen berechnet.

Die *Kalibrierung* des Bodenwasserhaushaltsmodells findet mit gemessenen Sickerwassermengen (siehe Kapitel 4.6) statt. Die anschließende Sensitivitätsanalyse sowie Parameterstudie zeigen die Sensitivität und den Einfluss unterschiedlicher Parameter auf die Ergebnisse der Versickerungsraten.

Abschließend wird ein Prognosemodell aufgestellt, um den Bodenwasserhaushalt im Falle einer mehrschichtigen Nutzung von Schotterrasenflächen zu diskutieren.

4.7.2.1 Modelleingangsgrößen

Die Modelleingangsgrößen für die Beurteilung des Bodenwasserhaushaltes an Schotterrasenflächen sind der **Niederschlag** und die *potentielle* als auch die daraus bestimmbare *tatsächliche Verdunstung*. Die Niederschlagsdaten für den Standort Gumpenstein werden von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) in stündlicher Auflösung zur Verfügung gestellt, die potentiellen Verdunstungsraten werden mit empirischen Formeln nach dem Thornthwaite Verfahren für monatliche Schritte und dem Haude Verfahren für Tagesbasis ermittelt.

Weiters wird die von der Food and Agriculture Organization der UNESCO (FAO), aus der Penman Monteith Beziehung abgeleitete, standardisierte Gras-Referenzverdunstung für die Berechnung der Verdunstungsschritte für Tagesbasis herangezogen. Die Gras-Referenzverdunstung wird dabei in dieser Arbeit zur Modellierung des Bodenwasserhaushaltes verwendet und auf die auf Schotterrasenflächen bestehende Vegetation mithilfe des Pflanzenkoeffizientfaktors und des Blattflächenindex korrigiert.

Die realen Verdunstungsraten müssen aufgrund der am Versuchsstandort vorhandenen, nicht wägbaren, Schwerkraftlysimeter annähernd durch Berechnungen anhand von Modellen unter Einbeziehung der potentiellen Verdunstung bzw. der Gras-Referenzverdunstung bestimmt werden.

Verfahren zur Bestimmung der potentiellen Evaporation (ETP):

Das Thornthwaite Verfahren zur Errechnung der potentiellen Verdunstung geht von den meteorologischen Wetterdaten Lufttemperatur aus und führt den Wärmeindex sowie zusätzlich

Korrekturen für die Tageslängen, die sich mit der geographischen Breite ändern, mit ein (Höltling und Coldewey 2013). Die berechneten Monatssummen beziehen sich für einen Monat mit 30 Tagen mit jeweils 12 Stunden Sonnenscheindauer.

Die empirische Zahlenwertgleichung für die potentielle Verdunstung nach Thorntwaite sieht wie folgt aus:

$$ETP = 16 * \left(\frac{10T_m}{I}\right)^\alpha \quad 4.7.2-1$$

4.7.2-2

$$I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{\bar{T}_i}{5}\right)^{1,514}$$

4.7.2-3

$$\alpha = 6,75 * 10^{-7} * I^3 - 7,71 * 10^{-5} * I^2 + 1,792 * 10^{-2} * I + 0,49239$$

Wobei ETP die potentielle Verdunstung [mm mon⁻¹], T_m die Monatsmitteltemperatur [°C] und I der monatliche Wärmeindex darstellt. Die Monatsmitteltemperaturen werden von der ZAMG geliefert, die Korrekturen für die mittlere mögliche Sonnenscheindauer nach geographischer Breite sind Tabellen entnommen (siehe Tabelle 7).

Das Thorntwaite Verfahren berücksichtigt in den Wintermonaten keine Minustemperaturen, solche werden 0°C Temperaturen gleichgesetzt.

Tabelle 7: Korrekturen der mittleren möglichen Sonnenscheindauer der Nordhemisphäre für 47 N und 48 N nach geographischer Breite (Institute Water for Africa 2014)

Breite	Jan.	Feb.	Mrz.	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
48 N	0,76	0,8	1,02	1,14	1,31	1,33	1,34	1,23	1,05	0,93	0,77	0,72
47 N	0,77	0,8	1,02	1,14	1,3	1,32	1,33	1,22	1,04	0,93	0,78	0,73

Zur Bestimmung der potentiellen Verdunstung ETP auf Tagesbasis [mm*Tag⁻¹] wird das recht einfach zu berechnende **Haude Verfahren** herangezogen. Die Gleichung nach Haude berücksichtigt den Sättigungsdampfdruck E um 14 Uhr [hPa], den Dampfdruck e um 14 Uhr [hPa], die relative Luftfeuchte F [%] und den Haude Faktor, einen jahreszeitlich variablen Koeffizienten, der von der jeweiligen Pflanzenart abhängt.

Die Gleichung für das Haude Verfahren hat folgende Form:

$$ETP = k * (E - e) \quad 4.7.2-4$$

$$= k * E * \left(1 - \frac{F}{100}\right)$$

Haude Faktoren können für unterschiedliche Kulturarten aus Tabellen entnommen werden. Für Schotterrasenflächen werden Haude Faktoren der Kulturart Gras nach (Häckel 1999) herangezogen (siehe Tabelle 8). Die Luftfeuchte wird von der ZAMG geliefert und der Sättigungsdampfdruck durch folgende Formel nach Höltling und Coldewey (2013) bestimmt:

$$E = 6,03 * 10^{\frac{7,5*T}{235+T}} \quad 4.7.2-5$$

wobei T die Temperatur [°C] darstellt.

Tabelle 8: Haude Faktoren für die Kulturart Gras (Häckel 1999)

Monat	Jan.	Feb.	Mrz.	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dz
Häckel (1999)	0,20	0,20	0,25	0,29	0,29	0,28	0,26	0,25	0,23	0,22	0,22	0,2

Für die Berechnung von Verdunstungsschritten auf Tagesbasis wird die von der FAO empfohlene **Gras-Referenzverdunstung** ET_0 herangezogen. Damit wird ein neuer Weg der Verdunstungsermittlung geschaffen, welche die komplizierte begriffliche und rechnerische Unterscheidung von potentieller und tatsächlicher Verdunstung erleichtert. Die Gras-Referenzverdunstung ET_0 stellt keine obere Grenze dar, sie ist die Verdunstungshöhe für eine bezüglich der Boden- und Pflanzenparameter eindeutig definierte Randbedingung, einen Grasbestand von 12 cm Höhe mit einem mittleren Verdunstungswiderstand des Bestandes von 70 s/m und einer Albedo von 0,23 (siehe Abbildung 57) (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002, Schaumberger 2011). Es wird dabei angenommen, dass der Grasbestand sich im aktiven Wachstum ohne Wasserlimitierung befindet. Der aerodynamische Widerstandswert mit 70 s/m bezieht sich dabei auf einen moderat trockenen Oberboden (Schaumberger 2011).

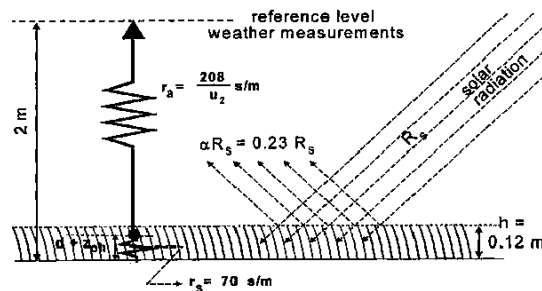


Abbildung 57: Definierte Randbedingungen der Gras - Referenzverdunstung ET_0 (Allen 1998)

Die FAO Methode hat eine, aufgrund ihrer Vielzahl an meteorologischen Parametern, sehr hohe Aussagekraft und ist daher für eine regionale Anwendung unter Einbeziehung von Tageswerten geeignet (Schaumberger 2011). Die hohen Anforderungen an die Datenverfügbarkeit werden aber nur selten erfüllt, daher wird auch in dieser Arbeit mit Schätzungen der meteorologischen Werte gearbeitet.

Die FAO Penman Monteith Gleichung ist wie folgt definiert:

$$ET_0 = \frac{0,408\Delta(Rn - G) + \gamma \left(\frac{900}{T + 273} \right) u_2 \text{ vpd}}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 u_2)} \quad 4.7.2-6$$

wobei ET_0 die Gras-Referenzevapotranspiration einer definierten Grasoberfläche [mm Tag⁻¹], Rn die Nettostrahlung [MJ m⁻² Tag⁻¹], G den Bodenwärmestrom [MJ m⁻² Tag⁻¹], γ die Psychrometerkonstante [kPa °C⁻¹], T_2 die Lufttemperatur in 2 Meter Höhe [°C], u_2 die Windgeschwindigkeit in 2 Meter Höhe [m s⁻¹], vpd das Sättigungsdefizit [kPa] und Δ die Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [kPa °C⁻¹] darstellt.

Methodik

Für die Berechnung der täglichen Gras-Referenzverdunstung nach Gleichung 4.7.2-6 sind folgende tägliche, meteorologische Basisdaten der ZAMG bereitgestellt worden:

mittlere Lufttemperatur [°C]
maximale Lufttemperatur [°C]
minimale Lufttemperatur [°C]
Lufttemperatur um 7:00, 14:00, 19:00 [°C]
Mittlere relative Luftfeuchtigkeit [%]
Relative Luftfeuchtigkeit um 7:00, 14:00, 19:00 [%]
Globalstrahlung [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$]
Sonnenscheindauer [h]
Niederschlagssumme [mm]
Sättigungsdefizit [kPa]
Windgeschwindigkeit in 10 Meter Höhe [m/s]

Im Folgenden werden alle Gleichungen, Herkunftsableitungen und Abbildungen für die Berechnung der nach Gleichung 4.7.2-6 beschriebenen Referenz Evapotranspiration nötigen Parameter nach Allen (1998) – sofern nicht anders angegeben - beschrieben:

Die Nettostrahlung R_n [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$] ist ein Wert für die Strahlungsenergie, die auf der Vegetations- oder Bodenoberfläche verfügbar ist und die Differenz von kurzwelliger Nettostrahlung R_{ns} (eingehende Strahlungsenergie) [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$] und langwelliger Nettostrahlung R_{nl} (ausgehende Strahlungsenergie) [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$] darstellt (Allen *et al.* 2005). Die Nettostrahlung R_n kann daher nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad 4.7.2-7$$

R_n hat meistens positive Werte am Tag und negative Werte in der Nacht. Die aufsummierten Werte für R_n in einer Periode von 24 Stunden sind meistens positiv, außer es herrschen extreme Bedingungen in hohen Breiten vor.

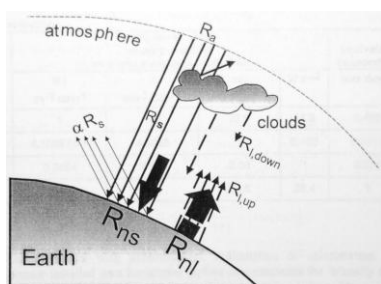


Abbildung 58: Die verschiedenen Anteile der Strahlung: extraterrestrische Strahlung R_a , Solarstrahlung R_s , kurzwellige Nettostrahlung R_{ns} , langwellige Nettostrahlung R_{nl} (Allen 1998)

Die kurzwellige Nettostrahlung R_{ns} kann aus der Solarstrahlung (auch Globalstrahlung) R_s [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$] abgeleitet werden und hat folgende Form:

$$R_{ns} = (1 - \alpha)R_s \quad 4.7.2-8$$

wobei α den Albedo Koeffizient, der auf den Wert von 0,23 für eine hypothetische Grasoberfläche fixiert ist, darstellt. Die Solarstrahlung R_s bezeichnet die von der Sonne ausgehende Strahlung und stellt die Summe des kurzwelligen Strahlungsflusses aus der

direkten Sonnenstrahlung und der diffusen Himmelsstrahlung, bezogen auf eine horizontale Einheitsfläche, dar (Häckel 2005, Land Oberösterreich 2013).

Die langwellige Nettostrahlung R_{nl} kann nach folgender Gleichung ermittelt werden:

$$R_{nl} = \sigma f_{cd} (0,34 - 0,14 \sqrt{e_a}) \left[\frac{T_K^4 \max + T_K^4 \min}{2} \right] \quad 4.7.2-9$$

wobei σ die Stefan-Boltzmann Konstante mit $[4,901 \cdot 10^{-9} \text{ MJ K}^{-4} \text{ m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}]$, f_{cd} den Bewölkungsgrad [dim], der limitiert ist von $0,05 \leq f_{cd} \leq 1,0$, e_a den aktuellen Dampfdruck [kPa], $T_K \max$ die maximale absolute Temperatur während einer 24 Stunden Periode [K] ($K = ^\circ\text{C} + 273,16$) und $T_K \min$ die minimale absolute Temperatur während einer 24 Stunden Periode [K] ($K = ^\circ\text{C} + 273,16$) darstellt.

Benötigte Parameter zur Berechnung der langwelligigen Nettostrahlung R_{nl} :

Der dimensionslose Bewölkungsgrad f_{cd} stellt das Verhältnis der Solarstrahlung R_s zu der potentiellen Strahlung (clear sky radiation) R_{so} [$\text{MJ m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$], welches als relative Solarstrahlung limitiert von $0,3 \leq R_s/R_{so} \leq 1,0$ bezeichnet wird, dar:

$$f_{cd} = 1,35 \frac{R_s}{R_{so}} - 0,35 \quad 4.7.2-10$$

Die potentielle Strahlung R_{so} wird durch den Parameter der Seehöhe z [m] und der extraterrestrischen Strahlung R_a [$\text{MJ m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$] berechnet:

$$R_{so} = (0,75 + 2 \cdot 10^{-5} z) R_a \quad 4.7.2-11$$

Die extraterrestrische Strahlung R_a [$\text{MJ m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$] (siehe Abbildung 58) ist definiert als die kurzwellige Solarstrahlung außerhalb der Erdatmosphäre (Allen *et al.* 2005). Sie kann folgendermaßen geschätzt werden:

$$R_a = \frac{24}{\pi} G_{sc} d_r [\omega_s \sin(\varphi) \sin(\delta) + \cos(\varphi) \cos(\delta) \sin(\omega_s)] \quad 4.7.2-12$$

wobei G_{sc} die Solarkonstante [$4,92 \text{ MJ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$], d_r die inverse relative Distanz Erde-Sonne [rad], ω_s den Stundenwinkel der Sonne [rad], φ die geographische Breite [rad] und δ die Sonnendeklination [rad] darstellt.

Die inverse relative Distanz Erde-Sonne d_r und die Sonnendeklination δ werden mit folgender Formel berechnet:

$$d_r = 1 + 0,033 \cos\left(\frac{2\pi}{365} J\right) \quad 4.7.2-13$$

$$\delta = 0,409 \sin\frac{2\pi}{365} J - 1,39 \quad 4.7.2-14$$

J wird dabei als die Nummer des Tages im Jahr zwischen 1 (1.Jänner) und 365 (31.Dezember) bezeichnet. Bei der Berechnung von d_r wird auf ein Schaltjahr nicht eingegangen.

Methodik

Der Stundenwinkel der Sonne ω_s [rad] ist gegeben durch:

$$\omega_s = \arccos[-\tan(\varphi)\tan(\delta)] \quad 4.7.2-15$$

Der *aktuelle Dampfdruck* e_a [kPa] wird näherungsweise aus dem Tagesmittel der relativen Luftfeuchtigkeit RH [%] berechnet:

$$e_a = e_s \frac{RH}{100} \quad 4.7.2-16$$

wobei e_s den Sättigungsdampfdruck [kPa] darstellt, welcher als Parameter zur Bestimmung des Feuchtegehalts in der Luft dient. Die Berechnung des Sättigungsdampfdruckes e_s sieht wie folgt aus:

$$e_s = \frac{e^0(T_{max}) + e^0(T_{min})}{2} \quad 4.7.2-17$$

wobei $e^0(T)$ die Sättigungsdampfdruckfunktion [kPa] darstellt und mit folgender Funktion berechnet wird:

$$e^0(T) = 0,6108 \exp \frac{17,27T}{T + 237,3} \quad 4.7.2-18$$

Der Bodenwärmestrom G [$\text{MJ m}^{-2} \text{Tag}^{-1}$] stellt die transportierte Energiemenge dar, die von einer wärmeren zu kälteren Bodenschicht fließt (Häckel 2005). Für Berechnungen der Bodenwärmestromdichte in wöchentlichen, täglichen oder auch Zehn Tagen Perioden kann diese aufgrund der im Vergleich zu der Nettostrahlung R_n geringen Größe vernachlässigt werden, so dass gilt (Allen *et al.* 2005):

$$G_{Tag} = 0 \quad 4.7.2-19$$

Die Beziehung zwischen Sättigungsdampfdruck und Temperatur beschreibt die Steigung der Sättigungsdampfdruck-Temperatur Kurve Δ [$\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$] und wird in folgender Gleichung ermittelt:

$$\Delta = \frac{2503 \exp \frac{17,27T}{T + 237,3}}{(T + 237,3)^2} \quad 4.7.2-20$$

Die Psychrometerkonstante γ [$\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$] dient zur Bestimmung der Luftfeuchtigkeit und ist höhen und druckabhängig:

$$\gamma = 0,000665 P \quad 4.7.2-21$$

wobei P den durchschnittlichen atmosphärischen Druck als Funktion der Seehöhe z darstellt.

$$P = 101,3 \left(\frac{293 - 0,0065 z}{293} \right)^{5,26} \quad 4.7.2-22$$

Die Windgeschwindigkeit u_2 [m s^{-1}] bezeichnet die gemessene Windgeschwindigkeit in zwei Meter Höhe. An meteorologischen Wetterstationen wird jedoch die Windgeschwindigkeit in zehn Metern Höhe gemessen, daraus folgt zur Anpassung der Messung in 2 Metern Höhe ein logarithmisches Windgeschwindigkeitsprofil mit folgender Formel:

$$u_2 = u_z \frac{4,87}{\ln(67,8 z_w - 5,42)} \quad 4.7.2-23$$

wobei z_w die Seehöhe der gemessenen Windgeschwindigkeitshöhe [m] und u_z die gemessene Windgeschwindigkeit in z_w Metern Höhe [m s^{-1}] darstellt.

Das Sättigungsdefizit v_{pd} [kPa] ergibt sich aus der Differenz des Sättigungsdampfdruckes e_s und des aktuellen Dampfdruckes e_a (für die Berechnung von e_s und e_a siehe Gleichung 4.7.2-16 und 4.7.2-17).

Die mittlere Tageslufttemperatur T [$^{\circ}\text{C}$] für tägliche Berechnungen ist hier definiert als:

$$T = \frac{T_{max} + T_{min}}{2} \quad 4.7.2-24$$

Wobei T_{max} als die mittlere maximale Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$] und T_{min} als die mittlere minimale Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$] darstellt.

Mit diesen für tägliche Zeitabschnitte beschriebenen Gleichungen nach Allen (1998) und den verfügbaren meteorologischen Basisdaten (siehe S.56) kann die Gras-Referenzverdunstung berechnet werden.

Erweitertes Verdunstungsmodell der Gras-Referenzverdunstung auf Basis des Pflanzenkoeffizientfaktors k_c („crop coefficient“):

Da Schotterrasenflächen mit Saatgut - auf unseren Versuchsflächen mit einer speziellen Gumpensteiner Schotterrasenmischung - besät werden, ändern sich durch das aufbauende Pflanzenwachstum die Verdunstung und damit der gesamte Bodenwasserhaushalt. Um diese Änderungen des Bodenwasserhaushaltes durch die sich entwickelnde Rasenmischung gerecht zu werden, muss die Verdunstungsberechnung korrigiert werden.

So folgt der Eingangsgröße der potentiellen bzw. der hier verwendeten Gras-Referenzverdunstung für die Bestimmung der tatsächlichen Verdunstung an Schotterrasenflächen einer Korrektur.

Durch das Verdunstungsmodell des Pflanzenkoeffizientfaktors wird damit der wichtige Einfluss der k_c Faktoren in Abhängigkeit der Bewirtschaftung von Schotterrasenflächen auf den Bodenwassergehalt erläutert und diskutiert.

Die Gras-Referenzverdunstung wird laut Allen (1998) auf eine Randbedingung von 12 cm Wuchshöhe definiert. Da die Vegetation auf Schotterrasen zu Beginn der Anlage auf nahezu 0 cm liegt und im Laufe der Vegetationsentwicklung allmählich steigt bzw. bei entsprechenden

Pflegemaßnahmen durch Schnitte wieder sinkt und ab Ende der Vegetationsperiode in den Wintermonaten einen niedrigeren Bestand aufweist, muss der Faktor der Wuchshöhe in der Verdunstungsanalyse mit berücksichtigt werden. Daher sind die Voraussetzungen einer genauen potentiellen und in weiterer Folge tatsächlichen Verdunstungsberechnung nur durch die genaueste Bestimmung pflanzenspezifischer Korrekturfaktoren gegeben.

Solch pflanzenspezifische Korrekturen können laut Allen (1998) mit einem sogenannten k_c Faktor (Pflanzenkoeffizientfaktor), welcher in der Landwirtschaft eine wichtige Rolle spielt und die Pflanzenentwicklung als auch ihren Wasserverbrauch beschreibt, erfolgen. Um die reale Verdunstung von Pflanzenbeständen zu erhalten, wird dieser Korrekturfaktor mit der Gras-Referenzverdunstung ET_0 multipliziert:

$$ET_{max} = k_c * ET_0 \quad 4.7.2-25$$

wobei ET_{max} die maximale Verdunstung (crop evapotranspiration) [$mm \cdot Tag^{-1}$] und der k_c Faktor den Pflanzenkoeffizientfaktor (crop coefficient) [dim] beschreibt.

Der k_c Faktor beschreibt die Transpiration und die Evaporation eines Pflanzenbestandes unter den lokal vorherrschenden klimatischen Bedingungen. Dabei treten geringere k_c Werte in humiden gemäßigten Klimaten bei abnehmenden Windgeschwindigkeiten auf, während sich höhere k_c Werte in ariden Klimaten bei zunehmenden Windgeschwindigkeiten finden und somit für eine höhere Verdunstung sorgen. Die in der FAO Anleitung nach Allen (1998) beschriebenen differenzierteren Berechnungen der Evapotranspiration von Pflanzenbeständen mittels des basal crop coefficient (k_{cb}) und des soil evapotranspiration coefficient (k_e), welche die Transpiration der Pflanze und die Evaporation aus dem Boden beschreiben, werden in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

Unterschiedlichste k_c Werte für unterschiedlichste Pflanzenbestände sind in der FAO Guideline nach Allen (1998) in Tabellen festgehalten. Generell liegen die Werte um Eins und werden in den Tabellen in vier Stadien der Pflanzenentwicklung eingeteilt. Diese Stadien berücksichtigen die unterschiedliche Verdunstungsleistung von Pflanzenbeständen anhand ihrer Entwicklungsstufe. Dabei wird zwischen einem Initialstadium (k_{cini}), einem Entwicklungsstadium (k_{cdev}), einem mittleren Stadium (k_{cmid}) und einem Endstadium (k_{cend}) der Pflanzenentwicklung unterschieden.

Im Falle eines Schotterrasens werden die in der FAO Guideline genannten Werte eines „Extensive Grazing“ Pflanzenbestandes herangezogen (siehe Tabelle 9) und hinsichtlich der lokalen Gegebenheiten der beiden Aufbaumaterialien (Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial) adaptiert. Weiters werden Schnitthäufigkeiten und aufgrund der lokalen Witterungsbedingungen Schnittzeitpunkte einer extensiven Bewirtschaftung angenommen, um dafür bestmögliche Pflanzenkoeffizientfaktoren für Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterialien für die Verdunstungsanalyse und in weiterer Folge für die Versickerungsratenmodellierung zu bestimmen (siehe 4.7.2.4).

Tabelle 9: k_c Werte eines „extensive grazing“ Bestandes (Allen 1998)

Crop	k_{cini}	k_{cmid}	k_{cend}	Maximum Crop Height (h) (m)
Grazing Pasture				
Rotated Grazing	0,40	0,85-1,05	0,85	0,15-0,30
Extensive Grazing	0,30	0,75	0,75	0,10

Interzeptionsverdunstung auf Basis des Blattflächenindex LAI (leaf area index):

Neben der Bedeutung der Pflanzenentwicklung und deren Wasserverbrauches mittels des Pflanzenkoeffizientfaktors k_c für die Verdunstungsanalyse und damit für den Bodenwasserhaushalt von Schotterrasenflächen wird zudem der Einfluss der an den Blättern und Zweigen der Pflanzen hängengebliebenen und verdunsteten Wassermenge auf den Bodenwasserhaushalt diskutiert.

Die Verdunstung der an der Pflanzenoberfläche hängengebliebenen Wassermenge wird als der Vorgang der Interzeption bzw. der Interzeptionsverdunstung bezeichnet (Häckel 2005, Schöninger und Dietrich 2008). Erhebliche Wassermengen verdunsten dabei sofort, ohne je den Erdboden zu erreichen, nur ein kleiner Anteil läuft zum Erdboden ab (Häckel 2005, Schöninger und Dietrich 2008).

Die Interzeptionsverdunstung, stellt neben der Evaporation und Transpiration einen großen Anteil der Gesamtverdunstung dar, die maßgeblich durch die Landnutzung und der Pflanzenentwicklung bestimmt wird (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002). Bei Schotterrasenflächen stellen Transpiration und Interzeptionsverdunstung die Hauptanteile der Verdunstung dar, müssen aber je nach der Anlagezeit der Flächen und Anbauzeit der Rasenmischung differenziert berücksichtigt werden. Die Evaporation spielt im Laufe der Zeit aufgrund der immer stärker bewachsenen Oberfläche eine geringere Rolle, im Dauergrünland ist sie durch die dauernde Bodenbedeckung sogar vernachlässigbar (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002).

Um den Einfluss der Interzeptionsverdunstung auf die tatsächliche Verdunstung an Schotterrasenflächen und in weiterer Folge dadurch auf den Bodenwasserhaushalt und die zu ermittelnden Grundwasserneubildungsraten zu berücksichtigen, wird auf das im Merkblatt ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. (2002) hingewiesene Modell nach Disse (1995) zurückgegriffen.

Die folgenden Parameter zur Berechnung des Bodenwasserhaushaltsmodells mit Berücksichtigung der Interzeptionsverdunstung werden mit den hier angeführten Gleichungen nach dem ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. Regelwerk (2002) – sofern nicht anders angegeben- bestimmt bzw. aus den Versuchsflächen und Vegetationsaufnahmen (siehe Kapitel 5.4) heraus geschätzt.

Ausgehend von der berechneten Gras-Referenzverdunstung ET_0 (siehe Gleichung 4.7.2-6) und dem Pflanzenkoeffizienten k_c ist die Interzeptionshöhe I für die weitere Berechnung der tatsächlichen Verdunstung mit Rücksicht auf die Interzeptionsverdunstung E_i zu bestimmen (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002).

Als Interzeptionshöhe wird das gespeicherte Wasservolumen von Niederschlägen an Pflanzen und anderen Oberflächen bezeichnet (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002, DIN 4049-3 1994). Nach Hoyningen-Huene (1983) ist die Interzeptionshöhe abhängig von der Höhe des Einzelniederschlags im Freiland N und des Blattflächenindexes LAI (leaf area index) bei landwirtschaftlichen Kulturen und kann mittels Tabelle 8 bzw. Messungen (siehe Kapitel 4.5.2.2) dokumentiert werden. Der Blattflächenindex LAI beschreibt dabei das Maß für die Dichte des Blätterdaches eines Pflanzenbestandes. Er gibt an, wie oft eine Bestandsoberfläche mit Blättern abgedeckt werden könnte. Die Interzeption nimmt mit dichter werdenden Blattflächen zu. Bei hohen Niederschlagsmengen können daher große Blattmassen erhebliche Interzeptionsverluste bewirken, nur bei kleinen

Methodik

Niederschlagsmengen lässt dichtes Laub aufgrund der gegenseitigen Abschirmung die Interzeptionskurven wieder rückläufig machen. Dünnes Blattwerk hingegen erreicht schon bei Niederschlägen von 10 bis 12 mm seine maximale Speicherkapazität (Häckel 2005).

Der Blattflächenindex kann an den Versuchsflächen mithilfe eines AccuPAR PAR/LAI ceptometer model LP-80 bestimmt bzw. anhand der Vegetationsentwicklung abgeschätzt werden (siehe Kapitel 4.5.2.2).

Der Pflanzenkoeffizientfaktor k_c [dim] und die Gras-Referenzverdunstung ET_0 wird für die Bestimmung der potentiellen Verdunstung hier ET_{max} herangezogen:

$$ET_{max} = k_c * ET_0 \quad 4.7.2-26$$

Die für die Bestimmung der Interzeptionsverdunstung E_i wichtige Größe der Interzeptionshöhe I kann nach folgender Interzeptionsformel von Hoyningen-Huene (1983) berechnet werden:

$$I = -0,42 + 0,245 N + 0,2 LAI - 0,011 N^2 + 0,0271 N * LAI - 0,0109 LAI \quad 4.7.2-27$$

wenn $N < N_{gr}$

$$I_{max} = 0,935 + 0,498 LAI - 0,00575 LAI^2 \quad 4.7.2-28$$

wenn $N > N_{gr}$

wobei I die Interzeptionshöhe [mm], N der Freilandniederschlag [mm], LAI der Blattflächenindex (leaf area index) und N_{gr} den Grenzregen [l/m^2], bei dem das je nach Entwicklungszustand maximale Rückhaltevermögen von Pflanzenbeständen, die maximale Interzeptionshöhe I_{max} erreicht wird, darstellt. Bei wachsendem I_{max} Wert steigt auch der N_{gr} Wert.

Der Grenzregen lässt sich aus dem Blattflächenindex wie folgt berechnen:

$$N_{gr} = 11,05 + 1,223 LAI \quad 4.7.2-29$$

Eine weitere wichtige Kenngröße, um die Interzeptionsverdunstung zu berechnen, ist diejenige Wassermenge I_A , die sich eventuell zu Beginn des Tages noch im Interzeptionsspeicher befindet, wenn am Vortag die Interzeptionsverdunstung E_i kleiner war als die Interzeptionshöhe I dieses Tages:

$$I = I_{max} - I_A \quad 4.7.2-30$$

wenn $I_A + I \leq I_{max}$

Ebenfalls gilt folgende Beziehung, wenn am Ende des Tages eine Wassermenge I_E im Interzeptionsspeicher zurückbleibt, die nicht verdunstet wurde:

$$I_E = I_A + I - E_I \quad 4.7.2-31$$

wenn $I_A + I - E_I < I_{max}$

Methodik

$$I_E = I_{max} \quad 4.7.2-32$$

wenn $I_A + I - E_I = I_{max}$

Die Interzeptionsverdunstung E_i [mm] wird durch folgende Randbedingungen gegeben:

$$E_I = ETmax \quad 4.7.2-33$$

wenn $I_A + I > ETmax$

$$E_I = I_A + I \quad 4.7.2-34$$

wenn $I_A + I \leq ETmax$

Um in weiterer Folge den Gang der Bodenfeuchte zu berechnen, muss der auf die Bodenoberfläche fallende Niederschlag N^* sowie die auf die Bodenoberfläche vorherrschende potentielle Verdunstung aus der Differenz von Freilandniederschlag und Interzeptionsverdunstung gebildet werden:

$$N^* = N - E_I + I_A - I_E \quad 4.7.2-35$$

$$ETmax^* = ETmax - E_I \quad 4.7.2-36$$

Die Korrektur der Gras-Referenzverdunstung durch die Interzeptionsgröße berücksichtigt den Einfluss der Interzeptionsverdunstung im Zuge der Pflanzenentwicklung an Schotterrasenflächen. Das Modell der Interzeptionsverdunstung wird mit demselben Modell, nur ohne Berücksichtigung der Pflanzenentwicklung, verglichen, um die Bedeutung der Interzeption mit dem Pflanzenkoeffizientfaktor k_c hinsichtlich der Verdunstung zu erklären.

Bestimmung der tatsächlichen Evapoaration ETR

Die tatsächliche Evaporation ETR bzw. ETR^* (korrigierte tatsächliche Evaporation an der Bodenoberfläche) weist im Gegensatz zu den vorhin beschriebenen Methoden zur Ermittlung der potentiellen Evaporation ETP aufgrund der eingeschränkten Wasserverfügbarkeit geringere Werte auf. Dies lässt sich durch den Bodenspeicher erklären.

Die reale Verdunstung ist, wenn keine wägbaren mit Tensiometer ausgestatte Lysimeter vorhanden sind, eine schwer zu erfassende Größe. In dieser Arbeit wird daher die reale Verdunstung des Standortes Gumpenstein mittels einer einfachen linearen Beziehung, wie nach Dyck und Peschke (1995) beschrieben, bestimmt. In dieser wird eine lineare Reduktionsfunktion angenommen, in der bis zu einem gewissen Korrekturfaktor (Schwellenwert), welcher sich nach Matthes und Ubell (2003) aus der nutzbaren Feldkapazität ableiten lässt, die tatsächliche Verdunstung der potentiellen Verdunstung entspricht.

In den folgenden Gleichungen wird ein Schwellenwert von 70% Bodenwassergehalt verwendet, das heißt dass ab einem Bodenwassergehalt von $> 70\%$ der nutzbaren Feldkapazität die tatsächliche Verdunstung der Gras-Referenzverdunstung entspricht. Beträgt der Bodenwassergehalt $< 70\%$ der nutzbaren Feldkapazität, so wird eine lineare Abnahme unterstellt bis die tatsächliche Verdunstung gleich Null beträgt, wenn der Bodenspeicher S_B gleich Null ist. Der Bodenwassergehalt, sprich die relative Bodenfeuchte W_{rel} in %, steuert dabei den Relativwert der Verdunstung, bezogen auf den maximal möglichen Wert, und es lässt

sich der Anteil des Maximalwertes errechnen, der in der Zeiteinheit tatsächlich dem Bodenspeicher entzogen wird (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002). Im Regelwerk ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. (2002) wird in diesem Zusammenhang eine Vielzahl von Ansätzen unterschiedlicher Autoren angesprochen (siehe Abbildung 59). Der in den folgenden Gleichungen benutzte Schwellenwert von 70 % Bodenwassergehalt wird auch in der Kurve e nach Van Bavel (1966) verwendet.

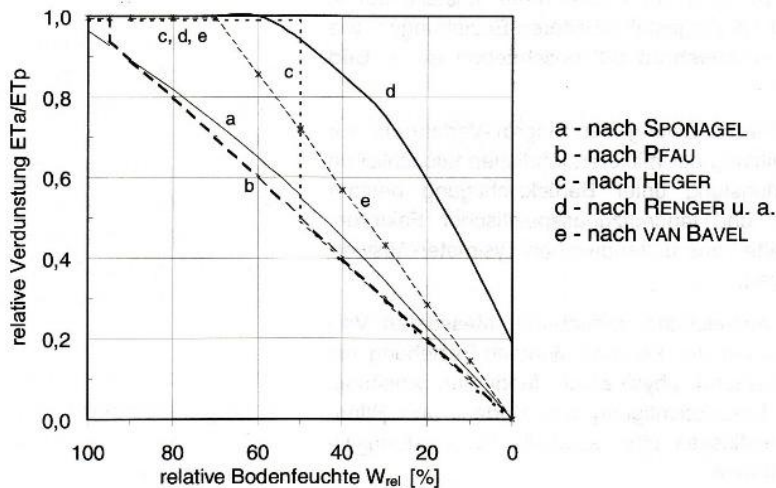


Abbildung 59: Abhängigkeit der relativen Verdunstung vom relativen Bodenvasservorrat (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002)

Aus der wichtigen Eingangsgröße der nutzbaren Feldkapazität kann durch die Differenz von Niederschlag N und der tatsächlichen Verdunstung an der Bodenoberfläche ETR^* der Bodenspeicher S bestimmt werden. Die auf den Interzeptionseinfluss korrigierte tatsächliche Verdunstung ETR lässt sich dann wie folgt berechnen:

$$ETR = ETR^* + E_i \quad 4.7.2-37$$

Die nutzbare Feldkapazität wird anfänglich im Modell ohne die erweiterten und korrigierten potentiellen Verdunstungswerte aus Literaturangaben geschätzt. Die Modelle unter Berücksichtigung der jahreszeitlich unterschiedlichen Korrekturwerte, welche der Einflüsse der Pflanzenparameter und der Landnutzung auf die Verdunstung gerecht werden (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002), werden durch den Vergleich mit den gemessenen Sickerwasserraten auf ideale nFK Werte kalibriert

Nach Matthes und Ubell (2003) wird davon ausgegangen, dass zu Beginn der Vegetationsperiode der Speicher vollständig gefüllt ist, daher wird der Bodenspeicher des ersten Tages S_i gleich der nutzbaren Feldkapazität (nFK) gesetzt. Wenn die Differenz der monatlichen Berechnung von Niederschlag N [mm] und der auf die Interzeptionsverdunstung korrigierten potentiellen (maximalen) Verdunstung $ET_{max}^* < 0$ ergibt, wird das Defizit der nutzbaren Feldkapazität abgezogen.

An jedem darauffolgenden Tag S_{Bi+1} wird der Bodenspeicher des vorherigen Tages dazu summiert:

$$S_{Bi+1} = N - ETR^* + S_i \quad 4.7.2-38$$

wenn $N - ETR^* + S_{Bi+1} < nfk$, ansonsten ist der Bodenspeicher der Feldkapazität gesättigt.

Weiters wird davon ausgegangen, dass ab einem Bodenwassergehalt von $> 70\%$ der nutzbaren Feldkapazität die tatsächliche Verdunstung der potentiellen bzw. der Gras Referenz-Verdunstung entspricht. Das Verhältnis $ETR^*/ETmax^*$ wird aufgrund der stückweisen linearen Reduktionsfunktion mit

$$\frac{ETR^*}{ETmax^*} = \frac{S}{0,7} * nfk \quad 4.7.2-39$$

wenn $S < 0,7 * nfk$ bestimmt.

Die reale Evapotranspiration ETR^* wird mit folgender Formel bestimmt:

$$ETR^* = \frac{ETR^*/ETmax^*}{* ETmax^*} \quad 4.7.2-40$$

wenn $S < 0,7 * nfk ; N - ETmax^* < 0$

Bestimmung der Grundwasserneubildung bzw. Versickerung

Mit den Inputdaten Niederschlag, für Schotterrasenflächen modifizierte Gras Referenz- und tatsächliche Verdunstung lassen sich Grundwasserneubildungsraten der Schotterrasenflächen bestimmen. Im Falle der Verwendung von Schwerkraftlysimetern ist der Zugang von infiltriertem Wasser nicht automatisch bis zum Grundwasser gegeben sondern nur bis zur künstlich geschaffenen Bodenplatte, daher wird im Folgenden statt Grundwasserneubildungsraten von Versickerungsraten gesprochen.

Die Versickerung GWN wird mit

$$GWN = N - ETR + nkf(t = 0) - nkf(t = max) \quad 4.7.2-41$$

bestimmt,

wenn $N - ETR + nkf(t = 0) > nkf(t = max)$.

An jedem darauffolgenden Tag wird der Bodenspeicher S_B des aktuellen Tages hinzusummiert und die nutzbare Feldkapazität subtrahiert:

$$GWN = N - ETR + S - nfk \quad 4.7.2-42$$

wenn $N - ETR + S > nfk$

4.7.2.2 Kalibrierung

Die *Kalibrierung* des Modells erfolgt mit Sickerwassermengen, die an den Schwerkraftlysimetern durch die unter dem Boden des Quaders befindlichen Plastikbehälter gespeichert und anschließend abgewogen wurden (siehe Kapitel 4.6).

Durch die Kalibrierung der Sickerwassermengen mit den berechneten Sickerwasserraten können bestmögliche nutzbare Feldkapazitätswerte für Schotterrasenflächen bestimmt werden. Ebenso können damit die idealen Schwellenwerte der Bodenwassergehalte erfasst werden, bis zu welchen Prozentwerten der nutzbaren Feldkapazitäten eine lineare Abnahme getätigt wird bis die tatsächliche Verdunstung gleich Null beträgt bzw. ab welchen Werten die tatsächliche Verdunstung der Gras-Referenzverdunstung entspricht (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002).

4.7.2.3 Sensitivitätsanalyse und Parameterstudie

Das Bodenwasserhaushaltsmodell für Schotterrasenflächen wird einer Sensitivitätsanalyse und einer Parameterstudie unterzogen. Dabei soll gezeigt werden, wie sensitiv die Modellergebnisse (Sickerwasserraten) einerseits bei unterschiedlichen Schwellenwerten des Bodenwassergehalts und andererseits bei unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitätswerten reagieren. Die Parameterstudie soll die Modellergebnisse (Sickerwasserraten) in Bezug auf einzelne Parameter diskutieren. Das Modell wird zunächst ohne die Parameter Pflanzenkoeffizient und LAI (Interzeption) kalibriert und die Versickerungsraten bestimmt. Im nächsten Schritt wird der Pflanzenkoeffizientfaktor k_c in das Modell miteinbezogen und die daraus resultierenden Versickerungsraten berechnet. Zum Schluss wird die Interzeption mitberücksichtigt und die modellierten Versickerungsraten mit den vorherig bestimmten verglichen, um den wichtigen Einfluss der pflanzentechnischen Parameter auf den Bodenwasserhaushalt von Schotterrasenflächen zu erläutern und zu diskutieren.

4.7.2.4 Prognose

Da die Bewirtschaftung von Schotterrasenflächen nach Köninger (2003) je nach Vegetationsentwicklung durch zweimaliges Mähen und laut FLL (2008) durch drei bis sechs Schnitte erfolgen sollte, werden mit dem Modell Versickerungsratenprognostiziert, die sich an Schotterrasenflächen mit Aufbau von Kalkschottermaterial als auch mit Baustoffrecyclingmaterial durch zwei bzw. dreijährige Nutzungen ergeben. Dabei werden die Witterungsbedingungen des Untersuchungszeitraumes von Gumpenstein herangezogen, um damit die Häufigkeiten der Nutzungen und die für diese Klimate idealen Schnittzeitpunkte (Schaumberger 2011) zu bestimmen und diese mit anderen Gebieten in inneralpinen Regionen vergleichen zu können.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Wasserdurchlässigkeitsbestimmungen

5.1.1 Guelph Permeameter

Die Messungen für die Bestimmung der Durchlässigkeitsbeiwerte mittels des Guelph Permeameters der Firma UMS wurden für beide Aufbaumaterialien am 29. Juli 2013 auf der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße durchgeführt.

An einem sonnigen, trockenen, 22°C warmen, leicht windigen Tag, am 29. Juli 2013, ergaben die Messungen am Kalkschotter Infiltrationsraten von 8 cm/min bei 5 cm Einstauhöhe bzw. 13 cm/min bei 10 cm Einstauhöhe (siehe Anhang, Tabelle 22). Daraus ergibt sich ein Durchlässigkeitsbeiwert von $5,96 \cdot 10^{-3}$ cm/s (entspricht $5,96 \cdot 10^{-5}$ m/s) bzw. ein Matrixflusspotential von $8,81 \cdot 10^{-2}$ cm²/s. Aus der Division der feldgesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und des Matrixflusspotentials ergibt sich ein α -Wert von $0,068 \text{ cm}^{-1}$. Dieser berechnete Strukturparameterwert entspricht nach Elrick *et al.* (1989) mehr dem eines feinsandigen als grobkörnigen Bodens. Für grobkörnige Böden läge dieser nach Elrick *et al.* (1989) (siehe Tabelle 3, Kapitel 4.2.2) bei $0,36 \text{ cm}^{-1}$.

Die Berechnungen der einzelnen Einstauhöhen (single head calculation) ergeben sowohl mit dem berechneten α Wert für Kalkschottermaterial von $0,068 \text{ cm}^{-1}$ als auch mit dem nach Elrick *et al.* (1989) angenommenen α Wert für grobkörniges Material von $0,36 \text{ cm}^{-1}$ sehr ähnliche Durchlässigkeitsbeiwerte von 10^{-4} bis 10^{-5} m/s und Matrixflusspotentiale von 10^{-2} cm²/s. Jedoch ergibt sich mit dem höheren α -Wert von $0,36 \text{ cm}^{-1}$ nach Elrick *et al.* (1989) ein etwas höherer Durchlässigkeitsbeiwert bzw. Matrixflusspotentialwert als jener mit dem berechneten Strukturparameterwert von $0,068 \text{ cm}^{-1}$.

Beim Baustoffrecyclingmaterial stellte sich bei 5 cm Einstauhöhe eine Infiltrationsrate von 7 cm/min und bei 10 cm Einstauhöhe von 12 cm/min ein (siehe Anhang, Tabelle 23). Daraus ergibt sich eine feldgesättigte hydraulische Leitfähigkeit von $7,04 \cdot 10^{-3}$ cm/s (entspricht $7,04 \cdot 10^{-5}$ m/s) bzw. ein Matrixflusspotential von $6,50 \cdot 10^{-2}$ cm²/s. Der aus diesen beiden Größen ermittelte α -Wert beträgt $0,108 \text{ cm}^{-1}$ und liegt demnach höher als jener des Kalkschottermaterials von $0,068 \text{ cm}^{-1}$. Der im Baustoffrecyclingmaterial ermittelte Strukturparameterwert von $0,108 \text{ cm}^{-1}$ entspricht nach Elrick *et al.* (1989) (siehe Tabelle 3) etwa einem strukturierten tonigen bis lehmigen Boden sowie einem mittleren bis feinsandigen Boden.

Die Berechnung der Einstauhöhe mit einem für Baustoffrecyclingmaterial nach Elrick *et al.* (1989) angenommenen α -Wert von 0,12 (siehe Tabelle 3) bzw. mit dem aus der feldgesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und des Matrixflusspotentials ermittelten α -Wert von $0,108 \text{ cm}^{-1}$ ergibt sehr ähnliche Durchlässigkeitsbeiwerte von 10^{-5} m/s und Matrixflusspotentiale von 10^{-2} cm²/s. Der höhere Strukturparameterwert von $0,12 \text{ cm}^{-1}$ ergibt wie beim Kalkschottermaterial wiederum etwas höhere Werte für Leitfähigkeit und Matrixflusspotential als jene mit dem berechneten α -Wert von $0,108 \text{ cm}^{-1}$ (siehe Tabelle 10).

Nach den Messungen des Guelph Permeameters zu schließen, weisen die feldgesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten im Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial sehr ähnliche Werte in der Größenordnung von 10^{-5} m/s auf. Tendenziell wurden jedoch nach diesen

Messungen zufolge im Baustoffrecyclingmaterial höhere hydraulische Leitfähigkeiten und damit verbundene niedrigere Matrixflusspotentiale als im Kalkschottermaterial gemessen. Die Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterialien der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße entsprechen nach DIN 18130-1 (1998) einer mittleren Wasserdurchlässigkeit und einem feinkörnig bis schluffigen Sand.

Tabelle 10: Ergebnisse der feldgesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten k_{fs} [m/s], Matrixpotentialen θ_m [cm²/s] und Strukturparametern [cm⁻¹] mittels Guelph Permeameters am Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße

Datum	BM	k_{fs} [m/s]	θ_m [cm ² /s]	α [cm ⁻¹]
29.7.13	Kalk	5,96 10⁻⁵	8,81 10⁻²	0,068
		single head calculation (5 cm Einstauhöhe): 5,88 10 ⁻⁵	8,65 10 ⁻²	0,068
		single head calculation (10 cm Einstauhöhe): 3,89 10 ⁻⁵	5,73 10 ⁻²	0,068
		single head calculation (5 cm Einstauhöhe): 1,41 10 ⁻⁴	2,61 10 ⁻²	0,36
		single head calculation (10 cm Einstauhöhe): 7,4 10 ⁻⁵	1,3 10 ⁻²	0,36
29.7.13	BSRM	7,04 10⁻⁵	6,50 10⁻²	0,108
		single head calculation (5 cm Einstauhöhe): 6,92 10 ⁻⁵	6,41 10 ⁻²	0,108
		single head calculation (10 cm Einstauhöhe): 4,59 10 ⁻⁵	4,25 10 ⁻²	0,108
		single head calculation (5 cm Einstauhöhe): 7,37·10 ⁻⁵	2,25 10 ⁻²	0,12
		single head calculation (10 cm Einstauhöhe): 4,82 10 ⁻⁵	1,2 10 ⁻²	0,12

5.1.2 Ausschüttversuch

Der Ausschüttversuch wurde nach RVS 11.06.29 (2004) an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter sowie an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße durchgeführt und aus den daraus ermittelten Versickerungszeiten die hydraulischen Durchlässigkeiten der Flächen bestimmt.

An einem 18°C warmen bewölkten Frühsommertag, am 30. Mai 2013 ergaben die Messungen an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter im Kalkschottermaterial nach drei Wiederholungsmessungen Versickerungszeiten von 13, 6 und 5 Minuten (siehe Anhang, Tabelle 24). Die aus diesen Versickerungszeiten ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte liegen bei 10⁻⁷-10⁻⁸ m/s. Im Baustoffrecyclingmaterial wurden Versickerungszeiten von 18, 11 und 18 Minuten gemessen (siehe Anhang, Tabelle 25), es ergeben sich dadurch Durchlässigkeitsbeiwerte in der Größenordnung von 10⁻⁸-10⁻⁹ m/s.

Im August 2013, an einem 28°C sonnigen Sommertag ergab der Ausschüttversuch an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße im Kalkschottermaterial Durchlässigkeitsbeiwerte von 10⁻⁵ bis 10⁻⁶ m/s und im Baustoffrecyclingmaterial 10⁻⁶ m/s (siehe Tabelle 11).

Die Messungen des Ausschüttversuches ergaben in den Kalkschottermaterialien höhere Durchlässigkeitsbeiwerte als in den Baustoffrecyclingmaterialien. An der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter wurden aufgrund der stark verdichteten Einbauweise der Flächen (siehe Kapitel 5.2, 5.3) niedrigere Durchlässigkeiten als jene an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße gemessen.

Nach dem Ausschüttversuch auf der Versuchsfläche 1 - Schwerkraftlysimeter zu schließen, wird nach DIN 18130-1 (1998) das Kalkschottermaterial als schwach durchlässig, das Baustoffrecyclingmaterial hingegen als sehr schwach durchlässig angesehen.

Beide Materialien entsprechen hinsichtlich der Durchlässigkeit demzufolge einem tonigen Schluff.

Auf der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße entsprach sowohl das Kalkschottermaterial als auch das Baustoffrecyclingmaterial nach DIN 18130-1 (1998) einem durchlässigen Bereich sowie nach den Größenordnungen der Durchlässigkeitsbeiwerte der einzelnen Korngrößen zu schließen, einem schluffigen Sand.

Tabelle 11: Ergebnisse des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f [m/s] nach dem Ausschüttversuch am Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter und Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

Datum	Versuchsfläche	BM	k_f [m/s]
30.5.2013	1	Kalk	$1,06 \cdot 10^{-8}$
	1		$1,10 \cdot 10^{-7}$
	1		$8,08 \cdot 10^{-8}$
30.5.2013	1	BSRM	$5,28 \cdot 10^{-9}$
	1		$1,51 \cdot 10^{-8}$
	1		$5,28 \cdot 10^{-9}$
8.2013	2	Kalk	$6,91 \cdot 10^{-6}$
	2		$1,23 \cdot 10^{-5}$
	2		$1,05 \cdot 10^{-5}$
8.2013	2	BSRM	$2,66 \cdot 10^{-6}$
	2		$3,96 \cdot 10^{-6}$
	2		$7,50 \cdot 10^{-6}$

5.1.3 Korngrößenverteilung

Die ermittelten Korngrößen auf der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße ergaben für das Kalkschottermaterial größte Anteile der Fraktionen 10-20 mm und 20-35 mm als auch < 1 mm. Im Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße dominiert hingegen die Korngröße < 1 mm, gefolgt von den Fraktionen 10-20 mm und 20-35 mm (siehe Abbildung 60, Abbildung 61).

Ergebnisse und Diskussion

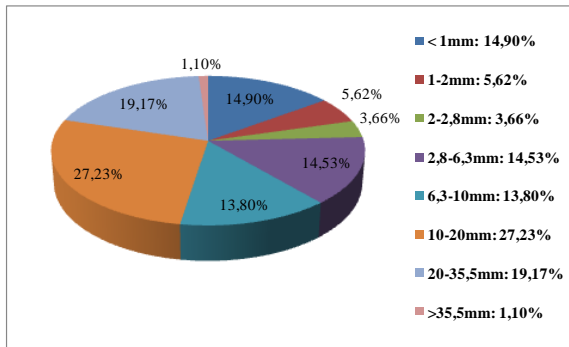


Abbildung 60: Schematische Abbildung der einzelnen Kornfraktionen von <1 mm bis >35,5 mm für Kalkschottermaterial

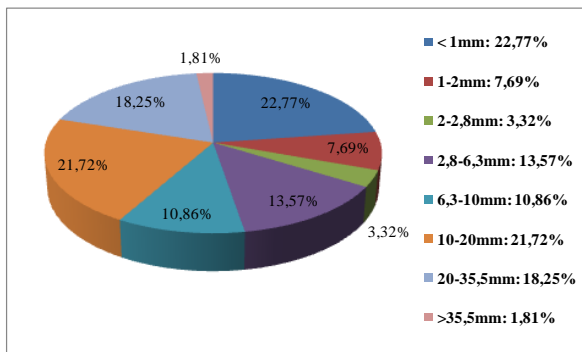


Abbildung 61: Schematische Abbildung der einzelnen Kornfraktionen von <1 mm bis >35,5 mm für Baustoffrecyclingmaterial

Die Darstellung der ermittelten Korngrößenfraktionen des Kalkschottermaterials als auch des Baustoffrecyclingmaterials in einer Kornsummenkurve, lässt deutlich die feineren Kornfraktionen des Baustoffrecyclingmaterials erkennen. Keines der beiden Materialien passt allerdings in die laut FLL (2008) empfohlene Sieblinie (siehe Abbildung 62) für Schotterrasen hinein. Das Kalkschottermaterial liegt jedoch nur knapp unter der Untergrenze der geforderten Sieblinie, das Baustoffrecyclingmaterial liegt hingegen aufgrund seiner höheren Massenanteile der Sandkörner deutlich über der Obergrenze der in der Richtlinie der FLL (2008) geforderten Sieblinie.

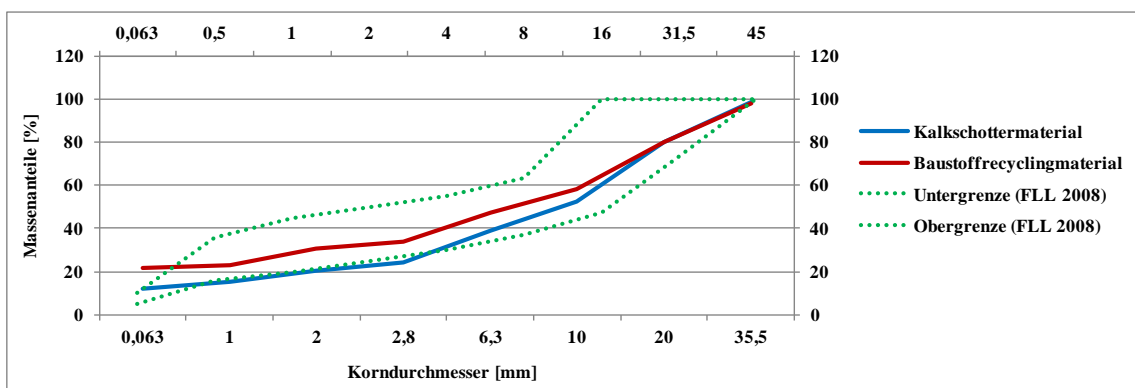


Abbildung 62: Kornsummenkurve des Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterials sowie des empfohlenen Sieblinienbereiches für Schotterrasen nach FLL (2008)

Da bei den zu testenden Bodenproben die Ungleichförmigkeit $U=d_{k60}/d_{k10}$ größere Werte als 5 aufweist, wird die hydraulische Durchlässigkeit nach der abgewandelten Hazen-Formel nach Beyer (1964) berechnet. Dabei ergibt sich beim Kalkschottermaterial ein Durchlässigkeitsbeiwert von $1,5 \cdot 10^{-5}$ m/s (entspricht $1,5 \cdot 10^{-3}$ cm/s) und beim Baustoffrecyclingmaterial aufgrund des höheren Sandanteils eine geringere Leitfähigkeit von nur $2,4 \cdot 10^{-6}$ m/s (entspricht $2,4 \cdot 10^{-4}$ cm/s).

Für die in der FLL (2008) geforderte Sieblinie wurde ebenfalls anhand der Formel nach Beyer (1964) die hydraulische Durchlässigkeit mit einem Maximalwert von $6 \cdot 10^{-5}$ m/s und einem Mindestwert von $2,2 \cdot 10^{-5}$ m/s berechnet (siehe Tabelle 12).

Die Durchlässigkeiten des Kalkschottermaterials und der in der FLL (2008) geforderten Sieblinie entsprechen nach DIN 18130-1 (1998) einem durchlässigen Bereich sowie einem feinkörnig bis schluffigen Sand.

Das Baustoffrecyclingmaterial wird hingegen als durchlässig bis schwach durchlässig angesehen und entspricht nach den Größenordnungen der Durchlässigkeitsbeiwerte der einzelnen Korngrößen einem schluffigen Sand.

Tabelle 12: Ergebnisse des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f [m/s] nach der Korngrößenverteilung am Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße und der FLL (2008) geforderten Sieblinie

BM	k_f [m/s]	FLL (2008): k_f [m/s]
Kalk	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$>6 \cdot 10^{-5}$
		$<2,2 \cdot 10^{-5}$
BSRM	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$>6 \cdot 10^{-5}$
		$<2,2 \cdot 10^{-5}$

5.1.4 Vergleich der verwendeten Messmethoden

Das Guelph Permeameter ist für die Wasserdurchlässigkeitsbestimmung an Schotterrasenflächen ein gut verwendbares Instrumentarium. Etwaige Schwierigkeiten ergeben sich in der Erstellung eines homogenen Bohrloches, dies ist jedoch mittels Stechzylindern machbar. Im Baustoffrecyclingmaterial ist die Herstellung eines Bohrloches aufgrund des feineren und weniger lockeren Materials einfacher als im Kalkschottermaterial.

Die Korngrößenverteilungsbestimmung nach der Methode von Beyer (1964) ist an Schotterrasenflächen ebenfalls eine anwendbare Methode für Leitfähigkeitsuntersuchungen, vorausgesetzt die Massenanteile <2 mm (Sand, Schluff und Ton) sind bekannt. Die Korngrößenverteilungsanalyse für die Bestimmung der Wasserdurchlässigkeiten ist jedoch nur als Schätzung anzusehen, da der Effekt der unterschiedlichen Verdichtung beider Materialien, welcher mit der Wasserdurchlässigkeit stark korreliert, nicht berücksichtigt wird.

Der Ausschüttversuch wiederum ist eine sehr überschlägige und daher recht unzuverlässige Messmethode zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit. Die Messungen ergaben tendenziell geringere Durchlässigkeitsergebnisse als bei den anderen Messmethoden. An der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter ergab der Ausschüttversuch, verglichen mit den Ergebnissen der Messungen des Guelph Permeameters und der Korngrößenverteilungsbestimmungen sowie nach Literaturangaben der Durchlässigkeitsbeiwerte von Schottern, unbrauchbare Ergebnisse. Ein möglicher Grund für die

so ermittelte, geringe Leitfähigkeit liegt jedoch nicht nur in der Messung des Ausschüttversuches sondern auch an der stark verdichteten (siehe Kapitel 5.2 und 5.3) Einbauweise der Lysimeter.

5.1.5 Vergleich der Messwerte

Die hier angewandten verschiedenen Verfahren zur Ermittlung der hydraulischen Durchlässigkeiten von Schotterrasenflächen mit aufgebauten Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial führen zu verschiedenen aber dennoch recht ähnlichen Messergebnissen, sie liegen in der Größenordnung von 10^{-5} m/s bis 10^{-6} m/s, mit Ausnahme der Ergebnisse des Ausschüttversuches an der Versuchsfläche der Schwerkraftlysimeter mit Durchlässigkeiten in der Größenordnung von 10^{-7} m/s bis 10^{-9} m/s.

Die nach der FLL (2008) geforderten Durchlässigkeitsbeiwerte der Vegetationstragschicht von $5,0 \cdot 10^{-5}$ m/s bis $5,0 \cdot 10^{-6}$ m/s sind nur geringfügig niedriger als jene die an der Schotterrasenversuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße mittels Guelph Permeameters für Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial gemessen wurden. Die ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte des Guelph Permeameters an der Schotterrasenversuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße entsprechen daher annähernd der Richtlinie für begrünbare Flächenbefestigungen (siehe Tabelle 13). Der Ausschüttversuch an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße lieferten verglichen mit den geforderten Werten nach FLL (2008) und den Ergebnissen des Guelph Permeameters geringere Durchlässigkeitsbeiwerte.

Die auf Basis der nach FLL (2008) empfohlenen Korngrößenverteilung berechneten Durchlässigkeiten von $6 \cdot 10^{-5}$ und $2,2 \cdot 10^{-5}$ m/s stimmen bei keinem der aufgebauten Materialien optimal überein. Die Durchlässigkeit der Sieblinie der an den Schotterrasenversuchsflächen aufgebauten Kalkschottermaterialien liegt etwas höher als die berechneten Durchlässigkeiten nach der von FLL (2008) geforderten Sieblinie, beim Baustoffrecyclingmaterial liegen dagegen geringere Leitfähigkeitswerte vor (siehe Tabelle 13).

Schotterrasenflächen mit Kalkschotter- als auch Baustoffrecyclingmaterial als Oberbau erreichen eine gute, mittlere Wasserdurchlässigkeit. Dabei zeigten sowohl die Ergebnisse des Ausschüttversuches als auch der Korngrößenverteilungen, dass Kalkschottermaterialien eine geringfügig höhere hydraulische Leitfähigkeit aufweisen als Baustoffrecyclingmaterialien. Grund dafür ist die bessere Versickerung des Kalkschotters, gegeben durch die größeren Makroporen sowie durch die nachfolgend schwächere Vegetationsausbildung im Vergleich zum Baustoffrecyclingmaterial (siehe Kapitel 5.4). Neben den aufgebauten Materialien spielt jedoch auch die zusätzliche Substratverwendung bezüglich der Wasserdurchlässigkeit eine bedeutende Rolle. Dabei besitzt Kompost, welcher auf den Baustoffrecyclingflächen aufgebracht wurde, im Vergleich zu Humussubstraten eine höhere Wasserspeicherkapazität und Wasserdurchlässigkeit aufgrund der lockeren Lagerung, des sperrigen Verbundes und des geringer verdichteten Einbaumaterials (Längert 2005). Möglicherweise würden die Durchlässigkeiten am Baustoffrecyclingmaterial ohne Zugabe von Kompostanteil daher noch geringer ausfallen.

Wie an den Ausschüttversuchen der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter ersichtlich, spielt auch die Einbauweise der Flächen eine Rolle für die Wasserdurchlässigkeit. Bei einer stark verdichteten Einbauweise, wie es im Falle der Lysimeter gegeben ist, fallen die Durchlässigkeitsbeiwerte geringer aus, als das Material ursprünglich aufweist. Der

Ausschüttversuch dient daher nur einer überschlagsmäßigen Schätzung der Leitfähigkeiten (siehe Kapitel 4.2.2.2). Die laut FLL (2008) erforderlichen Durchlässigkeitsbeiwerte wurden an der Schotterrasenversuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter nicht erfüllt (siehe Tabelle 14).

Nach Längert (2005) steigt mit zunehmender Tragfähigkeit der Verdichtungsgrad, die Durchlässigkeit verhält sich dabei reziprok.

Für Schotterrasenflächen kann von den in der vorliegenden Masterarbeit durchgeführten Messverfahren für die Bestimmung der Durchlässigkeit das Guelph Permeameter empfohlen werden. Angesichts des Fehlerbereiches des GPM kann auch die Annahme getroffen werden, dass die Ergebnisse etwa in dem von der FLL (2008) vorgeschlagenen Bereich liegen.

Tabelle 13: Vergleich der gemessenen Durchlässigkeitsbeiwerte k_f [m/s] an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße von Kalkschottermaterial und Baustoffrecyclingmaterial mit denen von der in der FLL (2008) geforderten Durchlässigkeit der Vegetationstragschicht (Veg.) und der Korngrößen (KG)

BM	k_f [m/s]: Guelph Permeameter	k_f [m/s]: Ausschütt- versuch	k_f [m/s]: FLL (2008)- Veg.	k_f [m/s]: Korngrößenverteilungs- bestimmung	k_f [m/s]: FLL (2008) - KG
Kalk	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$6,91 \cdot 10^{-6}$	$>5,0 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$>6 \cdot 10^{-5}$
		$1,23 \cdot 10^{-5}$	$<5,0 \cdot 10^{-5}$		$<2,2 \cdot 10^{-5}$
		$1,05 \cdot 10^{-5}$			
BSRM	$7,04 \cdot 10^{-5}$	$2,66 \cdot 10^{-6}$	$>5,0 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$>6 \cdot 10^{-5}$
		$3,96 \cdot 10^{-6}$	$<5,0 \cdot 10^{-5}$		$<2,2 \cdot 10^{-5}$
		$7,50 \cdot 10^{-6}$			

Tabelle 14: Vergleich der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f [m/s] an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter von Kalkschottermaterial und Baustoffrecyclingmaterial mit denen von der in der FLL (2008) geforderten Durchlässigkeit der Vegetationstragschicht

BM	k_f [m/s]: Ausschüttversuch	k_f [m/s]: FLL (2008) – Veg.
Kalk	$1,06 \cdot 10^{-8}$	$>5,0 \cdot 10^{-6}$
	$1,10 \cdot 10^{-7}$	$<5,0 \cdot 10^{-5}$
	$8,08 \cdot 10^{-8}$	
BSRM	$5,28 \cdot 10^{-9}$	$>5,0 \cdot 10^{-6}$
	$1,51 \cdot 10^{-8}$	$<5,0 \cdot 10^{-5}$
	$5,28 \cdot 10^{-9}$	

5.2 Dichte- und Bodenwassergehaltsbestimmungen

5.2.1 Dichtebestimmung

Die ermittelte Lagerungsdichte, auch Trockenraumdichte nach Scheffer und Schachtschabel (2010) auf der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße schwankt im Kalkschottermaterial zwischen Werten von 1,86 und 2,22 g/cm³ und im Baustoffrecyclingmaterial zwischen 1,22 und 1,67 g/cm³ (siehe Tabelle 15). Die Dichtebestimmungen wurden nur einmalig hinsichtlich des auf die Bodendichte wirkenden Einflussfaktors der Substratvarianten bestimmt, da die Einflussfaktoren der Befahrung (befahren – nicht befahren) und des Termins (Einflüsse der Zeit) nach Längert (2005) keine signifikanten Unterschiede in der Dichte der Böden zeigen.

Tabelle 15: Ermittelte Feuchtgewichte M_F , Trockengewichte M_T , Lagerungsdichten LD , Bodenwassergehalte θ_G und Porositäten n_p von Kalkschottermaterial und Baustoffrecyclingmaterial der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße

BM	WH	Feuchtgewicht M_F (kg)	Trockengewicht M_T (kg)	Lagerungsdichte LD (g/cm ³)	Porosität n_p (%)	Bodenwassergehalt θ_G (%)
Kalk	1	0,229	0,222	2,22	16	3,06
	2	0,197	0,191	1,91	28	3,05
	3	0,193	0,186	1,86	30	3,63
	4	0,209	0,202	2,02	24	3,35
	5	0,226	0,219	2,19	17	3,10
MW		0,211	0,204	2,04 ^a	23	3,24 ^a
BSRM	1	0,188	0,167	1,67	37	11,17
	2	0,177	0,161	1,61	39	9,04
	3	0,152	0,134	1,34	49	11,84
	4	0,139	0,122	1,22	54	12,23
	5	0,146	0,129	1,29	51	11,64
MW		0,160	0,143	1,43 ^b	46	11,18 ^b

^{a, b} unterschiedliche Indices bedeuten einen signifikanten Unterschied der Mittelwerte bei $p < 0,05$

Die Werte der Lagerungsdichte und des Bodenwassergehaltes wurden mit dem statistischen Auswertungsprogramm SPSS hinsichtlich ihrer Varianzhomogenität geprüft und die Mittelwertunterschiede auf Signifikanz getestet.

Die ermittelten Dichtewerte der Böden weisen sehr hohe Lagerungsdichten und damit geringe Porositäten auf. Die gemittelten Dichtewerte aus jeweils fünf Wiederholungen ergeben 2,04 g/cm³ für Kalkschottermaterial sowie signifikant niedrigeren 1,43 g/cm³ für Baustoffrecyclingmaterial (siehe Tabelle 16).

Die Feststoffdichte des Materials Kalkschotter sowie die eines ziegelgebrannten Tones betragen 2,65 g/cm³. Grund für die Absenkung der Dichte in den Proben gegenüber der Feststoffdichte des Kalkschotters und des Baustoffrecyclingmaterials ist vor allem die Porosität. Die Porositäten in Tabelle 15 wurden unter Annahme der Feststoffdichte von Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial (siehe Gleichung 4.3.2-2) berechnet. Die dem Schotter und Recyclingmaterial zugegebenen Anteile an geringer verdichtbarer Erde und Kompost mit einer

Ergebnisse und Diskussion

Dichte von 1,4 g/cm³ bzw. 1,3 bis 1,9 g/cm³ führt dazu, dass sich die Feststoffdichte und demzufolge auch die Porosität beider Materialien verringern (Firma Ökotechna Entsorgungs und Umwelttechnik GmbH 2014, Längert 2005).

Ein Grund für die höhere Verdichtbarkeit des Kalkschottermaterials mit den beigemengten Anteilen an Erde im Vergleich zum Baustoffrecyclingmaterial mit Kompostsubstrat liegt in der Zusammensetzung des Schluffanteiles, welches beim eingebauten Kalkschotter in höheren Anteilen vorliegt. Die feineren Anteile der Erde erfüllen die Porenräume der Vegetationstragschicht homogener und tieferreichender als Komposte (Längert 2005).

Dass die Erdvariante signifikant tragfähiger ist als die Kompostvariante bestätigen auch die Messungen mittels statischer Lastplatte auf der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße (siehe Kapitel 5.3).

Tabelle 16: Deskriptive Statistik und einfaktorielle Varianzanalyse der Lagerungsdichte LD an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße

Baumaterial	Mittelwert	Signifikanz
Kalkschotter	2,04	0,001
Baustoffrecyclingmaterial	1,43	

p-Werte bei Konfidenzniveau <0,001 hoch signifikant <0,05 signifikant >= 0,05 nicht signifikant

5.2.2 Bodenwassergehaltsbestimmung

Die berechneten Wassergehalte im feldfeuchten Zustand bei Probennahme zu Zeitpunkt des Erreichens der Feldkapazität der Böden (Bodenwassergehalte) verhalten sich reziprok zu den ermittelten Dichtewerten, sie weisen in den Humussubstraten geringere Gehalte als in den Kompostsubstraten auf.

Die Maximalwerte der gravimetrischen Bodenwassergehalte liegen im Kalkschotter bei 3,63%, im Baustoffrecyclingmaterial bei 12,23%. Im Mittel liegen die Werte beim Kalkschottermaterial bei 3,24%, beim Baustoffrecyclingmaterial bei 11,18%.

Dabei zeigt die Auswertung dieser Werte anhand einer einfaktoriellen Varianzanalyse mittels SPSS einen hochsignifikanten Unterschied der Materialien hinsichtlich des Bodenwassergehaltes (siehe Tabelle 17).

Tabelle 17: Deskriptive Statistik und einfaktorielle Varianzanalyse des Bodenwassergehalts θ_G an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße

Baumaterial	Mittelwert	Signifikanz
Kalkschottermaterial	3,24	0
Baustoffrecyclingmaterial	11,18	

p-Werte bei Konfidenzniveau <0,001 hoch signifikant <0,05 signifikant >= 0,05 nicht signifikant

Die Probennahme erfolgte drei Tage nach einem Starkniederschlagsereignis, es kann die Annahme getroffen werden, dass der Bodenwassergehalt weitgehend dem der Feldkapazität

entspricht. Aufgrund der geringen Anteile an Sandfraktion in den Materialien, welche in der in Kapitel 5.1.3 dargestellten Kornsummenkurve herausgelesen werden, kann auf geringe permanente Welkepunkte geschlossen werden. Demnach können die Feldkapazitäten in diesem Falle auch näherungsweise den nutzbaren Feldkapazitäten entsprechen.

Aus dem Produkt der Feldkapazität θ_{FK} und der Ausschöpfungstiefe W_e [dm], auch effektive Durchwurzelungstiefe genannt, lässt sich die nutzbare Feldkapazität nFK [mm] ableiten (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. 2002):

$$nFK = \theta_{FK} * W_e \quad 5.2.2-1$$

Die Ausschöpfungstiefe W_e lässt sich durch Messungen des Wasserentzugs durch die Pflanzenwurzeln während niederschlagsarmer Jahre bestimmen (Scheffer und Schachtschabel 2010).

Nach Scheffer und Schachtschabel (2010) liegen effektive Durchwurzelungstiefen bei Grobsand von 5 dm, bei Fein- und Mittelsand von 6 dm vor. Nach dem Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (2009) zu schließen, liegen die Maximalwerte für effektive Durchwurzelungstiefen an Magerrasen, Kalktrockenrasen und Salzrasen bei 4 dm.

Mit diesen effektiven Durchwurzelungstiefen ergeben sich aus den gemessenen Wassergehalten nutzbare Feldkapazitäten des Kalkschottermaterials von 15,63 mm bzw. 12,63 mm, jene von Baustoffrecyclingmaterial von 55,18 mm bzw. 44,18 mm. Da die Aufbaumaterialien der Schotterrasenflächen in Gumpenstein, vor allem das Aufbaumaterial Kalkschotter sehr grobkörnig und die darauf aufbauende Vegetation noch sehr gering entwickelt ist, sind die Durchwurzelungstiefen und damit die nutzbaren Feldkapazitäten wahrscheinlich noch geringer. Die nutzbaren Feldkapazitätswerte der Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterialien werden in Kapitel 5.6 in einem Bodenwasserhaushaltsmodell ebenfalls bestimmt und mit den hier durch Gleichung 4.3.2-4 ermittelten Bodenwassergehalten verglichen.

Die ermittelten stark differierenden Bodenwassergehalte der Baumaterialien lassen sich vor allem durch den unterschiedlichen Verdichtungsgrad der Materialien begründen. Kalkschotter mit Humuszugabe hat einen höheren Verdichtungsgrad als Baustoffrecyclingmaterial mit Kompostanteilen, demzufolge weist auch die Porosität und in weiterer Folge die Feldkapazität des Kalkschotters geringere Werte auf. Weiters hat möglicherweise auch die Wasserdurchlässigkeit einen Einfluss auf das Wasserrückhaltevermögen der beiden Baumaterialien. Wie in Kapitel 5.1 beschrieben weist die hydraulische Durchlässigkeit des Kalkschottermaterials etwas höhere Werte auf als die des Baustoffrecyclingmaterialies. Die Wasserdurchlässigkeiten des Kalkschotters werden im Bereich nach DIN 18130-1 (1998) als „durchlässig“ eingestuft, die des Baustoffrecyclingmaterialies als „schwach durchlässig“.

Aufgrund dessen kann in den Böden des Kalkschottermaterials weniger Wasser aufgrund der schnelleren Durchsickerung gespeichert werden, die nutzbare Feldkapazität ist geringer als in Böden des Baustoffrecyclingmaterialies. Dass die Böden unterschiedliche nutzbare Feldkapazitäten und dementsprechend verschieden hohe Versickerungsraten aufweisen, wird auch in den in Kapitel 5.6 beschriebenen Bodenwasserhaushaltsmodellen bestätigt. Weiters hat die höhere Wasserdurchlässigkeit und Versickerungsmenge auf Kalkschottermaterialien wiederum einen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung, auf den Kalkböden bildet sich die Vegetation aufgrund des deutlich geringeren Nährstoffgehaltes (siehe Anhang, Tabelle 26) deutlich langsamer aus als auf den Böden mit Baustoffrecyclingmaterialien (siehe Kapitel 5.4).

Dass in höher verdichtbaren Böden der Bodenwassergehalt abnimmt wird auch in Abbildung 63 nach Hartge und Horn (2014) ersichtlich. Hier treffen die Kurven höherer und geringerer Dichte im Bereich von -100 bis -200 [hPa] zusammen, dies entspräche dem Bereich der Feldkapazität, ehe sie bei weiterer Austrocknung wieder auseinander gehen. Dabei trocknen jedoch die weniger verdichteten Böden schneller aus als die stark verdichteten, die Wassergehalte sinken an weniger verdichteten Böden schneller. Bei hohen Matrixpotentialen nimmt die Wassermenge durch die Gefügeänderung zu, bei geringen Matrixpotentialen nimmt sie ab. Grund dafür ist die Auflockerung im groben Sekundärporenbereich, welche das gesamte Bodenmaterial anheben lässt.

An den Schotterrasenversuchsflächen in Gumpenstein führt die hohe Verdichtung nicht nur zu einer insgesamt geringen Porosität, sondern offenbar auch zu einem geringen Anteil, der für das Rückhaltevermögen maßgebenden, Mittelporen, sodass der Wassergehalt bei Feldkapazität sehr gering ist.

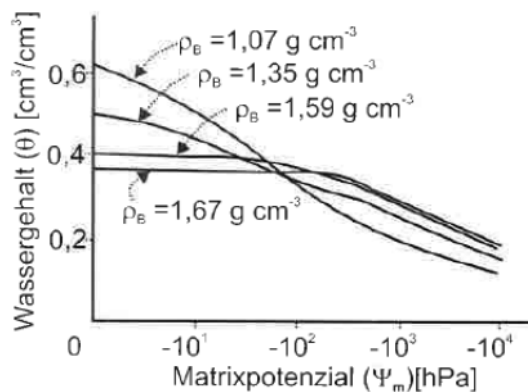


Abbildung 63: Veränderung der Matrixpotential-/Wassergehaltskurve eines Lössbodens durch Kompression (Hartge und Horn 2014)

Die Bodendichte beeinflusst demzufolge die Tragfähigkeit, den Bodenwassergehalt, die Wasserdurchlässigkeit, die Versickerungsraten und in weiterer Folge die Vegetationsentwicklung der Schotterrasenflächen.

Zusammenfassend kann für Schotterrasenflächen mit Kalkschotter-Humusaufbau gesagt werden, dass mit zunehmender Lagerungsdichte geringere Bodenwassergehalte (nutzbare Feldkapazitäten) und daher auch eine schwächere Vegetationsentwicklung einhergehen. Für Flächen mit Baustoffrecycling-Kompostaufbau gelten diese Zusammenhänge in genau umgekehrter Weise.

5.3 Lastplattenversuche

5.3.1 Statische Lastplattenversuche

Die Ergebnisse der statischen Lastplattenversuche an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße ergaben für den Baustoff Kalkschotter höhere dynamische Verformungsmodule als für den Baustoff Recyclingmaterial. Die Annahmen wurden auch anhand der zuvor ausgewerteten Dichtebestimmungen und durch Längert (2005) getätigt.

Die Messungen ergeben für Kalkschottermaterial einen E_{v2} Wert von 225 MN/m², für Baustoffrecyclingmaterial einen E_{v2} Wert von 118,4 MN/m² (siehe Abbildung 64).

5.3.2 Dynamische Lastplattenversuche

Die dynamischen Lastplattenversuche an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße zeigten ebenfalls wie die statischen Versuche höhere E_{vd} Werte für Kalkschotter im Vergleich zum Recyclingmaterial. Kalkschotter weist demnach einen E_{vd} Wert von 93,50 MN/m² und Baustoffrecyclingmaterial einen E_{vd} Wert von 35,60 MN/m² auf (siehe Abbildung 64).

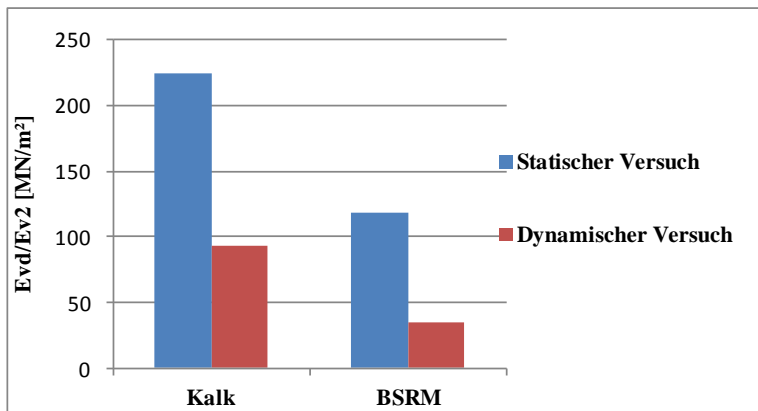


Abbildung 64: Ergebnisse der statischen und dynamischen Plattendruckversuche für Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

Die an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter gemessenen E_{vd} Werte zeigen eine andere Entwicklung als die an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße analysierten E_{vd} Werte. Hier weisen die aufgebauten Böden mit Baustoffrecyclingmaterial eine höhere Tragfähigkeit als die mit Kalkschottermaterial auf. Das Recyclingmaterial mit E_{vd} Werten von 154,10 MN/m², 255,70 MN/m², 155,20 MN/m² weisen extrem hohe Tragfähigkeiten auf. Die E_{vd} Werte des Kalkschotters von 105,60 MN/m², 97,80 MN/m² und 69,40 MN/m² sind zwar um einiges geringer, weisen aber dennoch eine sehr starke Verdichtung auf (siehe Abbildung 65).

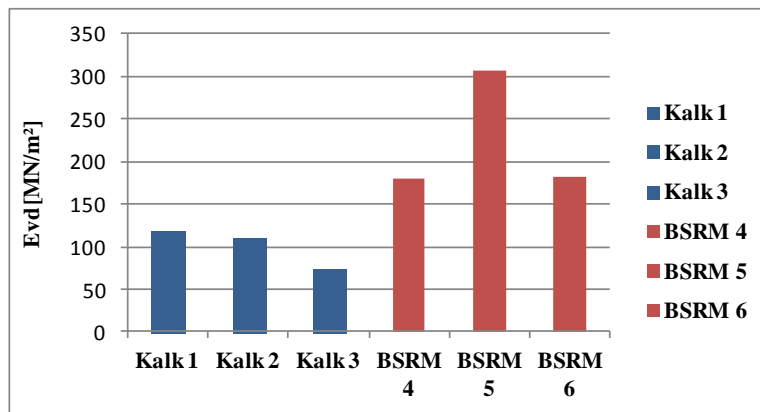


Abbildung 65: Ergebnisse der dynamischen Plattendruckversuche für Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter

5.3.3 Bewertung der Messwerte

Die gemessenen Tragfähigkeiten an den Schotterrasenversuchsflächen an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein weisen tendenziell höhere Tragfähigkeiten auf, als die Richtlinie für begrünbare Flächenbefestigungen (FLL, 2008) vorgibt. In ihr werden E_{v2} Werte der Vegetationstragschicht von mindestens 45 MN/m² und maximal 60 MN/m² vorgegeben, an den Versuchsflächen hingegen wurden mittels statischen Druckversuchen bei Kalkschottermaterial weit über 100 MN/m² erreicht. Die dynamischen Plattendruckversuche bringen zwar geringere Werte hervor, liegen aber an allen getesteten Versuchsstellen >60 MN/m².

Die vergleichsweise zum Baustoffrecyclingmaterial hohen ermittelten Tragfähigkeiten der Kalkschottermaterialien ergeben sich durch die Zugabe von Erde als Substrat. Erde enthält, wie schon in Kapitel 5.2 besprochen, höhere Anteile des feinen Schlämmkorns und verfüllt daher die Porenräume homogener. Ein weiterer Grund für die extrem hohe Verdichtbarkeit an den Flächen ist auch die zu stark und intensiv verdichtete Einbauweise, möglicherweise wurden die Schichten untereinander auch zu wenig verzahnt.

Die starke Tragfähigkeit des Kalkschotters ist für belastete Flächen von Vorteil, jedoch kommt es dabei aufgrund des abnehmenden Bodenwassergehaltes zu einer geringen Vegetationsausbildung. Für Schotterrasen ist ein guter Vegetationsaufbau mit ausreichender Wasserversorgung wichtig (Florineth 2012).

Das Recyclingmaterial hingegen ist bindiger in seiner Beschaffenheit, daher kann mehr Wasser gespeichert werden und in der Regel wieder mehr verdunsten (siehe Kapitel 5.6).

Die erhöhte Tragfähigkeit des Recyclingmaterials auf den Schwerkraftlysimetern liegt mehr in der Einbauweise der definierten vorgegebenen kleinen Versuchsfläche. Möglicherweise ist hier die Vegetationstragschicht zu oft und zu stark mittels Rüttelplatte verdichtet worden. Laut Längert (2005) sind auch an den Schotterrasenflächen im Raum Wien die Böden mit Humussubstraten besser verdichtbar als die mit Kompost als Substratbeimengung. Tendenziell ergeben sich durch die kleinflächig gestalteten Lysimeter extrem hohe Tragfähigkeiten, die in der Praxis nicht erreicht werden sollen, da der wichtige Boden-Luft-Austausch dadurch nicht mehr gegeben ist.

Eventuell könnten sich mit der voranschreitenden Vegetationsentwicklung durch zunehmende Wurzelaktivität und Anreicherung organischer Substanz niedrigere Tragfähigkeitswerte ergeben, diese müssten jedoch in Folge quantifiziert werden.

Ergebnisse und Diskussion

Vergleicht man die Messergebnisse hinsichtlich statischer und dynamischer Lastplatte desselben Substrates (siehe Abbildung 64), ist gut ersichtlich, dass die dynamische Lastplatte zu kleineren E_{vd} Werte führt als die statischen Versuche ergeben.

Bei den Lastplattenversuchen wurde nur der Einflussfaktor des Substrates analysiert, mögliche Einflussfaktoren auf die Tragfähigkeit hinsichtlich Vegetationsentwicklung, Einfluss der Zeit, befahrenen/unbefahrenen Flächen und Saatgutmischung wurden in den Versuchen nicht quantifiziert.

5.4 Botanische Erhebungen

5.4.1 Deckungsgradschätzung und Frequenzanalyse

Die Entwicklung der Gräser- Kräuter- und Leguminosenanteile an den Schotterrasenversuchsflächen von Juli 2013 bis Mai 2014 werden anhand einer Deckungsgradschätzung und einer Frequenzanalyse betrachtet. Die Entwicklung der Pflanzenbestände hat einen großen Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt von Schotterrasen, sie beeinflussen Parameter wie den Pflanzenkoeffizienten und den Blattflächenindex LAI (siehe Kapitel 4.7.2).

Die Ergebnisse zeigen für die beiden Aufbaumaterialien Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial enorm große Unterschiede.

An der *Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter* brachte die Deckungsgradschätzung auf den Kalkschotterparzellen im Sommer des Anlagejahres 2013 eine durchschnittliche Vegetationsdeckung von 2,8% hervor, die bis Herbst 2013 auf 15% anstieg. Im Folgejahr waren 16,5% der Kalkschotterparzellen mit Vegetation bedeckt.

Das Baustoffrecyclingmaterial hingegen wies bereits im Anlagejahr eine deutlich dichtere Vegetationsdeckung auf, hier waren im Sommer 2013 schon 7,5% mit Vegetation bedeckt und stieg im Herbst auf einen Deckungswert von 25%. Im zweiten Nutzungsjahr erreichte die Vegetationsbedeckung schon 48,3%.

Der *Anteil an Gräsern* stieg im Kalkschottermaterial im Anlagejahr 2013 von Juli bis September von 2,6% auf 11,9%, im Jahr 2014 Ende Mai lag er bei 8,5 %. Im Baustoffrecyclingmaterial dagegen waren die Werte um einiges höher, der Gräseranteil lag hier im September 2013 bei bereits 20,25 % und stieg im darauffolgenden Nutzungsjahr auf 26,6% trotz einer Schnittnutzung Mitte September an.

Der *Anteil an Leguminosen* im Kalkschottermaterial kam im gesamten Untersuchungsraum erst im zweiten Nutzungsjahr auf Maximalwerte von 1,6%, im Baustoffrecyclingmaterial auf 1,3 %.

Der *Kräuteranteil* betrug am Kalkschotter im Anlagejahr bis zu 2,6% und stieg im zweiten Nutzungsjahr auf 6,3%. Das Baustoffrecyclingmaterial wies höhere Kräuteranteile auf und stieg im Anlagejahr von 4,6% auf 20,3% im zweiten Nutzungsjahr (siehe Abbildung 66).

Ergebnisse und Diskussion

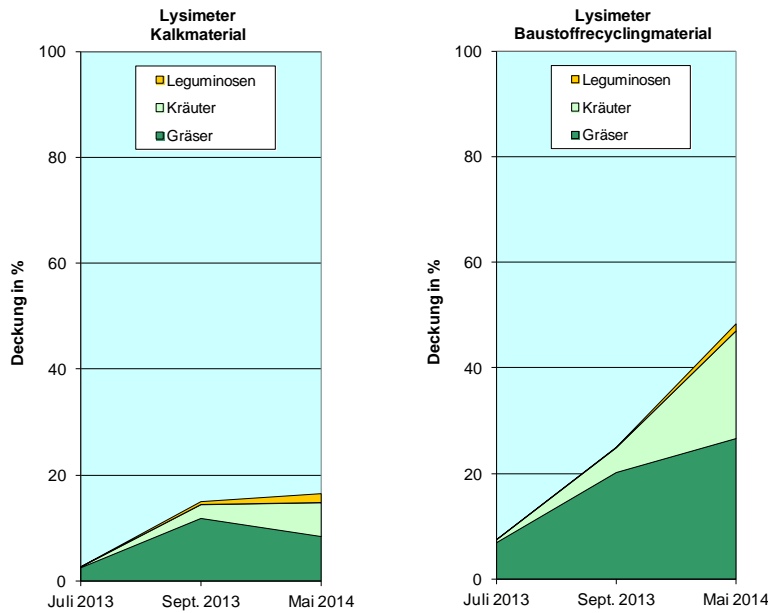


Abbildung 66: Relative Anteile der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Deckungsgradschätzung im Kalkschotter- (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 1 - Schwerkraftlysimeter

Die Frequenzanalyse durch die „Abtot-Methode“ an den Schwerkraftlysimetern zeigte an den Kalkschottermaterialien einen Gesamtanteil der Vegetationsdeckung im Juli von 32%, im Herbst von 41% und erreichte im Folgejahr einen Gesamtwert von 38%.

Die Baustoffrecyclingmaterialparzellen dagegen wies auch hier größere Vegetationsbestände auf, im Juli erreicht die Vegetationsdeckung bereits 31%, im Herbst 68% und im Folgejahr waren die Flächen schon mit rund 80% mit Vegetation bedeckt.

Davon entfiel auf den *Gräseranteil* im Kalkschottermaterial im Anlagejahr der Flächen maximal 38,6% und im Folgejahr auf einen Maximalanteil von 22,3%. Im Baustoffrecyclingmaterial hingegen lagen die Gräsererträge deutlich höher, bei maximal 59,6%. Der *Leguminosenertrag* lag im ersten Hauptnutzungsjahr im Kalkmaterial bei 0 %, im zweiten Hauptnutzungsjahr stieg er auf 2,6%. Das Baustoffrecyclingmaterial wies, wie auch bei der Deckungsgradschätzung, wieder geringe Leguminosenbestände als das Kalkschottermaterial auf, maximal wurden Werte von 0,3% geschätzt.

Die *Kräutererträge* lag im Anlagejahr in den Kalkmaterialien bei 3,3% und stieg im zweiten Nutzungsjahr auf 12,6%. Das Baustoffrecyclingmaterial wies dazu höhere Kräutererträge auf, sie lagen im Jahr 2013 zwischen 4,7 und 8,3% und stiegen im Folgejahr auf 22,7% (siehe Abbildung 67).

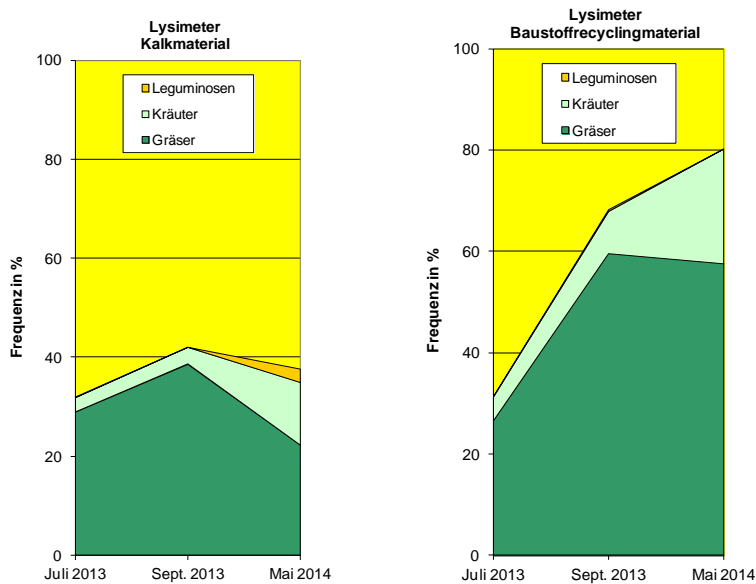


Abbildung 67: Relativer Anteil der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Frequenzanalyse im Kalkschotter- (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter

Die Ergebnisse der Artenanteilschätzung in Anlehnung an Schechtner (1958) sind in Abbildung 68 ersichtlich. Es werden die jeweiligen Mittelwerte der drei Wiederholungen an den Baumaterialien dargestellt.

In den Schwerkraftlysimetern mit Kalkmaterial dominiert der Horst-Rotschwingel mit einem Anteil von knapp 5 FL-%, gefolgt vom Englischen Raygras und dem gewöhnlichen Salzschwaden, deren Anteile sich mit 2,5 bzw. 2,3 FL-% anfangen gut auszubreiten.

Nicht angesäte, nicht in der Gumpensteiner Schotterrasenmischung enthaltene, Arten sind in den Parzellen ebenfalls bonitiert worden, wie das gewöhnliche Hornkraut oder die Schmalblatt-Rispe, die mit 0,2 bis 0,3 FL-% vorkommen. Auch weitere andere Arten wie das Alant-Aschenkraut, die echte Kamille, das gewöhnliche Hirtentäschel und der Wiesen Sauerampfer sind im Laufe des Versuchszeitraumes von außen in den Bestand eingewandert und wurden mit FL-% Anteilen von 0,1 bonitiert.

In den Baustoffrecyclingvarianten dominiert mit Abstand der Gewöhnliche Salzschwaden mit einem Anteil von knapp 9 FL-%. Die Plathalm-Rispe, das Englische Raygras, der Horst-Rot-Schwingel sowie das Aufgeblasene Leimkraut sind ebenfalls stark vertretene Arten in den Baustoffrecyclingparzellen, deren FL-% von 2,4 bis 4 schwanken. Die echte Scharfgarbe tritt mit knapp über 1 FL-% auch noch relativ häufig auf. In den Parzellen treten ebenfalls nicht angesäte Arten wie die echte Kamille, das gewöhnliche Hirtentäschel, das gewöhnliche Hornkraut, die Schmalblatt-Rispe und der Weiße Gänsefuß mit FL-% Anteilen von 0,1 bis 0,5 auf.

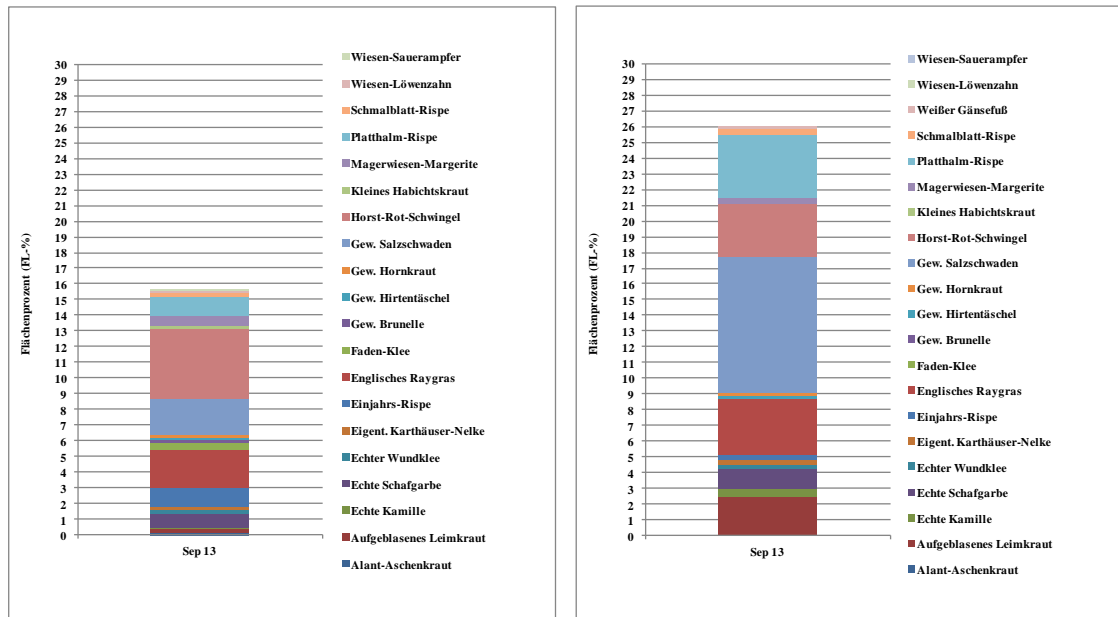


Abbildung 68: Einzelartenerhebung im Kalkschotter- (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter

Die *Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße* bringt tendenziell höhere Gräser- Kräuter- und Leguminosenanteile und einen damit verbundenen höheren Gesamtdeckungsgrad hervor als die Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter.

Die Deckungsgradschätzung zeigte hier im Juli des Anlagejahres eine durchschnittlichen Gesamtdeckung an Vegetation von 0% auf Kalkschotter ohne Ansaat und im September des Anlagejahres von 0,3%. Die Vegetationsdeckung stieg im Mai 2014 auf 5,7%.

Das Kalkschottermaterial mit Ansaat wies eine durchschnittliche Vegetationsdeckung im ersten Nutzungsjahr von 3,1% bis 21,7% auf, im zweiten Nutzungsjahr waren bereits 30,3% der Fläche mit Vegetation bedeckt.

In der Baustoffrecyclingmaterialversuchsfläche lagen die Gesamtanteile wiederum höher, im Juli 2013 erreichte die Deckung hier schon 27% und stieg im September auf 75% und erreichte im Folgejahr sogar 85%.

Dabei zeigten an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße die *Gräseranteile* im Kalkmaterial ohne Ansaat im Anlagejahr Werte von 0,03% bzw. im Folgejahr Werte von 1,8%. Im Kalkmaterial mit Ansaat stiegen die Werte im Anlagejahr von 2,6% auf 15,4% bzw. im zweiten Nutzungsjahr auf 19%.

Die Gräseranteile im Baustoffrecyclingmaterial dagegen lagen im ersten Nutzungsjahr bei 26,6% und steigen bis maximal 45,6%, im zweiten Jahr sinken die Anteile der Gräser auf 41,6%.

Die *Leguminosen* weisen im Anlagejahr im Kalkmaterial ohne Ansaat einen Anteil von nur 0,08% auf und stiegen im zweiten Nutzungsjahr auf 0,3%. In Kalkmaterialien mit Ansaat stieg der Leguminosenanteil im ersten Jahr von 0,6% auf 4,4% im Folgejahr an.

Auf den Baustoffrecyclingmaterialien erreichten die Leguminosen im zweiten Nutzungsjahr einen Anteil von bis zu 24%.

Die *Kräutererträge* lagen im nicht angesäten Kalkmaterial bei 0,2% im ersten Nutzungsjahr und stiegen auf 3,5% im Folgejahr, während im angesäten Kalkmaterial die Werte im ersten Jahr maximal 5,7% aufwiesen und auf 7% im Folgejahr stiegen.

Das Baustoffrecyclingmaterial wies dagegen im Anlagejahr Maximalwerte von 27,7% auf, die im Folgejahr auf 19,3% sanken (siehe Abbildung 69).

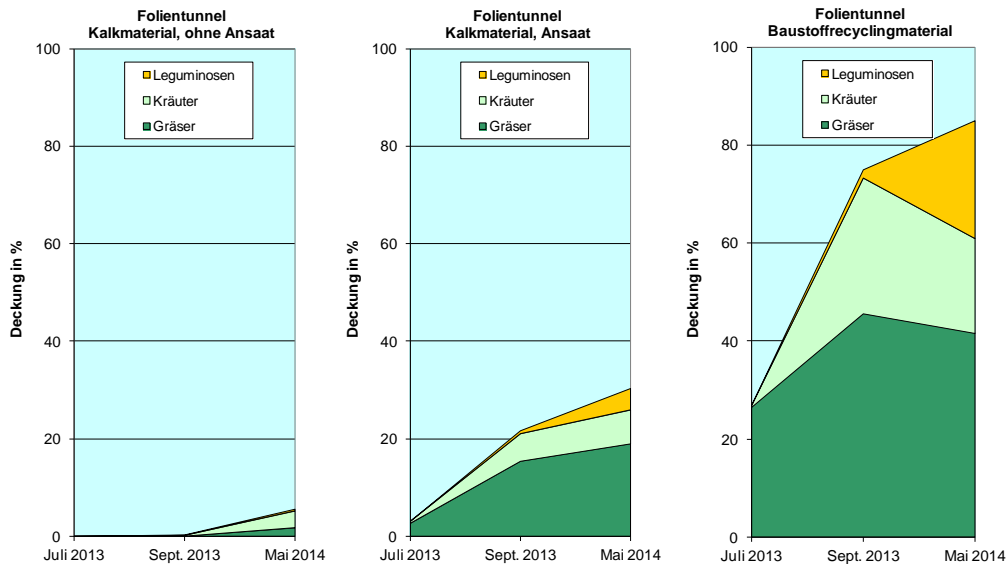


Abbildung 69: Relative Anteile der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Deckungsgradschätzung im Kalkschotter- (links, Mitte) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

Die Frequenzanalyse ergibt in den Varianten mit Kalkschotter ebenfalls eine geringere Gesamtvegetationsdeckung als in den Varianten mit Baustoffrecyclingmaterial.

Hier ergab sich in der Variante mit Kalkmaterial ohne Ansaat eine zu 100% offene, vegetationsfreie Fläche im Anlagejahr, im Mai lagen noch 87,7% offen. Die Variante im Kalkmaterial mit Ansaat brachte hingegen eine durchschnittliche Vegetationsdeckung im Juli 2013 von 38,3% hervor, im September 2013 lag die Deckung schon bei 60%, sank jedoch im Folgejahr wieder auf 43,3% ab.

In der Baustoffrecyclingmaterialparzelle war bereits im Sommer des Anlagejahres mit 46% beinahe die Hälfte mit Vegetation bedeckt, die bis September die gesamte Fläche schloss. Im Mai 2014 lagen immerhin noch 87% als geschlossene Vegetationsdecke vor.

Davon lagen die Gräseranteile im Kalkmaterial ohne Ansaat im ersten Nutzungsjahr bei Werten von 0% und stiegen im zweiten Nutzungsjahr auf 7%. Das Kalkmaterial mit Ansaat hingegen wies im Anlagejahr Maximalanteile von 56,3% und im Folgejahr 34,7% auf.

Das Baustoffrecyclingmaterial brachte im Anlagejahr bereits Gräseranteile von 37,7% bis 92%, im Folgejahr lag noch eine Gräserdeckung von 54% vor.

Die Leguminosen entwickelten sich erst im zweiten Nutzungsjahr mit Werten von nur 1,3% bzw. 1,7% im Kalkmaterial ohne Ansaat respektive mit Ansaat.

Die Leguminosenanteile im Baustoffrecyclingmaterial entwickelten sich zwar bereits im Anlagejahr, aber auch hier wurden erst im Herbst Werte mit 1% analysiert, im Folgejahr stieg die Leguminosendeckung hingegen auf 18,3% an.

Der Anteil der Kräuter im Kalkmaterial ohne Ansaat entwickelten sich, gleich wie die Leguminosenbestände, erst im zweiten Nutzungsjahr mit einem Wert von 4%. In den angesäten Parzellen des Kalkmaterials lagen die Werte zu Beginn der Anlage der Flächen schon bei 6% und sanken bis zum Herbst auf 3,7%, ehe sie im Folgejahr wieder auf 7% stiegen. Das Baustoffrecyclingmaterial wies ebenfalls zu Beginn der Anlage im Mai 2013 Werte von 8% auf, im Herbst lagen sie bei 7%. Im zweiten Nutzungsjahr stiegen die Kräuteranteile wiederum an, die Parzellen erreichten eine Kräuterdeckung von 14% (siehe Abbildung 70).

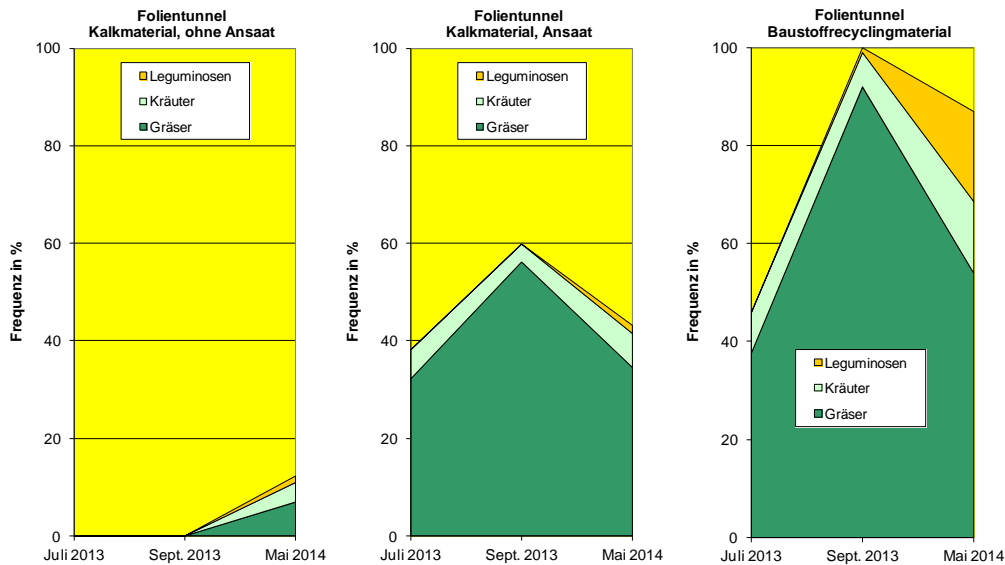


Abbildung 70: Relative Anteile der Artengruppen an der Gesamtdeckung mittels Frequenzanalyse im Kalkschotter- (links, Mitte) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

Die Bestandesentwicklung der Gräser, Kräuter und Leguminosen in den Kalkschottermaterialien sowie in den Baustoffrecyclingmaterialien im September 2013 (beginnend ab Beginn der Versuchsanlage) der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße ermittelt nach der Artenschätzung in Anlehnung an Schechtner (1958) ist in Abbildung 71 und Abbildung 72 ersichtlich.

In den nicht angesäten Parzellen des Kalkschottermaterials dominiert der Faden-Klee mit 0,13 FL-%. Das Aufgeblasene Leimkraut, die Schmalblatt-Rispe sowie der Wiesen-Löwenzahn kommen mit Anteilen von jeweils 0,1 FL-% vor.

Arten, welche von außen in den Bestand einwanderten, sind der Arznei-Quendel, das Franzosenkraut und das Gewöhnliche Hirtentäschel, sie alle weisen einen Bestand von 0,1 FL-% auf.

In den angesäten Kalkschottermaterialparzellen ist der Schwingel das leitende Gras mit über 5 FL-%, gefolgt vom Gewöhnlichen Salzschwaden, vom Englischen Raygras und vom Einjährigen-Rispengras mit FL-% Anteilen von 2-3. Die echte Schafgarbe, die Magerwiesen-Margerite und die Schmalblatt-Rispe treten mit 1-2 FL-% auf der Versuchsfläche auf.

Die nicht in der angesäten Mischung vorkommenden Arten im Kalkschottermaterial sind der Breit-Wegerich, die Echte Kamille, der Ehrenpreis, das Gewöhnliche Hirtentäschel, das

Ergebnisse und Diskussion

Gewöhnliche Hornkraut, die Gewöhnliche Sumpfkresse, der Hohlzahn, der Portulak, der Storchnabel, der Weiße Gänsefuß, das Weiße Berufskraut, das Wiesen-Lieschgras und der Wiesen-Salbei. Sie kommen dabei mit Anteilen von 0,1 FL-% bis maximal 0,3 FL-% auf der Versuchsfläche vor.

Das Baustoffrecyclingmaterial weist, wie schon bei der Deckungsgradschätzung und der Frequenzanalyse beschrieben, sehr gute Vegetationsbedeckungen auf. Der Gewöhnliche Salzschwaden dominiert hier mit Abstand mit einem Anteil von 16 FL-%. Der Schwingel und die Echte Schafgarbe sind ebenfalls weit verbreitet, sie weisen Anteile von über 11 FL-% auf. Auch das Englische Raygras mit 10 FL-% und die Echte Schafgarbe mit 8 FL-% treten an der Versuchsfläche recht häufig auf.

Das Einjährige-Rispengras, die Magerwiesen Margerite, die Plathalm-Rispe und die Schmalblatt-Rispe sind mit 2-3 FL-% bonitiert worden.

Die von außen in die Fläche des Baustoffrecyclingmaterialies eingewanderten Arten sind der Breit-Wegerich, das Franzosenkraut, die Fuchsrote Borstenhirse, das Gewöhnliche Hirtentäschel, der Portulak, der Schwarze Nachtschatten, die Spieß-Melde, der Weißklee und der Wiesen-Salbei, die mit Anteilen zwischen 0,5 und 2,5 FL-% auftreten.

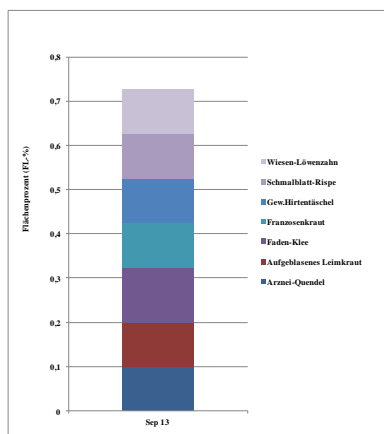


Abbildung 71: Einzelartenerhebung im Kalkschottermaterial ohne Ansaat der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

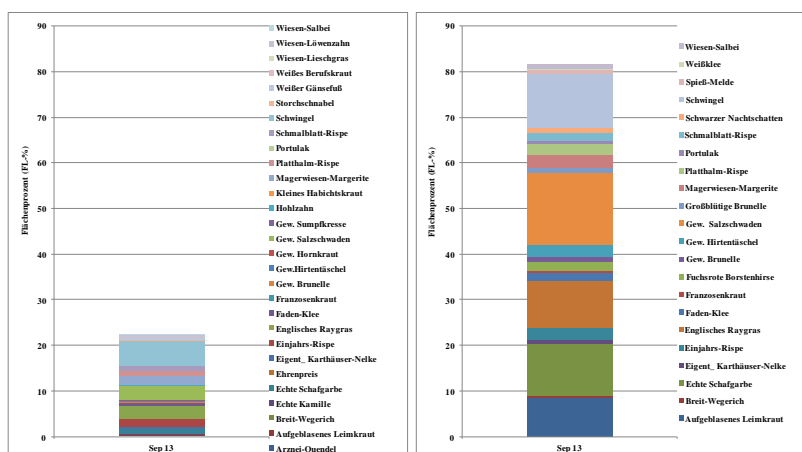


Abbildung 72: Einzelartenerhebung im Kalkschotter- mit Ansaat (links) und Baustoffrecyclingmaterial (rechts) der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

Die genauen Boniturergebnisse aller Deckungsgradschätzungen und Frequenzanalysen beider Materialien sind dem Anhang Tabelle 27, Tabelle 28, Tabelle 29, Tabelle 30, Tabelle 30, Tabelle 31, Tabelle 32 und Tabelle 33 zu entnehmen.

Zusammenfassend ist zu sagen, dass die Gräser- Kräuter- und Leguminosenanteile auf den Baustoffrecyclingmaterialien sich um einiges besser entwickeln als auf den Kalkschottermaterialien.

Die Vegetationsentwicklung auf den Baustoffrecyclingmaterialien liegt auf einem sehr guten Niveau, infolgedessen erfolgte auf diesen Flächen schon im Anlagejahr (Mitte September) eine erstmalige Schnittnutzung.

Ein Vorteil für die auf Baustoffrecyclingmaterialien eingesäten Mischungen gegenüber den auf Kalkschottermaterialien eingebrachten Gräser- Kräuter- und Leguminosenbeständen besteht vor allem in den höheren Bodenwassergehalten des Materials (siehe Kapitel 5.2) und der damit besseren Wasserversorgung der Pflanzen.

Die Kalkschottermaterialien weisen in den ersten Monaten der Anlage eine sehr geringe Vegetationsbedeckung auf, diese steigt jedoch kontinuierlich an, sodass in den Folgejahren auf eine homogene, für Schotterrasenflächen ausreichende Vegetationsdeckung geschlossen werden kann. Der Vorteil dieses Materials besteht nicht wie beim Baustoffrecyclingmaterial in der besseren Vegetationsausbildung, jedoch in der besseren Wasserdurchlässigkeit und geringeren Oberflächenabflussbildungen

Die Einzelartenschätzung bringt an der größeren Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße einen höheren Anteil an von außen in die Flächen eingewanderte Arten hervor, als an den kleinen gegenüber der Umgebungsvegetation doch etwas abgeschirmten Schwerkraftlysimeterparzellen. Die für Schotterrasenflächen bestimmten Gräser, Kräuter und Leguminosenarten bleiben daher in diesen kleinen Einheiten, im Vergleich zu jenen Flächen, welche von außen durch Samenanflug beeinflusst werden, ohne externe Konkurrenz.

5.4.2 Blattflächenindex (LAI)

Die Ergebnisse der Blattflächenindexerhebung an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtstraße lieferten im Kalkmaterial Maximalwerte von 0,28 und Minimalwerte von 0,07. Die Nullvarianten unterscheiden sich in Bezug auf das Maß der Dichte der Blätterdächer nicht von den übrigen Varianten (siehe Tabelle 18). Da die Messungen unter Wolkenbedeckung durchgeführt wurden und daher die notwendige Strahlung für die Messung des LAIs nicht gut aufgenommen werden konnte, können die Ergebnisse allerdings doch beachtliche Fehlerschwankungen aufweisen.

Im Baustoffrecyclingmaterial liegen die LAI-Werte durch die stärker ausgebildete Vegetationsdeckung auf einem höheren Niveau, die Messungen ergeben hier Maximalwerte bis zu 1,65, die kleinsten Werte liegen bei 0,94.

Tabelle 18: LAI Ergebnisse im Kalkschottermaterial und im Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße

Baumaterial	Parzellennummer	Variante	LAI Wert
Kalkschottermaterial	3	3	0,21
	10	3	0,18
			MW: 0,20
	7	4	0,19
			MW: 0,19
	5	5	0,15
	6	5	0,07
	13	5	0,28
			MW: 0,17
Baustoffrecyclingmaterial	5	1	1,65
			MW: 1,65
	2	2	0,94
	6	2	1,08
			MW: 1,01

Das Baustoffrecyclingmaterial entspricht mit seinen gemessenen LAI Werten dem eines gewöhnlichen Graslandes welches durchschnittliche Werte von 1-2 aufweist (<http://de.wikipedia.org/wiki/Blattfl%C3%A4chenindex> August 2014). Dabei bedeutet ein LAI von 1, dass die Blattfläche der horizontalen Bodenfläche entspricht, das so viel bedeutet, dass 1 m² Bodenoberfläche von 1 m² Blattmasse bedeckt ist (Knorr und Weise 2014).

Das Kalkschottermaterial hingegen entspricht mit seinen Blattflächenindexwerten dem eines Ackerlandes im Winter, dessen Durchschnittswerte bei 0,2 liegen (<http://de.wikipedia.org/wiki/Blattfl%C3%A4chenindex> August 2014). Ein LAI von 0 bedeutet kein Vorhandensein von Blättern oder Nadeln (Knorr und Weise 2014), demzufolge würde das Kalkschottermaterial keine Blattentwicklung zeigen und einer sehr schlechten Vegetationsausbildung entsprechen.

5.5 Sickerwassererhebungen

5.5.1 Sickerwassermengenbestimmung

Die 14-tägigen Sickerwasserentnahmen im Zeitraum Mai 2013 bis April 2014 (mit Ausnahme der täglichen Messungen von 18.10 bis 12.11) an den sechs Schwerkraftlysimetern der Versuchsfläche 1 zeigten die größten Sickerwasserraten Ende Mai/Anfang Juni 2013, Mitte September 2013, sowie im Februar und Mai 2014. In den genannten Zeiträumen von 14 Tagen erreichten die Mengen des Sickerwassers zwischen 30 l bis über 50 l.

Die Sickerwassermenge hängt unter anderem stark von der Niederschlagshöhe ab (Schöninger und Dietrich 2008). Die Niederschlagsmengen betragen am 1.6.2013 bis zu 52,2 l/m², am 16.9.2013 bis zu 25,5 l/m², im Februar 2014 lag die tägliche maximale Niederschlagsmenge bei 16 l/m² und im Mai 2014 erreichten die täglichen Niederschlagsmengen maximal knapp 20 l/m². Die geringsten Sickerwassermengen wurden in den Sommermonaten im Juli und Anfang August 2013 mit weniger als 2 l/m² in einem Zeitraum von 14 Tagen gemessen. In dieser Zeit fiel auch über mehrere Tage hinweg kein Niederschlag, die Temperaturen betragen dabei über 30°C. In den Wintermonaten fielen fast über den gesamten Dezember 2013 und Jänner 2014 nur geringe Niederschlagsmengen, die Sickerwassermengen in den Behältern betragen hier nur zwischen 1 und 14 l/m² pro 14 Tage. Im zweiten Nutzungsjahr der Flächen sind die Sickerwassermengenminima Ende April/Anfang Mai zu verzeichnen, hier wurde nur knapp über 1 l/m² pro 14 Tage gemessen. Die Niederschläge zu dieser Zeit erreichten maximal 8,2 l/m² (siehe Abbildung 73).

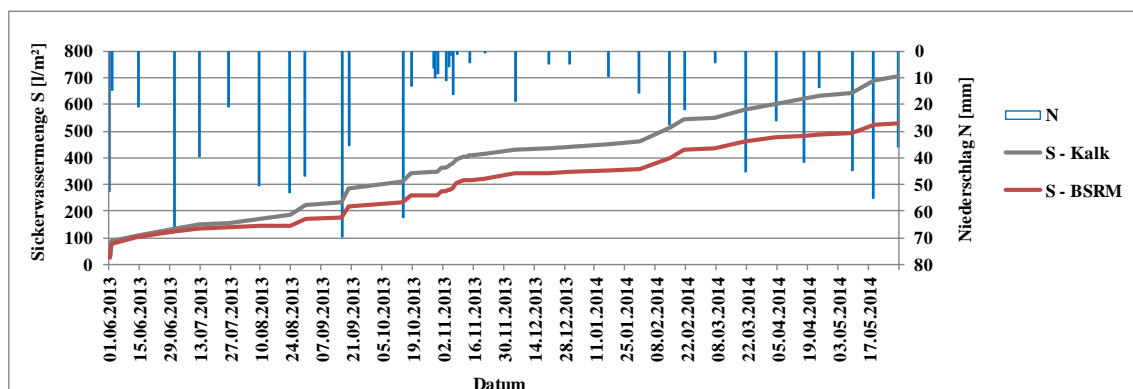


Abbildung 73: Kumulative Sickerwassermengen der Schwerkraftlysimetervarianten von Juni 2013 bis Mai 2014

Die täglichen Erhebungen im Zeitraum von 28.10 bis 15.11 (keine gemessenen Tage 9.11/10.11) zeigen höchste Sickerwassermengen von fast 14 l/m² am 7. November 2013, geringste von knapp über 0 l/m² am 28./29. Oktober, am 3. November sowie zwischen 13.-15. November 2013. Die Niederschlagsmengen an den Tagen mit hohem Sickerwasseranfall liegen bei 16,2 l/m², die geringsten Niederschlagsmengen an Tagen geringen Sickerwasseranfalls hingegen bei 0 bis 4 l/m² (siehe Abbildung 74).

Ergebnisse und Diskussion

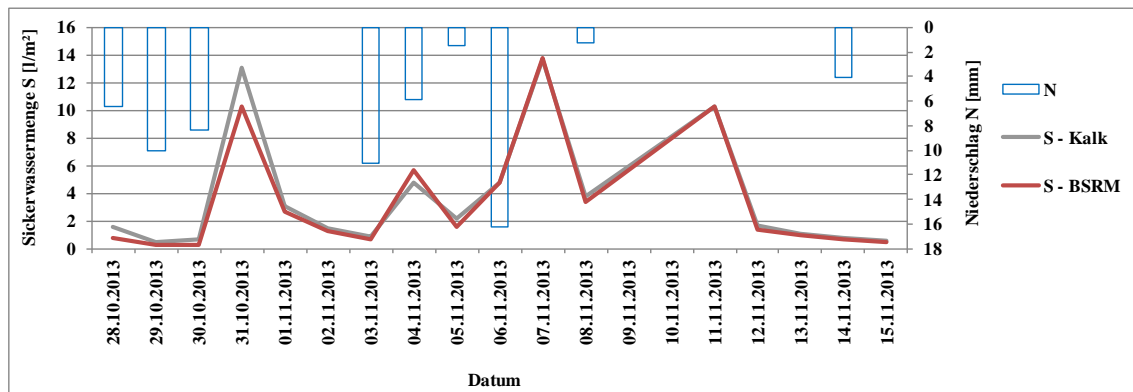


Abbildung 74: Täglicher Sickerwasserverlauf der Schwerkraftlysimetervarianten von 28.10. bis 15.11.2013

Die detaillierten Sickerwassermengen für die jeweiligen Schwerkraftlysimeterparzellen sind im Anhang Tabelle 34 zu entnehmen.

Über den gesamten Versuchszeitraum gesehen, bringen tendenziell die mit Kalkschottermaterialien verfüllten Lysimeter die höheren Sickerwassermengen im Vergleich zu den mit Baustoffrecyclingmaterialien verfüllten Lysimeter hervor. Demzufolge sind Schotterrasenflächen mit aufgebauten Kalkschottermaterialien versickerungsfähiger als jene mit Baustoffrecyclingmaterial als Oberbau. Dies bestätigen auch die Wasserdurchlässigkeitsmessungen (siehe Kapitel 5.1) und die Berechnungen mit den Modellen der Gras-Referenzevapotranspiration (siehe Kapitel 5.6). Die Unterschiede der Sickerwassermengen unter den beiden Materialien nehmen mit der Zeit deutlich zu (siehe Abbildung 73), dies lässt sich durch die fortschreitende und auf den geprüften Materialien sehr unterschiedliche Vegetationsentwicklung erklären.

Im gesamten Zeitraum von 1.6.2013 bis 30.5.2014 fielen je m^2 unter den Kalkschottermaterialien insgesamt 704 l und unter den Baustoffrecyclingmaterialien insgesamt 531 l Sickerwasser an. Die Niederschläge betragen im vergleichbaren Untersuchungszeitraum in Summe 981 l/m^2 . Daraus ergibt sich im Kalkschotter eine Sickerwasserrate von 72% des Gesamtniederschlags, hingegen im Baustoffrecyclingmaterial von immerhin 54%.

Die Differenz des gefallenen Niederschlags und der gemessenen Sickerwasserraten gelangt in Form von Verdunstung in die Erdatmosphäre, fließt oberflächlich ab oder gelangt in den Bodenspeicher. Die größere Differenz des Niederschlags und der Sickerwassermenge im Baustoffrecyclingmaterial lässt sich mit einer schlechteren Wasserdurchlässigkeit (siehe 5.1) sowie den durch die bessere Vegetationsausbildung höheren Verdunstungsraten erklären.

Die Menge, die an Schotterrasenflächen verdunstet, wird mit den in Kapitel 5.6 beschriebenen Bodenwasserhaushaltsmodellen auf Basis der Gras-Referenzverdunstung mit den Parametern des Pflanzenkoeffizienten und des Blattflächenindex (Interzeptionseinfluss) genau analysiert. Die dabei erhaltenen Versickerungsraten werden mit den gemessenen Sickerwassermengen verglichen, um ein bestmögliches Bodenwasserhaushaltsmodell von Schotterrasenflächen zu erhalten.

Ein eventuell vorhandener Oberflächenabfluss wird in diesem Bodenwasserhaushaltsmodell nicht berücksichtigt, muss jedoch insbesondere bei nicht ebenen Standorten für eine genauere Analyse zusätzlich einbezogen werden.

Die über ein Jahr hinweg berechneten Sickerwasserraten wurden zusätzlich mit dem statistischen Auswertungsprogramm SPSS analysiert. Dabei wurde die Sickerwassermenge als abhängige Variable auf den Einfluss des Baumaterials, der Wiederholungen und der Wechselwirkungen Baumaterial*Wiederholungen als feste Faktoren geprüft. Demzufolge zeigt die durchschnittliche Sickerwassermenge pro Ereignis keinen signifikanten Einfluss hinsichtlich des Baumaterials an, auch wenn ein nomineller Unterschied besteht (siehe Tabelle 19). Ebenso weisen die Sickerwasserraten keinen signifikanten Einfluss hinsichtlich der Wiederholungen und der Wechselwirkungen von Baumaterialien und Wiederholungen auf, demzufolge kann auf einen optimalen Einbau in die Lysimeterkammern geschlossen werden.

Tabelle 19: Deskriptive Statistik und varianzanalytische Auswertung des durchschnittlichen Sickerwasseranfalles pro Ereignis an den Schwerkraftlysimetervarianten von 28.10 bis 15.11. 2013

Baumaterial	Mittelwert	Signifikanz
Kalkschottermaterial	15,03	0,228
Baustoffrecyclingmaterial	11,49	

p-Werte bei Konfidenzniveau <0,001 hoch signifikant <0,05 signifikant >= 0,05 nicht signifikant

Werden jedoch die gesamten Sickerwassermengen beider Baumaterialien (Durchschnitt aus jeweils drei Lysimeterkammern) über den gemessenen Versuchszeitraum kumuliert, so ergibt sich mit einem p-Wert von 0,000 ein hochsignifikanter Einfluss der eingebauten Materialien (siehe Tabelle 20). Das Baumaterial Kalkschotter weist dabei im Durchschnitt höhere Sickerwasserraten als das Baumaterial Baustoffrecyclingmaterial auf.

Die Mittelwerte der beiden Materialien stimmen auch in der Gesamtsumme der Versuchsdauer wiederum gut überein, daher kann auf einen idealen Einbau geschlossen werden.

Tabelle 20: Deskriptive Statistik und varianzanalytische Auswertung des akkumulierten Sickerwasseranfalles jeder Schwerkraftlysimetervariante über den gesamten Versuchszeitraum

Baumaterial	Mittelwert	Signifikanz
Kalkschottermaterial	703,960	0,000
Baustoffrecyclingmaterial	529,136	

p-Werte bei Konfidenzniveau <0,001 hoch signifikant <0,05 signifikant >= 0,05 nicht signifikant

5.5.2 Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffauswaschungen

Die Nährstoffkonzentrationen des Sickerwassers und Nährstoffauswaschungen unter den Kalkschotter- als auch den Baustoffrecyclingmaterialien weisen im Anlagejahr höhere Werte auf als im Folgejahr. Weiteres zeigt sich in beiden Jahren ein Unterschied zwischen den beiden Materialien mit jeweils signifikant höheren Werten für die Baustoffrecyclingmaterialien. In Tabelle 21 sind die durchschnittlichen sowie maximalen Nährstoffkonzentrationen [mg/l] und Nährstofffrachten [kg/ha] an anorganischen Nährstoffen für die beiden Materialien in beiden Versuchsjahren dargestellt.

Tabelle 21: Durchschnittliche sowie maximale Konzentrationen [mg/l] und Frachten [kg/ha] an anorganischen Nährstoffen beider Materialien von Juni 2013 bis Mai 2014

Jahr	BM	Nährstoffe	Φ Max.Konz [mg/l]	Φ Konz. [mg/l]	ΦMax.Fracht [kg/ha]	Φ Fracht [kg/ha]
2013	Kalk	Natrium	17	5,77	7	1,49
2014	Kalk	Natrium	7	3,26	1,8	0,61
2013	BSRM	Natrium	262,91	120,17	186,92	29,24
2014	BSRM	Natrium	140,51	69,63	28,62	7,86
2013	Kalk	Kalium	35	11,66	10	2,60
2014	Kalk	Kalium	18	8,93	4,7	1,65
2013	BSRM	Kalium	507,38	248,21	334,61	56,78
2014	BSRM	Kalium	212,91	137,22	45,23	16,13
2013	Kalk	Calcium	88	41,58	43	10,69
2014	Kalk	Calcium	102	40,92	31	8,27
2013	BSRM	Calcium	684,61	520,44	421,07	107,89
2014	BSRM	Calcium	821,87	437,91	192,86	50,88
2013	Kalk	Magnesium	15	7,77	10	2,15
2014	Kalk	Magnesium	8,5	3,93	3	0,82
2013	BSRM	Magnesium	62,64	32,12	25,46	6,22
2014	BSRM	Magnesium	53,93	34,86	15,71	4,09
2013	Kalk	Chlorid	25	4,54	10	1,25
2014	Kalk	Chlorid	2,4	0,51	0,5	0,09
2013	BSRM	Chlorid	488,24	216,12	378,75	51,30
2014	BSRM	Chlorid	47,35	16,65	11,7	2,03
2013	Kalk	Phosphat	1,5	0,07	0,16	0,01
2014	Kalk	Phosphat	0,005	0,00	0,0016	0,00
2013	BSRM	Phosphat	6,21	0,48	0,39	0,02
2014	BSRM	Phosphat	0,003	0,00	0,0008	0,00
2013	Kalk	Sulfat	129	35,41	43	8,89
2014	Kalk	Sulfat	74	12,83	12,84	1,99
2013	BSRM	Sulfat	1301,08	1010,20	760,53	208,04
2014	BSRM	Sulfat	1136,31	462,03	240,43	48,57
2013	Kalk	Schwefel	43	11,83	14	2,97
2014	Kalk	Schwefel	25	4,29	4,3	0,66
2013	BSRM	Schwefel	434,56	337,41	254,02	69,48
2014	BSRM	Schwefel	379,53	154,32	80,30	16,22
2013	Kalk	Ammonium	0,5	0,02	0,05	0,00

Ergebnisse und Diskussion

2014	Kalk	Ammonium	0,03	0,01	0,008	0,00
2013	BSRM	Ammonium	2,8	0,31	1,27	0,10
2014	BSRM	Ammonium	0,16	0,05	0,026	0,01
2013	Kalk	Ammonium-N	0,4	0,02	0,038	0,00
2014	Kalk	Ammonium-N	0,02	0,01	0,006	0,00
2013	BSRM	Ammonium-N	2,14	0,24	0,99	0,07
2014	BSRM	Ammonium-N	0,13	0,04	0,02	0,01
2013	Kalk	Nitrit	0,8	0,08	0,13	0,02
2014	Kalk	Nitrit	0,046	0,00	0,008	0,00
2013	BSRM	Nitrit	8,95	1,04	7,28	0,41
2014	BSRM	Nitrit	0,76	0,23	0,2	0,03
2013	Kalk	Nitrit-N	0,25	0,02	0,04	0,01
2014	Kalk	Nitrit-N	0,014	0,00	0,0023	0,00
2013	BSRM	Nitrit-N	2,72	0,31	2,21	0,12
2014	BSRM	Nitrit-N	0,23	0,07	0,06	0,01
2013	Kalk	Nitrat	105	24,48	28	5,61
2014	Kalk	Nitrat	10,3	3,16	2	0,59
2013	BSRM	Nitrat	507,76	245,02	374,19	55,51
2014	BSRM	Nitrat	51,77	20,55	13,25	2,60
2013	Kalk	Nitrat-N	24	5,53	6	1,27
2014	Kalk	Nitrat-N	2,3	0,72	0,45	0,13
2013	BSRM	Nitrat-N	114,75	55,37	84,57	12,55
2014	BSRM	Nitrat-N	11,7	4,64	3	0,59
2013	Kalk	Stickstoff	24	5,57	6	1,28
2014	Kalk	Stickstoff	2,3	0,72	0,45	0,13
2013	BSRM	Stickstoff	118,39	55,93	87,76	12,74
2014	BSRM	Stickstoff	11,92	4,76	3,05	0,60

Im zweiten Hauptnutzungsjahr zeigt sich eine deutliche Reduktion der Werte, welche sich durch ein offenbar besseres Retentions- und geringeres Durchlässigkeitsverhalten aufgrund der stärker ausgebildeten Vegetationsentwicklung erklären lässt. Besonders im Baustoffrecyclingmaterial sind sehr hohe Konzentrationswerte und massive Nährstoffauswaschungen im Anlagejahr gegeben, sie werden zwar im zweiten Hauptnutzungsjahr geringer, weisen jedoch hier immer noch teilweise sehr hohe Werte auf. Die Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffauswaschungen des Kalkschottermaterials entsprechen hingegen im zweiten Nutzungsjahr weitgehend dem Niveau von Grünlandflächen (Taube und Pötsch 2001).

Die Nährstoffkonzentrationen für Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Nitrat-N, Sulfat, Schwefel und Stickstoff im Sickerwasser des Baustoffrecyclingmaterials, liegen dabei

Ergebnisse und Diskussion

teilweise bis zu 100fach höher als jene in den Kalkschottermaterialien vor. Im zweiten Nutzungsjahr ist dann für beide Baumaterialien eine deutliche Reduktion sowohl hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen als auch der Nährstoffausträge zu sehen, wenngleich die Werte unter dem Baustoffrecyclingmaterial noch immer um das doppelte höher liegen als beim Kalkschotter.

Im Folgenden werden die Sickerwasserkonzentrationen an Nitrat und die Auswaschungen an anorganischem Stickstoff genauer erläutert:

Die durchschnittlichen *Nitrat-Konzentrationen* des Sickerwassers liegen über das gesamte Versuchsjahr gesehen, im Kalkschottermaterial bei 16 mg/l, im Baustoffrecyclingmaterial bei 160 mg/l, wobei der Unterschied hoch signifikant ist (siehe Abbildung 75, Abbildung 76). Im Anlagejahr 2013 weist das Lysimeter 1 beim Kalkschottermaterial eine etwas höhere Nitratkonzentration auf als die beiden anderen Wiederholungen, im Folgejahr kommt es bei allen Wiederholungen zu einer extremen Reduktion der Werte. Beim Baustoffrecyclingmaterial unterscheidet sich Lysimeter 4 ein wenig von Lysimeter 5 und 6. Im August 2013 liegen hier um die Hälfte geringere Werte als bei den beiden anderen Wiederholungen vor.

Insgesamt ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser beim Baustoffrecyclingmaterial um das zehnfache höher als beim Kalkschottermaterial und damit knapp 3 mal so hoch wie der in der Trinkwasserverordnung (BGBl. II 2001/304 i.d.g.F.) festgelegte Grenzwert von 50 mg Nitrat/l Wasser. Demzufolge sollte unter mit Baustoffrecyclingmaterialien aufgebauten Schotterrasenflächen keinerlei Trinkwasserentnahme stattfinden bzw. eine Einleitung des darunter anfallenden Sickerwassers in einen Quellenbereich vermieden werden.

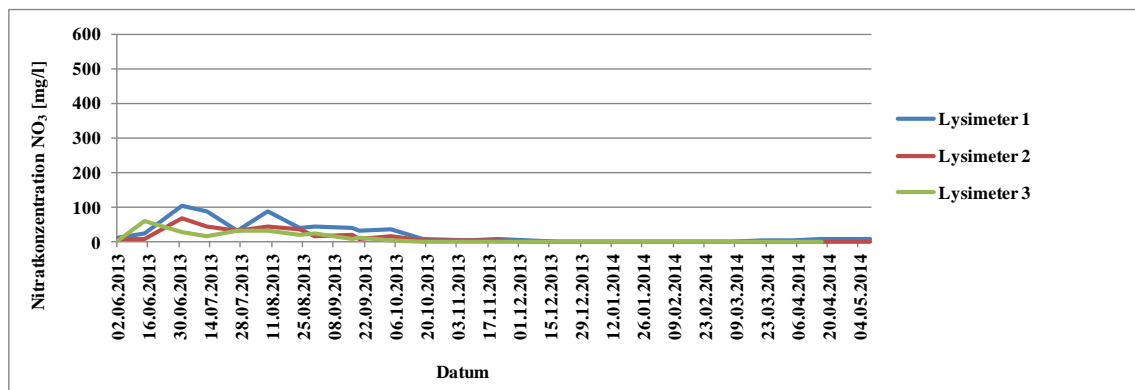


Abbildung 75: Nitratkonzentration NO₃ [mg/l] über den gesamten Versuchszeitraum im Kalkschottermaterial

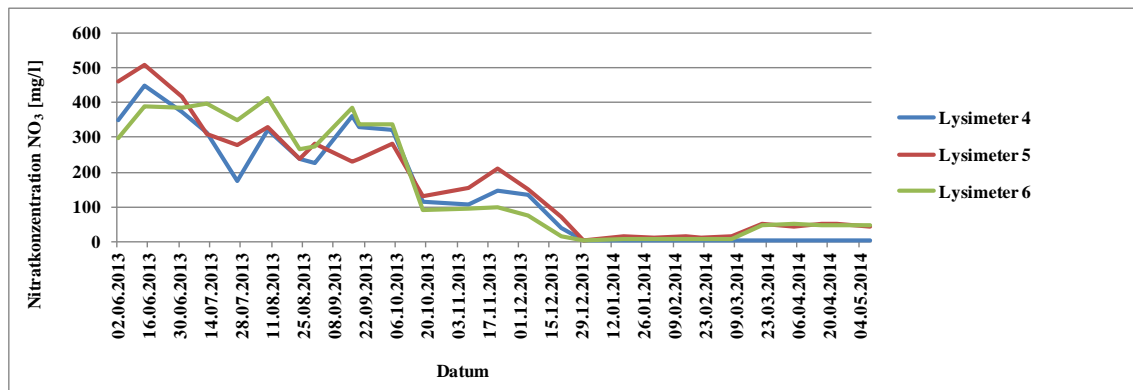


Abbildung 76: Nitratkonzentration NO₃ [mg/l] über den gesamten Versuchszeitraum im Baustoffrecyclingmaterial

Die *anorganischen Stickstoffauswaschungen (Summe an Ammonium-N, Nitrit-N und Nitrat-N)* zeigen an den Schotterrasenversuchsflächen mit eingebauten Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterialien ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen den beiden Materialien und zudem massiv hohe Austräge auf (siehe Abbildung 77, Abbildung 78).

Dabei liegen die anorganischen Stickstoffauswaschungen pro Sickerwasserereignis im Durchschnitt bei 0,28 kg/ha im Kalkschottermaterial sowie bei 2,75 kg/ha im Baustoffrecyclingmaterial.

Die durchschnittliche anorganische Jahresstickstoffauswaschung im Kalkmaterial liegt bei 22,13 kg/ha und im Baustoffrecyclingmaterial bei 221 kg/ha, welche durch das statistische Auswertungsprogramm SPSS einen hochsignifikanten Unterschied zeigt.

In den Kalkschottermaterialien unterscheidet sich Lysimeter 1 von den beiden anderen Wiederholungen in Lysimeter 2 und 3. Hier liegt besonders im Anlagejahr die anorganische Stickstofffracht um bis zu 2 kg/ha höher vor als in den Kammern 2 und 3. Beim Baustoffrecyclingmaterial weisen alle drei Kammern in beiden Jahren fast identische Stickstofffrachten auf.

Insgesamt ist die durchschnittliche Stickstoffauswaschung im Baustoffrecyclingmaterial um den Faktor 10 höher als im Kalkschottermaterial. Im Vergleich hierzu liegt für Phosphor die Auswaschung bei nur durchschnittlichen 3 g/ha. Kalium weist im Kalkschottermaterial eine Auswaschung von <1 kg/ha, im Baustoffrecyclingmaterial von knapp 14 kg/ha auf. Für Calcium liegen die Auswaschungswerte des Kalkschottermaterials bei 3 kg/ha, die des Baustoffrecyclingmaterials bei knapp 30 kg/ha.

Ein Grund für die extrem hohe Stickstofffracht des Baustoffrecyclingmaterials liegt sicherlich primär an dessen höheren Nährstoffausgangsgesamt, da die Versuchsflächen nicht gedüngt wurden und ein allfälliger, in dieser Arbeit allerdings nicht erhobener, atmosphärischer Eintrag von Stickstoff für alle Varianten gleichermaßen anzurechnen wäre.

Die starken Auswaschungen des ersten Jahres lassen sich zusätzlich mit der noch geringen Vegetationsbedeckung erklären. Bis zu einem stabilen Vegetationsaufbau ist daher vor allem bei der Verwendung von Baustoffrecyclingmaterialien mit massiven Stickstofffrachten zu rechnen, welche dann über das Jahr hinweg allerdings weniger werden und sich im Folgejahr so weit reduzieren, dass die Austräge weitgehend denen von typischen Grünlandflächen entsprechen (Taube und Pötsch 2001).

Ergebnisse und Diskussion

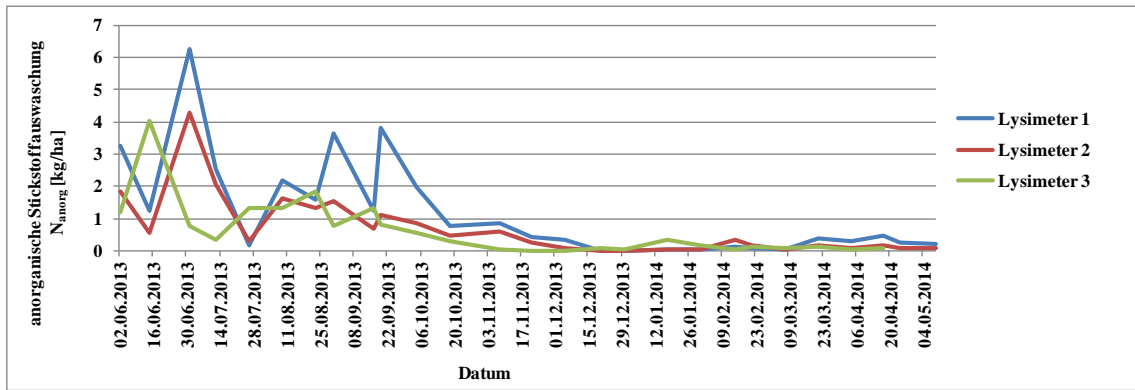


Abbildung 77: anorganische Stickstoffauswaschungen N_{anorg} [kg/ha] über den gesamten Versuchszeitraum im Kalkschottermaterial

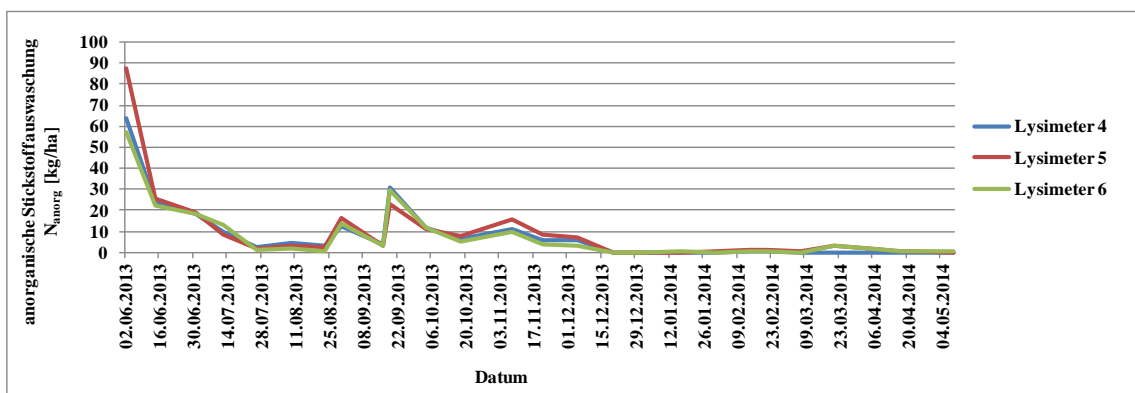


Abbildung 78: anorganische Stickstoffauswaschungen N_{anorg} [kg/ha] über den gesamten Versuchszeitraum im Baustoffrecyclingmaterial

Die genauen Nährstoffkonzentrationen bzw. die Austragsfrachten für die jeweiligen analysierten chemischen Elemente im Sickerwasser sind dem Anhang Tabelle 35 und Tabelle 36 zu entnehmen.

5.6 Bodenwasserhaushaltsmodell

5.6.1 Modelleingangsgrößen

5.6.1.1 Niederschlag

Die Niederschlagsdaten für den Versuchszeitraum von 1. Juni 2013 bis 31. Mai 2014 am Standort Gumpenstein wurden von der ZAMG sowohl in stündlicher als auch täglicher Auflösung zur Verfügung gestellt. Die Niederschläge fielen relativ gleichmäßig verteilt über das gesamte Versuchsjahr hinweg und machen in der Gesamtmenge 993,9 mm aus. Dies entspricht etwa den Größenordnungen der Niederschläge von 1000 mm bis 1200 mm der Klimaregion Zentrales Ennstal und zugleich auch dem langjährigen Niederschlag am Standort Gumpenstein (siehe Kapitel 2.3) (Land Steiermark - Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2014, Schaumberger 2011). Die Zahl der Tage, an denen Niederschlag gemessen wurde, liegt bei 177 Tagen.

Die maximale Niederschlagsmenge wurde im Anlagejahr 2013 erreicht, hier fielen am 1.6.2013 52,5 mm Niederschlag. Ein weiteres Niederschlagsmaximum wurde im Folgejahr, am 16.3.2014, mit 38,7 mm Niederschlag gemessen. Längere Trockenperioden, in denen fast keine Niederschläge bzw. nur Mengen von 1-2 mm fielen, sind Mitte Juli 2013, im Dezember 2013 sowie Ende Februar und Ende März 2014 zu verzeichnen (siehe Abbildung 79).

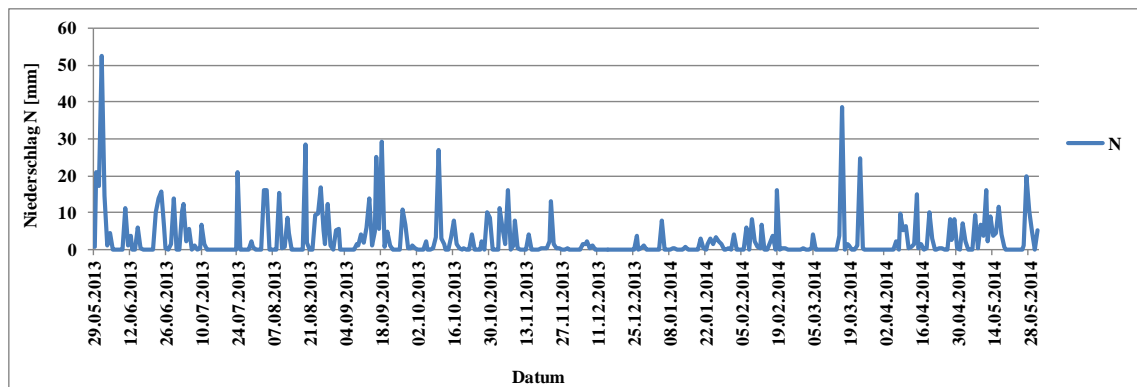


Abbildung 79: Niederschlagsmengen über den Versuchszeitraum von Anfang Juni 2013 bis Ende Mai 2014

5.6.1.2 Verdunstung

5.6.1.2.1 Vergleich der Verdunstungsmodelle nach Thorntwaite, Haude und der FAO Gras-Referenzverdunstung

Der Vergleich der unterschiedlichen *potentiellen Verdunstungsberechnungen* nach Thorntwaite, Haude und dem FAO Gras-Referenzverdunstungsverfahren zeigt einen annähernd übereinstimmenden Verlauf (siehe Abbildung 80). Die FAO Gras-Referenzverdunstung ergibt jedoch in den Sommermonaten höhere und im Winter wiederum niedrigere Werte gegenüber der Thorntwaite/Haude-Verdunstung.

Da die potentielle Verdunstung eine Verdunstung bei unbegrenzt verfügbarem Wasserangebot darstellt, werden Zeiten mit geringem Wasserangebot nicht berücksichtigt. Gerade in den Sommermonaten ist das Wasserangebot oft nicht ausreichend und daher die potentielle Verdunstung höher als die tatsächliche Verdunstung. Grund für die höheren potentiellen als auch tatsächlichen Verdunstungswerte in den Sommermonaten liegt letztlich aufgrund der

höheren Strahlungsenergie, welche an der Erdoberfläche in andere Energieflüsse umgesetzt wird, unter anderem in den latenten Wärmefluss durch die Verdunstung.

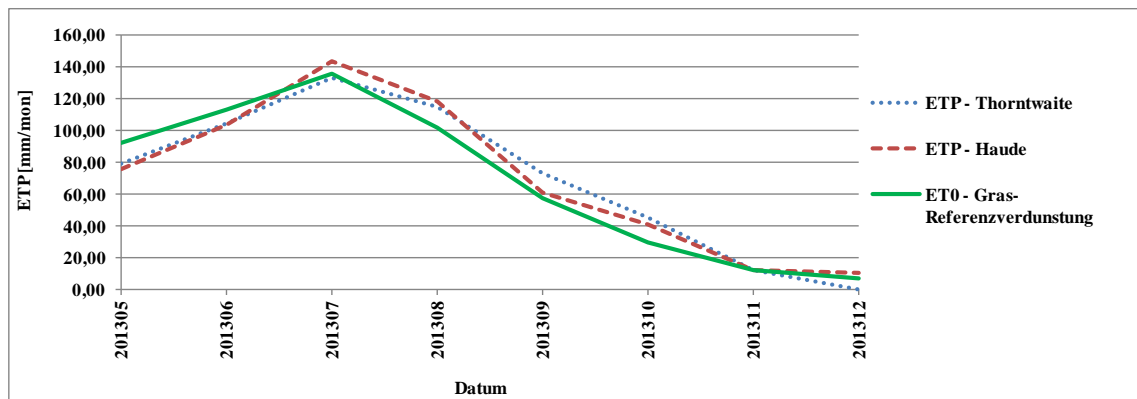


Abbildung 80: Vergleich der monatlichen potentiellen Verdunstung ETP nach Thorntwaite/Haude und ET_0 nach der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013

Mit den Eingangsgrößen Niederschlag und potentieller Verdunstung kann die klimatische Wasserbilanz von Einzugsgebieten ermittelt werden (siehe Kapitel 4.7.1.3).

Das Modell der klimatischen Wasserbilanz, als Differenz aus Niederschlagsrate minus potentieller Verdunstungsrate, verläuft reziprok zum Modell der potentiellen Verdunstung (siehe Abbildung 81). Da die FAO Gras-Referenzverdunstung im Mai und Juni höhere Werte als die Verdunstung nach Thorntwaite und Haude ergibt, zeigt die klimatische Wasserbilanz in denselben Monaten für die Gras-Referenzverdunstung eine geringere Auffüllung des Bodenwasserspeichers als die nach den Modellen von Thorntwaite und Haude ermittelte. In den Herbstmonaten ergibt sich mit der Gras-Referenzverdunstung wiederum eine höhere Bodenwasserspeicherauffüllung als mit den Verfahren nach Thorntwaite und Haude.

Zwischen Juli und August kommt es zu einer Verminderung des Bodenwasserspeichervorrats, mehr Wasser verdunstet als in Form von Niederschlägen zugeführt wird. Dabei zeigen alle drei Modelle annähernd dieselben Werte.

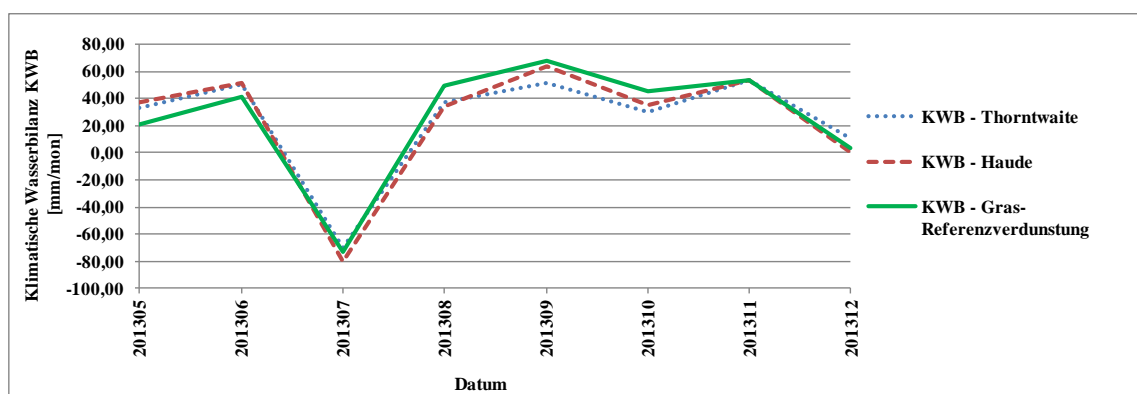


Abbildung 81: Vergleich der monatlichen klimatischen Wasserbilanz nach Thorntwaite, Haude und der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013

Die drei ausgewählten Verfahren zur Berechnung von *tatsächlichen Verdunstungsraten* und in weiterer Folge Grundwasserneubildungsraten für die Bestimmung des Bodenwasserhaushaltes von Schotterrasenflächen zeigen hingegen starke Abweichungen voneinander. Die für den Vergleich der drei unterschiedlichen Modelle verwendete monatliche, schrittweise

Modellierung ist sicherlich deutlich mehr fehlerbehaftet als eine in Tagesschritten erfolgte Modellierung.

Stellt man einen Vergleich der monatlichen tatsächlichen Verdunstungsergebnisse nach dem Thorntwaite-, Haude- und dem FAO Gras-Referenzverdunstungsverfahren auf, so ergeben sich für das Thorntwaite- und Haude-Verfahren, ähnlich der potentiellen Verdunstungsberechnung, höhere tatsächliche Verdunstungswerte als die berechneten nach der FAO Gras-Referenzverdunstung. Im Unterschied zur potentiellen Verdunstungsanalyse sind die von Mai bis Juli errechneten Werte nach dem Thorntwaite- und Haude-Verfahren höher (siehe Abbildung 82).

Ein Unterschied zur vorher diskutierten potentiellen Verdunstung besteht im Kurvenverlauf der Verdunstungshöhe. Hier nimmt die Verdunstung von Juni bis Juli ab, steigt bis August wieder an, ehe sie im Winter wieder geringere Werte aufweist. Da die tatsächliche Verdunstung von einem begrenzt verfügbaren Wasserangebot ausgeht (Hölting und Coldewey 2013), steht in der Periode der Verdunstungsabnahme weniger Wasser zur Verfügung als in Zeiten der Zunahme, daher kann weniger verdunsten. Dies lässt sich sehr gut anhand der klimatischen Wasserbilanz nachvollziehen. Ist die klimatische Wasserbilanz negativ, sinken auch die tatsächlichen Verdunstungswerte, ergibt sich durch den Niederschlag und der potentiellen (bzw. Gras-Referenz) Verdunstung eine positive Wasserbilanz, steigen wiederum die tatsächlichen Verdunstungswerte (siehe Abbildung 83). Von Mitte bis Ende Juli ist der Bodenwasserspeicher schon erheblich reduziert und dadurch die Verdunstung stark eingeschränkt (praktisch null). Daher findet die Verdunstung nur vorübergehend in Zeiten positiver klimatischer Wasserbilanz statt, wenn der Speicher wieder aufgefüllt wird. Aufgrund der hohen ETP im Sommer und der durch die beiden Materialien gegebenen kleinen nutzbaren Feldkapazität (siehe Kapitel 5.6.2), verringert sich dann aber das verfügbare Bodenwasser wieder sehr rasch. In den Wintermonaten sind trotz positiver klimatischer Wasserbilanz die Verdunstungswerte verhältnismäßig gering. Generell gesehen liegen an beiden, sowohl dem potentiellen Verdunstungs- als auch dem tatsächlichen Verdunstungsmodell, die Verdunstungsraten im Sommer höher als im Winter. Die Ursache dafür ist die zwischen Winter und Sommer unterschiedliche Strahlungsbilanz und dadurch bedingter unterschiedlicher Energieumsatz (daher auch Unterschied der Lufttemperatur als auch der Verdunstung) an der Erdoberfläche.

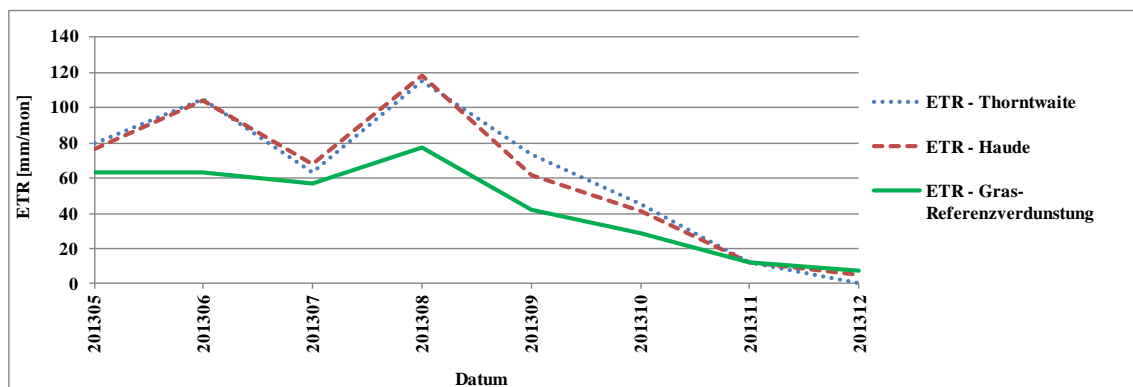


Abbildung 82: Vergleich der monatlichen tatsächlichen Verdunstung nach Thorntwaite, Haude und der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013

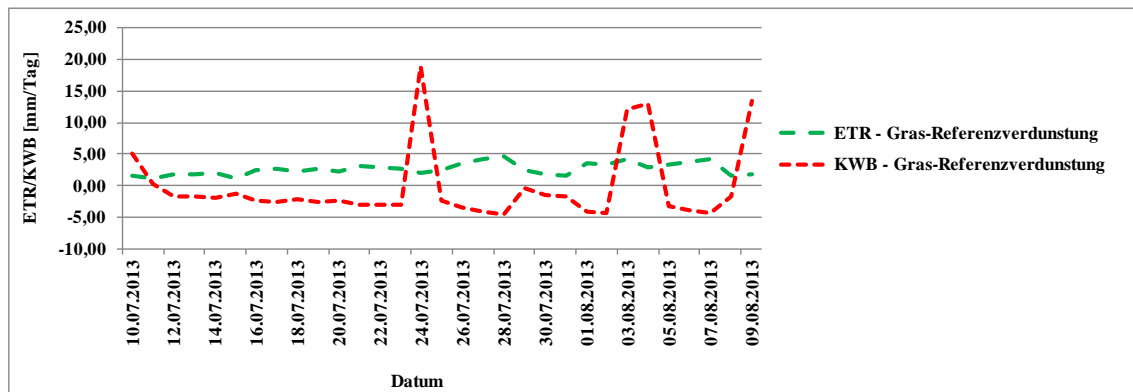


Abbildung 83: Korrelation der klimatischen Wasserbilanz und der tatsächlichen Verdunstung ausgehend von der Gras-Referenzverdunstung im Zeitraum von 10.7. bis 9.8.2013

Mit der ausgehend von der Gras-Referenzverdunstung ermittelten relativ niedrigen tatsächlichen Verdunstung werden die höchsten Sickerwasserraten im Vergleich zu den tatsächlichen Verdunstungswerten nach Thornthwaite und Haude bestimmt (siehe Abbildung 84).

Der Kurvenverlauf ist identisch mit der klimatischen Wasserbilanz. Im Mai und Juni steigen die Sickerwasserraten infolge der positiven klimatischen Wasserbilanz, in Zeiten einer negativen Wasserbilanz sinken dabei die Raten. Im Herbst kommt es wiederum durch die Bodenwasserspeicherauffüllung zu einem Anstieg.

Nach den Sickerwasserraten zu schließen, erzielen die einfacheren Modelle nach Thornthwaite und Haude ähnliche Ergebnisse wie mit jenem auf Basis der Gras-Referenzverdunstung. So können auf Standorten mit wenig vorhandenen Daten wie z.B. nur mit dem Niederschlag und der Temperatur auch Bodenwasserhaushaltsmodelle nach Thornthwaite und Haude eingesetzt werden. Jedoch wenn genügend Daten vorhanden sind, wie sie im Falle an den Versuchsflächen in Raumberg-Gumpenstein gegeben sind, wird das Modell der Gras-Referenzverdunstung nach Allen (1998) empfohlen.

Außerdem scheint der Verlauf von berechnetem Sickerwasser auf Basis der FAO Gras-Referenzverdunstung, welche für Schotterrasenflächen an inneralpinen Standorten zu erzielen sind, am plausibelsten. Sie zeigen die geringsten Verdunstungsraten, wie sie im Anlagejahr an Schotterrasenflächen gegeben sind und steigen dann mit fortschreitender Vegetation an. Die Versickerungsraten werden durch die Gras-Referenzverdunstung hingegen am besten dargestellt und sind durch den Aufbau der wasserdurchlässigen Materialien an den Schotterrasenflächen – Kalkschotter und Baustoffrecyclingmaterial – auch tatsächlich gegeben.

Für das im Folgenden beschriebene Modell zur Bestimmung des Bodenwasserhaushaltes an Schotterrasenflächen, wurde die von der FAO empfohlene Gras-Referenzverdunstung verwendet.

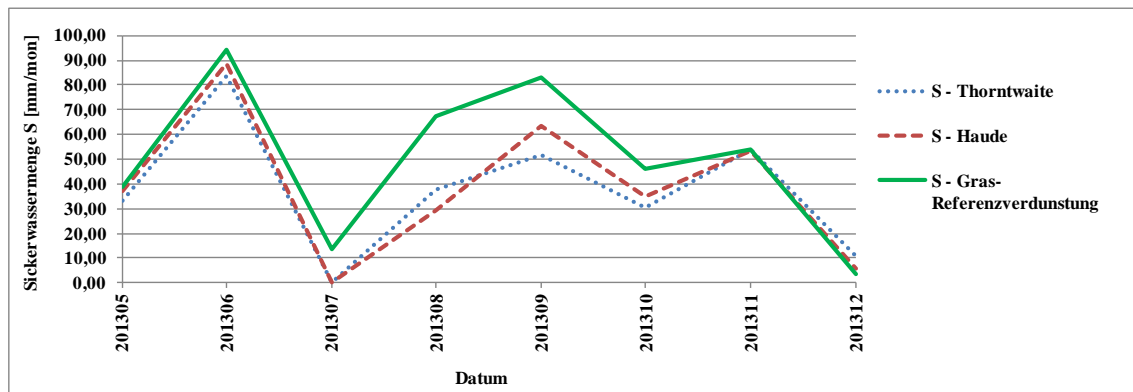


Abbildung 84: Vergleich der monatlichen Sickerwasserraten nach Thorntwaite, Haude und der FAO Gras-Referenzverdunstung von Ende Mai 2013 bis Dezember 2013

5.6.1.2.2 Erweitertes Verdunstungsmodell der Gras-Referenzverdunstung auf Basis des Pflanzenkoeffizienten k_c (crop coefficient)

Die ermittelte Gras-Referenzverdunstung wird zur genauen Bestimmung der Versickerungsraten auf Schotterrasenflächen mit dem Pflanzenkoeffizienten k_c korrigiert. Dieser dient zur Berücksichtigung der auf Schotterrasen angesäten Vegetation. Die Wuchshöhen werden in diesem Modell, ausgehend vom Anlagejahr bis zum zweiten Hauptnutzungsjahr, im Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial bestimmt. Zusätzlich werden die k_c Faktoren im Kalkschottermaterial im Falle einer 2-schnittigen Bewirtschaftung bzw. 3-schnittigen Bewirtschaftung von Schotterrasenflächen bestimmt, um daraus bestmögliche Versickerungsraten bei einer mehrjährigen Nutzung zu erhalten (siehe Kapitel 5.6.4).

Die ermittelten k_c Faktoren des Kalkschottermaterials und des Baustoffrecyclingmaterials sind, unter Anlehnung der FAO Guideline nach Allen (1998), in Abbildung 85 ersichtlich.

Dabei wird im Kalkschottermaterial aufgrund der langsamen Vegetationsentwicklung (siehe Kapitel 5.4) ab Beginn der Anlage Ende Mai 2013 bis Ende Juni 2013, ein von der FAO angeführter, Faktor von 0,15 angenommen. Dieser steigt dann linear bis Ende Juli auf 0,75, bleibt die zwei darauffolgenden Monate konstant auf diesem Wert bestehen, ehe er vom 1.10 bis 31.10 linear auf den von der FAO ermittelten Wert von 0,15 sinkt.

Im Folgejahr kommt es, ab Beginn der Vegetationsentwicklung am 10.4 wieder zu einer linearen Zunahme dieses Wertes auf 0,45 bis Ende Mai (Schaumberger 2011).

Im Baustoffrecyclingmaterial steigt aufgrund der stärker ausgebildeten Vegetationsentwicklung (siehe Kapitel 5.4) der Wert von 0,15 ab Beginn der Anlage bis Ende Juli linear auf 0,9. Dieser bleibt bis zum ersten und in diesem Jahr einzigen Schnitt am 11.9 konstant auf diesem Wert bestehen, bis er infolge dieser einmaligen Nutzung auf 0,3 sinkt. Ab diesem Zeitpunkt kommt es aufgrund der späten Jahreszeit zu keinem weiteren Vegetationsaufbau und damit zu einer linearen Abnahme des k_c Faktors bis 31.10. Danach wird bis Ende des Jahres und im darauffolgenden Jahr bis zum Zeitpunkt des Vegetationsbeginns, am 9.4., der nach der FAO angelehnte Faktor von 0,15 angenommen. Die Vegetationsentwicklung wird durch eine lineare Funktion bis zum 31.5 mit einem Wert von 0,7 berücksichtigt.

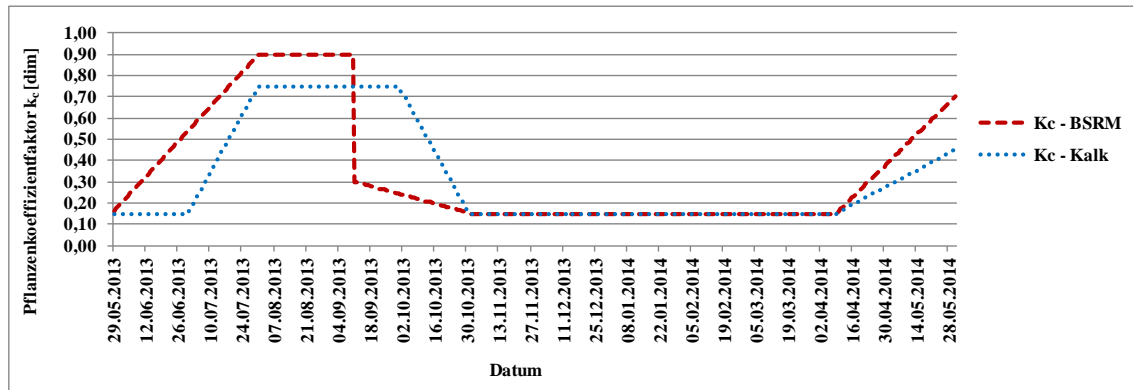


Abbildung 85: k_c Faktoren des Baustoffrecyclingmaterials und des Kalkschottermaterials im Versuchszeitraum von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014

5.6.1.2.3 Interzeptionsverdunstung auf Basis des Blattflächenindex LAI (leaf area index):

Zur Bestimmung des Einflusses der an den Blättern und Stängel der Pflanzen hängengebliebenen und verdunsteten Wassermenge, welche als Interzeption bzw. Interzeptionsverdunstung bezeichnet wird, wird der Blattflächenindex (leaf area index LAI) benötigt. Die durchschnittlichen LAI Werte im Kalkschotter liegen bei 0,18, diejenigen des Baustoffrecyclingmaterials bei 1,22 (siehe Kapitel 0).

Ausgehend von den ermittelten Werten des LAI und des Freilandniederschlags N [mm] wird zunächst die Interzeptionshöhe I [mm] nach Hoyningen-Huene (1983) berechnet. Für Baustoffrecyclingmaterial ergeben sich gegenüber Kalkschottermaterial aufgrund der stärkeren Vegetationsausbildung und der damit höheren LAI-Werte höhere Interzeptionshöhen (siehe Abbildung 86). Im Baustoffrecyclingmaterial werden maximal 1,56 mm, im Kalkschottermaterial hingegen nur 1,03 mm erreicht. In beiden Materialien sind in den Sommermonaten die Interzeptionshöhen aufgrund der höheren Niederschläge höher als in den Zeiten mit geringen Niederschlagsraten, wie im Dezember 2013 mit nur maximal knapp 4 mm.

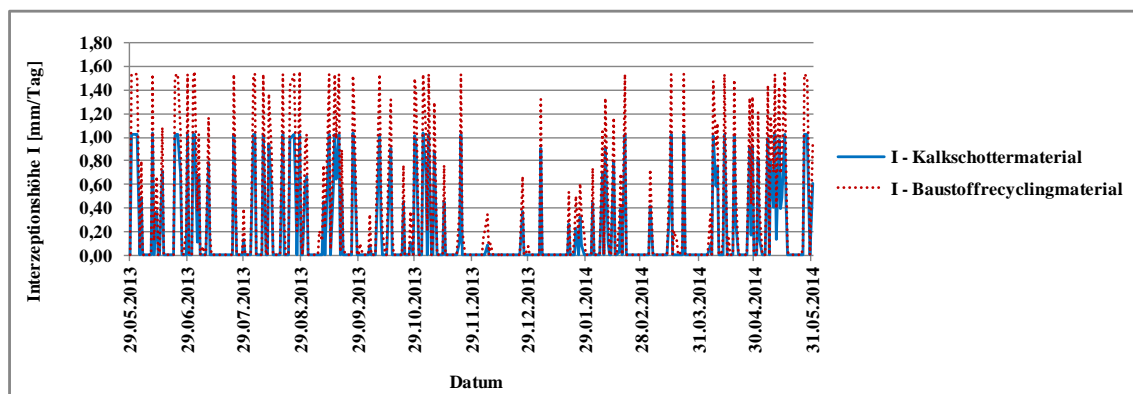


Abbildung 86: Tagessummen der Interzeptionshöhe I des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014

Aus den ermittelten LAI-Werten lässt sich weiter der Grenzregen N_{gr} , welcher das je nach Entwicklungszustand maximale Rückhaltevermögen der Pflanzenbestände darstellt, erfassen. Dieser liegt für Kalkschottermaterial bei 11,27 [l/m²], für Baustoffrecyclingmaterial bei 12,54 [l/m²].

Diejenige Wassermenge, welche an den Blättern und Stängel der auf Schotterrasenflächen befindlichen Pflanzen verdunstet, die sogenannte Interzeptionsverdunstung E_i [mm], ist für

Baustoffrecyclingmaterial tendenziell höher als für Kalkschottermaterial (siehe Abbildung 87). Grund hierfür ist der höhere LAI sowie die höheren, angenommenen Pflanzenkoeffizientfaktoren k_c des Baustoffrecyclingmaterials. Einzig im September 2013 liegt die Interzeptionsverdunstung für Kalkschottermaterial höher, da hier im Vergleich zum Baustoffrecyclingmaterial keine Nutzung erfolgte und dadurch die k_c -Faktoren höher liegen.

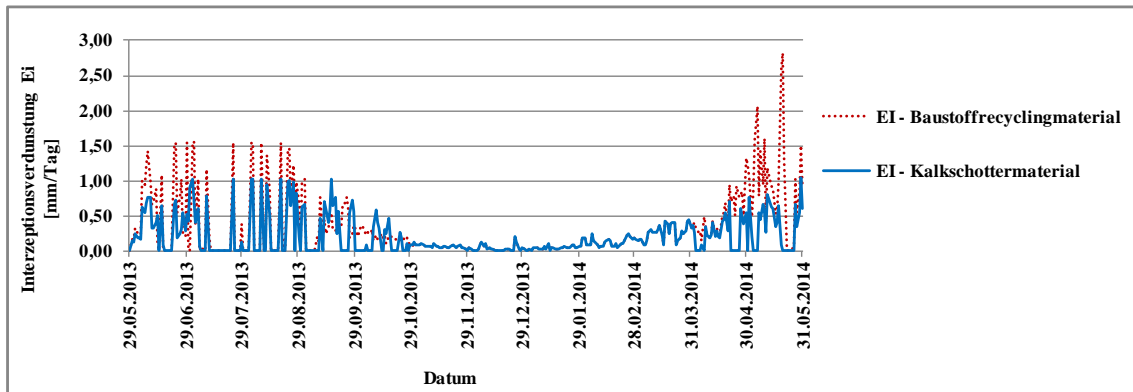


Abbildung 87: Interzeptionsverdunstung E_i des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014

Die mittels der k_c Faktoren und der Interzeptionsverdunstung korrigierte Gras-Referenzverdunstung, die maximale Verdunstung, war zu Beginn der Anlage im Mai 2013 im Baustoffrecyclingmaterial, aufgrund der sofortigen linearen Zunahme des Pflanzenkoeffizientfaktors, höher als die im Kalkschottermaterial. Auch die in den Sommermonaten ermittelte maximale Verdunstung des Baustoffrecyclingmaterials war aufgrund der stärker ausgebildeten Vegetationsentwicklung und damit höheren k_c Faktoren höher als die des Kalkschottermaterials. Im September 2013 zeigt das Baustoffrecyclingmaterial infolge des ersten und in diesem Jahr einzigen Schnitts geringere maximale Verdunstungswerte, verglichen mit den Werten im Kalkschottermaterial. In den Wintermonaten war die Verdunstung in beiden Materialien, aufgrund desselben Pflanzenkoeffizientfaktors, identisch. Im Frühjahr wiederum stieg die Verdunstung des Baustoffrecyclingmaterials aufgrund des größeren k_c Faktors höher als im Kalkschottermaterial (siehe Abbildung 88).

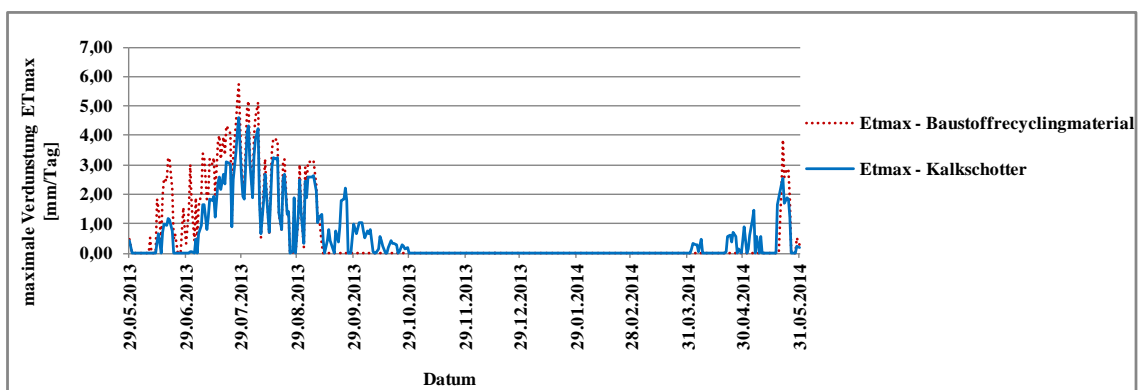


Abbildung 88: Maximale Verdunstung E_{Tmax} des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014

Die im kalibrierten Bodenwasserhaushaltsmodell (Kapitel 5.6.2) ermittelte tatsächliche Verdunstung zeigt einen ähnlichen Verlauf wie die maximale Verdunstung, jedoch fallen die Verdunstungswerte aufgrund des begrenzt verfügbaren Wasserangebots geringer aus, als bei der maximalen Verdunstung (siehe Abbildung 89.). Das für die Verdunstung verfügbare Wasserangebot wird durch den vorhandenen Niederschlag limitiert, folglich korreliert die tatsächliche Verdunstung mit der klimatischen Wasserbilanz. Kommt es zu einer Rücklage des Bodenwasserspeichers, steigt auch die tatsächliche Verdunstung, kommt es zu einer Entnahme, sinken die tatsächlichen Verdunstungswerte. Jedoch sind im Allgemeinen die Verdunstungswerte bei einer Auffüllung geringer als bei einer Entnahme des Bodenwasserspeichers.

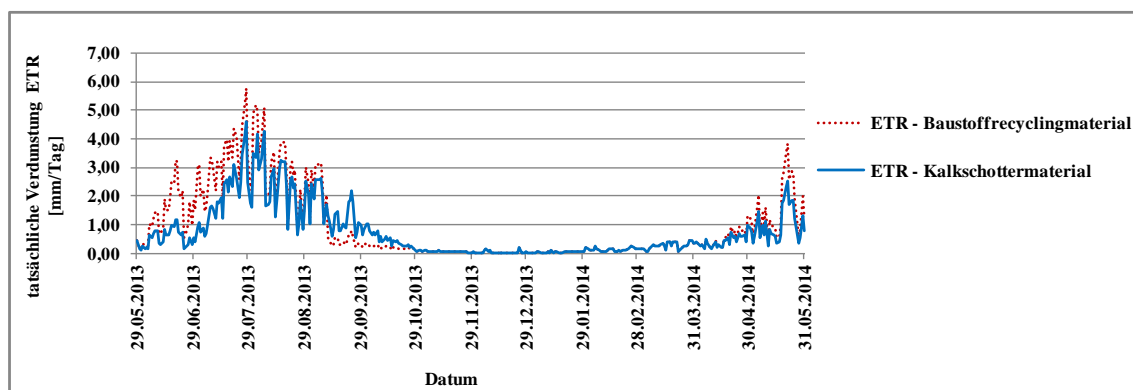


Abbildung 89: Tatsächliche Verdunstung ETR des Kalkschotter- und des Baustoffrecyclingmaterials von Ende Mai 2013 bis Ende Mai 2014

5.6.2 Kalibrierung

5.6.2.1 Kalibrierung

Die Kalibrierung des Bodenwasserhaushaltsmodells erfolgt mit gemessenen Sickerwasserraten an den Schwerkraftlysimetern der Versuchsfläche 1 (siehe Kapitel 5.5).

Auf Basis des Modells der Gras-Referenzverdunstung werden Versickerungsraten von Schotterrasenflächen unter Einfluss des auf Schotterrasen bestehenden bzw. sich entwickelnden Pflanzenwachstums, ausgehend von den zur Verfügung gestellten meteorologischen Wetterdaten, geschätzt.

Dabei wurde für das Kalkschottermaterial nach der linearen Reduktionsfunktion unter Anlehnung nach Dyck und Peschke (1995), Matthes und Ubell (2003) bzw. Van Bavel (1966) ein Schwellenwert des Bodenwassergehaltes, ab dem die Verdunstung reduziert wird, von 0,7 angenommen. Mit zunehmenden nutzbaren Feldkapazitätswerten nehmen die Sickerwassermengen ab, jedoch wird bei sehr hohen nFK-Werten die Veränderung der Sickerwassermengen immer geringer und die Sickerwasserraten werden bezüglich des Parameters der nutzbaren Feldkapazität unempfindlich. Ab einem nFK-Wert von 65 mm ändern sich die Sickerwassermengen nur noch sehr gering und die modellierten Ergebnisse liegen selbst bei sehr hohen nFK-Werten noch immer über den gemessenen Mengen.

Demzufolge müssen nutzbare Feldkapazitätswerte für Kalkschottermaterial an Schotterrasenflächen laut diesem Modell verglichen mit den gemessenen Sickerwassermengen ab 65 mm oder höher liegen, jedoch aufgrund der selber gemessenen Bodenwassergehalte (siehe Kapitel 5.2.2) und Literaturwerte wie nach Scheffer und Schachtschabel (2010), für die von Grobsand eine nFK von 70 mm gegeben ist, eher am unteren Limit liegen. Unter Annahme

Ergebnisse und Diskussion

einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm liegt die Jahressumme des Sickerwasserabflusses im Kalkschotter laut diesem Modell bei 760,88 mm, die Messungen ergaben allerdings einen etwas niedrigeren Wert von 703,96 mm (siehe Abbildung 90).

Die tatsächliche Verdunstung von Schotterrasenflächen mit aufgebauten Kalkschotter liegt im Jahresverlauf bei insgesamt 198,36 mm, die verdunstete Menge macht daher 20% des Gesamtniederschlags aus.

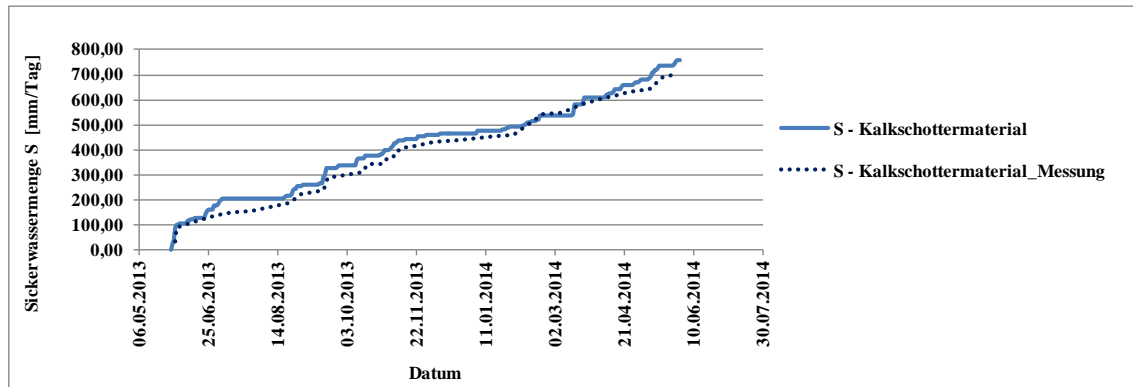


Abbildung 90: Kalibrierung der Sickerwassermengen S von Schotterrasenflächen mit aufgebauten Kalkschottermaterial und gemessenen Sickerwassermengen ausgehend von einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 0,7 und einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm.

Im Baustoffrecyclingmaterial wurde nach Dyck und Peschke (1995), Matthes und Ubell (2003) bzw. Van Bavel (1966) ebenfalls ein Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 0,7 angenommen, bei dessen Unterschreitung die Verdunstung linear mit der Abnahme des Wassergehalts abnimmt.

Die beste Anpassung der modellierten Sickerwassermengen mit den gemessenen Sickerwassermengen können laut diesem Modell nur mit sehr hohen nutzbaren Feldkapazitätswerten ab 200 mm erzielt werden, ab diesem Wert ändern sich die Mengen nur noch geringfügig und sind somit nicht mehr sensitiv in Bezug auf den Parameter der nutzbaren Feldkapazität. Mit solch hohen, jedoch für dieses Material unrealistischen Werten, von 200 mm liegen die berechneten Mengen noch immer höher als die gemessenen.

Unter Annahme eines nFK-Wertes für Baustoffrecyclingmaterial an Schotterrasenflächen von 200 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes ab dem eine lineare Abnahme der Verdunstung stattfindet, liegt die modellierte Jahressumme des Sickerwasserabflusses bei 681,78 mm und damit um fast 100 mm niedriger als jene im Kalkschottermaterial. Die Jahressumme des Sickerwasserabflusses die an den Schwerkraftlysimetern der Baustoffrecyclingmaterialien gemessen wurde, liegt mit 530,70 mm gegenüber dem modellierten Ergebnis des Baustoffrecyclingmaterials auf einem deutlich niedrigerem Niveau.

Folgt die Berechnung mit einem für Baustoffrecyclingmaterial realistischeren, niedrigeren nFK-Wert von 65 mm, liegen die Jahressummen des modellierten Sickerwasserabflusses bei 705,55 mm und damit um 200 mm höher als die an den Lysimetern gemessenen Jahressummen (siehe Abbildung 91).

Die Wassermenge die tatsächlich an Flächen mit Baustoffrecyclingmaterial als Oberbau verdunstet, beträgt laut Modell 231,61 mm und liegt dabei etwas höher als diejenige an

Kalkschotterflächen. Die Verdunstungsrate auf Baustoffrecyclingflächen beträgt insgesamt 25% des Gesamtniederschlages.

Verglichen mit den Ergebnissen der Bodenwassergehaltsbestimmungen (siehe Kapitel 5.2) sind auch hier die nutzbaren Feldkapazitätswerte basierend auf einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 4 dm in den Humussubstraten niedriger als in den Kompostsubstraten und zeigen einen signifikanten Unterschied an, jedoch sind die im Modell ermittelten Werte für beide Schotterrasenmaterialien um das Vierfache höher als die der Bodenwassergehaltsbestimmungen. Würde man in Gleichung 5.2.2-1 mit größeren Ausschöpfungstiefen von 2 dm rechnen, wären die daraus erhaltenen nFK-Werte gleich den modellierten nFK-Werten.

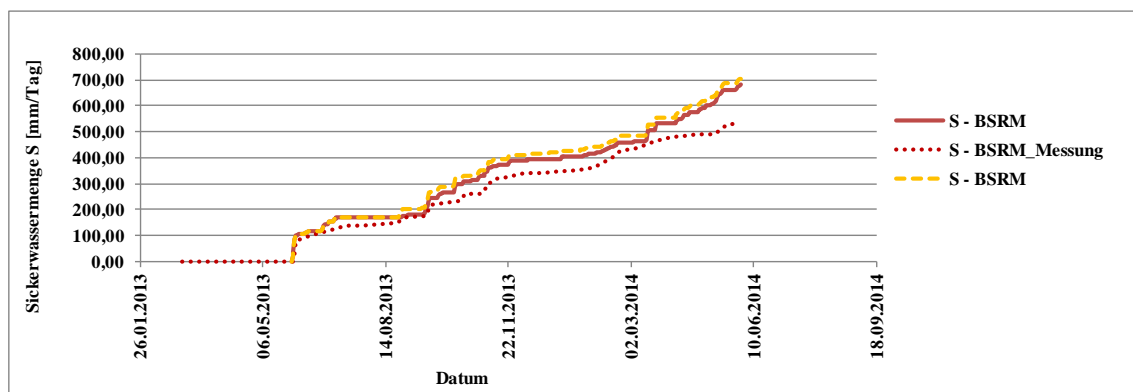


Abbildung 91: Kalibrierung der Sickerwassermengen S von Schotterrasenflächen mit aufgebauten Baustoffrecyclingmaterial und gemessenen Sickerwassermengen basierend auf einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 0,7 und einer nutzbaren Feldkapazität von 200 mm und 65 mm

An den Jahresverläufen der Versickerungsraten des Kalkschotters sowie des Baustoffrecyclingmaterials lässt sich sehr klar die Abhängigkeit der Versickerung von den Niederschlagsereignissen erkennen. Die größten Versickerungsraten kommen in Zeiten großer Niederschläge vor. Die maximale Verdunstung zeigt zudem im Frühling und in den Sommermonaten höhere Werte als die tatsächliche Verdunstung, in den Wintermonaten sind maximale und tatsächliche Verdunstung ident (siehe Abbildung 92 und Abbildung 93).

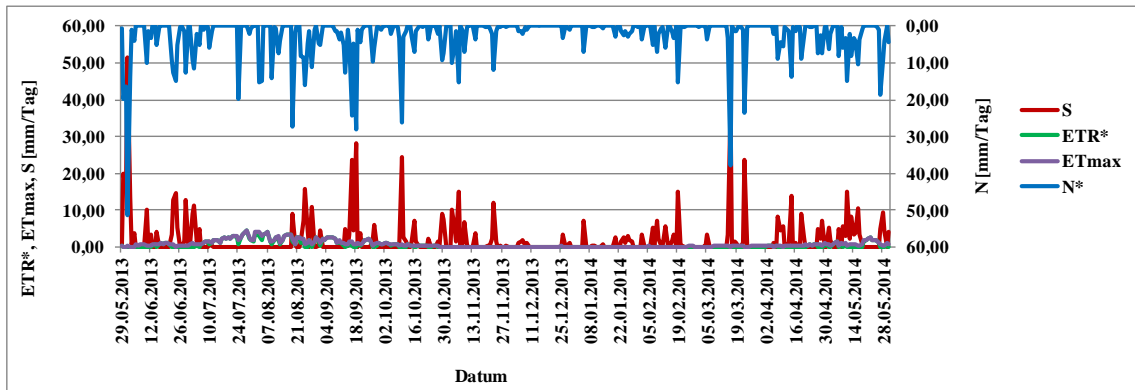


Abbildung 92: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S , Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) ET_{max} und tatsächlicher Evapotranspiration ET_{R^*} von Kalkschottermaterial für eine maximale Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70% ab dem eine lineare Abnahme der tatsächlichen Verdunstung stattfindet

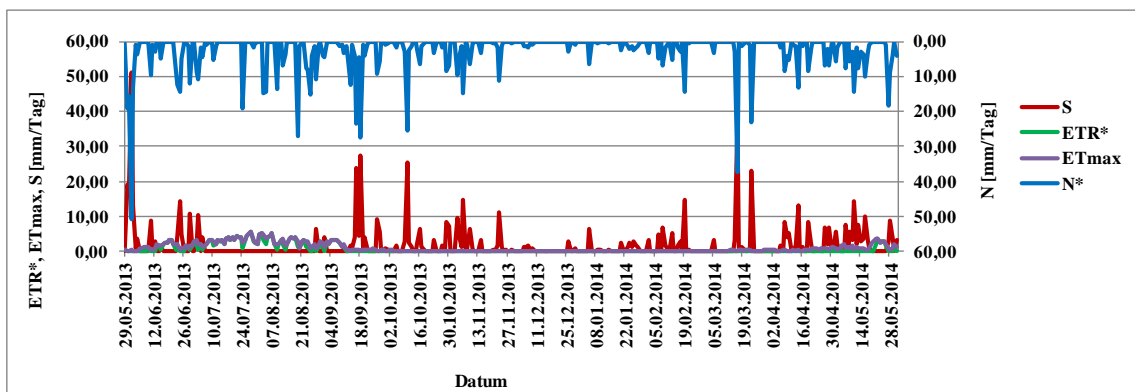


Abbildung 93: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S , Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) ET_{max} und tatsächlicher Evapotranspiration ET_{R^*} von Baustoffrecyclingmaterial für eine maximale Feldkapazität von 200 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70% ab dem eine lineare Abnahme der tatsächlichen Verdunstung stattfindet

5.6.3 Sensitivitätsanalyse und Parameterstudie

In der Sensitivitätsanalyse und Parameterstudie wird untersucht, wie sensitiv die berechneten Sickerwassermengen in Bezug auf Änderungen der Modellparameter sind.

Die Sensitivitätsanalyse des Modells basiert einerseits auf unterschiedlichen Schwellenwerten der Bodenwassergehalte, andererseits auf unterschiedlichen Werten der nutzbaren Feldkapazität. Berechnungen der Sickerwassermenge mit verändertem Schwellenwert zeigen, dass die Modellergebnisse nicht sehr sensitiv bezüglich dieses Parameters sind. In Abbildung 94 und Abbildung 95 wird deutlich, dass unterschiedliche Schwellenwerte des Bodenwassergehaltes sowohl für das Kalkschottermaterial als auch für das Baustoffrecyclingmaterial fast keinen Einfluss auf die berechneten Sickerwassermengen haben.

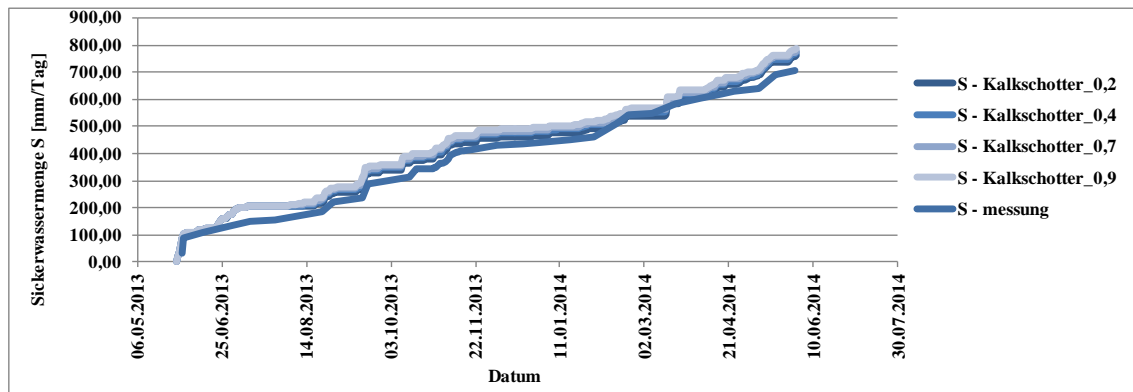


Abbildung 94: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen von Kalkschottermaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen Schwellenwerten des Bodenwassergehaltes von 0,2 bis 0,9

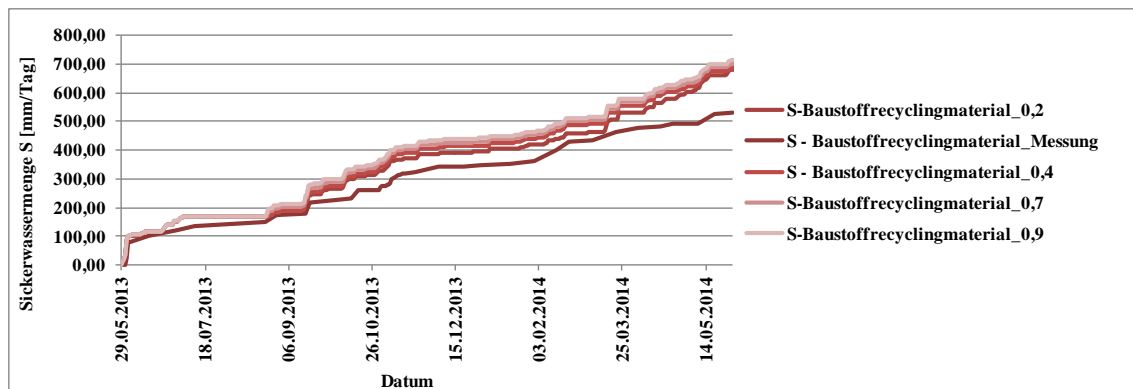


Abbildung 95: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen von Baustoffrecyclingmaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen Schwellenwerten des Bodenwassergehaltes von 0,2 bis 0,9

Tendenziell hat in beiden Materialien ein größerer Schwellenwert des Bodenwassergehaltes eine Zunahme der Versickerungsraten zur Folge. Ab einem Bodenwassergehalt von 30% steigen die Versickerungsraten des Modells im Vergleich zur Messung an, das Modell errechnet aufgrund der bereits bei höheren Wassergehalten reduzierten Verdunstung und des daraus folgenden höheren Wasserangebots im Boden höhere Sickerwassermengen.

Aufgrund der Tatsache, dass die Werte kaum Einfluss auf das Messergebnis haben und dieser Parameter anhand einer Kalibrierung nicht zuverlässig bestimmt werden kann, wird daher der Schwellenwert nach Dyck und Peschke (1995), Matthes und Ubell (2003) bzw. Van Bavel (1966) für die Berechnung der Sickerwassermengen von 70% angenommen.

Höhere Werte der nutzbaren Feldkapazität lassen sowohl im Kalkschottermaterial als auch im Baustoffrecyclingmaterial erkennen, dass die modellierten Sickerwassermengen bei höheren nFK-Werten sinken. Folglich sinkt das Verhältnis der Sickerwassermengen zum Niederschlag und das Verhältnis der tatsächlichen Verdunstung zur potentiellen Verdunstung steigt (siehe Abbildung 96, Abbildung 97).

Dabei ist im Kalkschottermaterial ab einem nutzbaren Feldkapazitätswert von 60 mm bzw. im Baustoffrecyclingmaterial ab einem nFK-Wert von 200 mm keine große Veränderung der Sickerwassermenge, dem Verhältnis tatsächlicher Verdunstung an der Bodenoberfläche zur

maximaler Verdunstung sowie dem Verhältnis Sickerwassermenge zum Niederschlag mehr ersichtlich (siehe Abbildung 96, Abbildung 97).

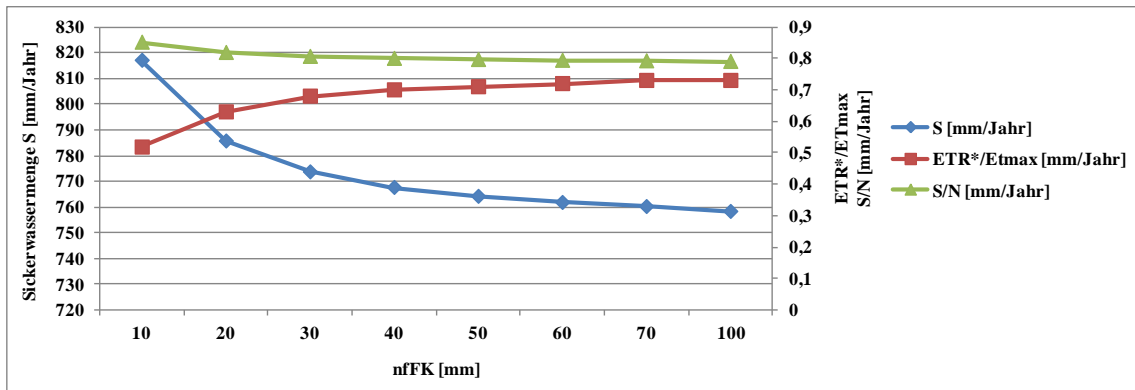


Abbildung 96: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen S, dem Verhältnis ETR*/Etmax sowie dem Verhältnis S/N von Kalkschottermaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitätswerten von 10 mm bis 100 mm

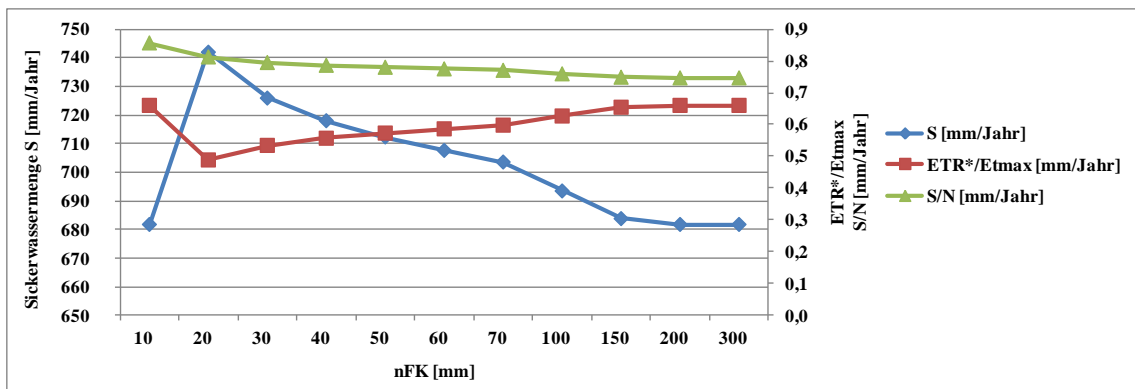


Abbildung 97: Sensitivitätsanalyse der Sickerwassermengen S, dem Verhältnis ETR*/Etmax sowie dem Verhältnis S/N von Baustoffrecyclingmaterial auf Schotterrasenflächen bei unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitätswerten von 10 mm bis 300 mm

Die folgende Parameterstudie soll den Einfluss weiterer Parameter auf das Bodenwasserhaushaltsmodell von Schotterrasenflächen aufzeigen.

5.6.3.1 Modell ohne Pflanzenkoeffizientfaktor k_c und Blattflächenindex LAI

Verwendet man das Bodenwasserhaushaltsmodell ohne den Pflanzenkoeffizientfaktor k_c , sowie ohne Interzeptionsverdunstung E_i ergibt sich, mit dem in der Kalibrierung ermittelten Wert einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70%, im gesamten Versuchsjahr eine Sickerwassermenge von 410,66 mm.

Im Mittel wurden an allen sechs Schwerkraftlysimetern jedoch 617,33 mm Versickerung gemessen. Demzufolge ergibt das Modell ohne pflanzenbauliche Parameter wesentlich geringere Versickerungsraten und eine sehr hohe tatsächliche Verdunstung von 625,01 mm.

Würde man den Wert der nutzbaren Feldkapazität stark herabsetzen, so werden höhere Sickerwassermengen modelliert. Mit einem nFK-Wert von nur 8 mm wird hingegen die Jahressumme des Sickerwasserabflusses mit 612,39 mm sowie die Jahressumme der Verdunstung mit 420,31 mm berechnet und entspricht daher am besten der gemessenen

Sickerwassermenge von 617,33 mm bzw. dem daraus resultierenden Verdunstungswert von 415,37 mm.

Dies bestätigt einerseits die, auch in den Abbildungen 94 und 95 ersichtliche, hohe Sensitivität bezüglich der nutzbaren Feldkapazität im Bereich kleiner Werte (etwa nFK < 50 mm). Andererseits zeigt sich, dass die von der Vegetation beeinflussten Parameter, der Pflanzenkoeffizientfaktor k_c und/oder der die Interzeptionsverdunstung bestimmende Blattflächenindex LAI, offenbar auch einen erheblichen Einfluss auf das Simulationsergebnis haben. Im Folgenden wird daher der Einfluss dieser Parameter noch näher untersucht.

5.6.3.2 Modell mit Pflanzenkoeffizientfaktor k_c

Unter Verwendung des Pflanzenkoeffizientfaktors k_c im Kalkschottermaterial (siehe Abbildung 85), aber ohne Interzeptionsverdunstung, ergibt sich im Bodenwasserhaushaltsmodell mit einer nFK von 65 mm und einem Schwellenwert von 0,7 im Versuchszeitraum eine Sickerwassermenge von 760,89 mm gegenüber einer gemessenen Sickerwassermenge von 703,96 mm. Die tatsächliche Verdunstung beträgt im Modell unter Einbindung des Pflanzenkoeffizientfaktors 271,81 mm. Folglich ergibt sich durch Berücksichtigung der k_c Faktoren eine Zunahme von über 300 mm an Versickerung bzw. eine Abnahme von knapp 400 mm an Verdunstung gegenüber den ermittelten Raten mit denselben nFK- und Schwellenwerten, jedoch ohne Einbeziehung des Pflanzenkoeffizientfaktors.

Das Baustoffrecyclingmaterial weist mit den angenommenen k_c Faktoren (siehe Abbildung 85), aber ohne Interzeptionsverdunstung, ausgehend von einem nFK-Wert von 200 mm bzw. einem Schwellenwert von 0,7 eine niedrigere Summe der Versickerungsrate im Jahresverlauf als das Kalkschottermaterial auf, es ergibt sich hier ein Gesamtwert von 681,78 mm.

Die tatsächliche Verdunstung beträgt im Modell des Pflanzenkoeffizientfaktors 271,81 mm. Folglich ergibt sich durch Berücksichtigung der k_c Faktoren eine Zunahme von über 300 mm Versickerung bzw. eine Abnahme von knapp 400 mm Verdunstung gegenüber den ermittelten Raten mit denselben nFK- und Schwellenwerten ohne Pflanzenkoeffizientfaktor.

Das Baustoffrecyclingmaterial weist mit den angenommenen k_c Faktoren (siehe Abbildung 85), aber ohne Interzeptionsverdunstung, ausgehend von einem nFK-Wert von 200 mm bzw. einem Schwellenwert von 0,7 eine niedrigere Summe der Versickerungsrate im Jahresverlauf als das Kalkschottermaterial auf, es ergibt sich hier ein Gesamtwert von 681,78 mm.

Sie liegen trotz Einbeziehung des pflanzenbaulichen Parameters um mehr als 100 mm höher als die gemessenen Raten von 530,70 mm.

Folglich ist dagegen die Verdunstung an Schotterrasenflächen mit aufgebauten Baustoffrecyclingmaterialien mit 367,97 mm höher als an Kalkschottermaterialien, jedoch im Anlagejahr aufgrund der noch fehlenden bzw. geringen Vegetationsausbildung geringer als es in den Folgejahren zu erwarten wäre.

Demzufolge zeigen die Sickerwassermengen im Bodenwasserhaushaltsmodell von Schotterrasenflächen eine starke Sensitivität in Bezug auf den Modellparameter des k_c Faktors. Die Einbeziehung des Pflanzenkoeffizientfaktors lassen die maximalen Verdunstungswerte, verglichen zum Modell ohne pflanzenbauliche Parameter, erheblich sinken, dadurch ergeben sich höhere Versickerungsraten, die eher den tatsächlich in den Schwerkraftlysimetern gemessenen entsprechen, aber insgesamt sogar zu einer Überschätzung der Sickerwassermengen führen.

Die Ursache für die im Kalkschottermaterial geringe und für die im Baustoffrecyclingmaterial starke Abweichung der modellierten von den gemessenen Sickerwassermengen liegt also

offenbar in der Annahme zu niedriger Pflanzenkoeffizientfaktoren, die die maximale Verdunstung zu stark reduzieren.

Den angenommenen k_c Faktoren des Kalkschottermaterials zufolge, liegen die gemittelten Faktoren bei 0,32, im Baustoffrecyclingmaterial hingegen beträgt der gemittelte k_c Wert 0,35.

Würden die Pflanzenkoeffizientfaktoren des Kalkschotters im ersten Versuchsjahr einen etwas höheren Mittelwert von 0,47 aufweisen, ergäben sich dabei mit einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm eine modellierte Gesamtsumme des Sickerwasserabflusses von 709 mm, welche den tatsächlichen Messungen nahezu perfekt entspricht.

Im Baustoffrecyclingmaterial müssten die Pflanzenkoeffizientfaktoren dagegen um einiges höher liegen, als die im Modell angenommenen Werte, um mit der tatsächlichen Messung vergleichbare Sickerwassermengen zu erreichen.

Gemittelte Werte von 0,72 der Pflanzenkoeffizientfaktoren des Baustoffrecyclingmaterials ergeben mit einer nutzbaren Feldkapazität von 200 mm Versickerungsraten von 529,95 mm und entsprechen nach diesen Annahmen nahezu exakt den gemessenen Werten von 530,70 mm.

Nimmt man eine für das Baustoffrecyclingmaterial realistischere nutzbare Feldkapazität, wie jene an den Kalkschottermaterialien kalibrierte nFK von 65 mm, an, ergeben die Sickerwassermengen im Jahresverlauf 549,68 mm und liegen demnach höher als die mittels eines nFK-Wertes von 200 mm berechneten und höher als die an den Schwerkraftlysimetern gemessenen Mengen.

Die starke Abweichung der in der Kalibrierung ermittelten nutzbaren Feldkapazitätswerte des Kalkschotters gegenüber dem Baustoffrecyclingmaterial stimmt in der Tendenz mit den Messungen des Wassergehalts in beiden Materialien überein und ist vermutlich in der unterschiedlichen Verdichtbarkeit und der unterschiedlichen Vegetationsentwicklung beider Materialien begründet. Demzufolge wird im Material mit der geringeren Verdichtungseignung, im Baustoffrecyclingmaterial, ein höherer nFK Wert erreicht als im höher verdichtbaren Kalkschottermaterial.

Die mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell ermittelten nFK-Werte erscheinen im Vergleich zu den mit einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 1 dm durch Messungen des Bodenwassergehaltes berechneten nFK-Werte (siehe Kapitel 5.2.2) jedoch relativ hoch. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Werte des Pflanzenkoeffizientenfaktors sogar noch höher angesetzt werden müssten als zuvor diskutiert. Die Tatsache aber, dass an den Humussubstraten eine geringere nFK vorhanden sein muss, bestätigen sowohl die mittels Modell als auch die mittels der effektiven Durchwurzelungstiefe berechneten nFK-Werte. Weiteres liegen, sowohl laut Modell als auch laut Berechnung nach Gleichung 5.2.2-1, die nFK-Werte im Baustoffrecyclingmaterial knapp um das Vierfache höher als jene des Kalkschottermaterials.

5.6.3.3 Modell mit Blattflächenindex LAI

Aufgrund der Tatsache, dass Schotterrasenflächen eingesät werden und daher eine gewisse Wassermenge an den Blättern und Stängel der sich dort entwickelnden Pflanzen hängenbleibt, wird zusätzlich die Interzeptionsverdunstung mit dem Blattflächenindex LAI in das Modell mit einbezogen.

Ausgehend von der kalibrierten nutzbaren Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70% verdunsteten aus dem Bodenspeicher in Summe im Versuchszeitraum im Kalkschottermaterial von der gefallen Niederschlagsmenge von 959,24 mm insgesamt 198,36 mm an der Bodenoberfläche. Der Rest von 760,88 mm fließt dem Grundwasser bzw. den Behältern in den Schwerkraftlysimetern zu. Daraus ergibt sich für die

tatsächliche Verdunstung aus dem Bodenspeicher eine um knapp 100 mm geringere tatsächliche Verdunstung, als jene mit den k_c Faktoren, aber ohne Blattflächenindex berechnete Verdunstung. Die Jahressumme des Sickerwasserabflusses bleibt ausgehend von der tatsächlichen Verdunstung und dem Niederschlag an der Bodenoberfläche die gleiche wie mit jenem Modell des Pflanzenkoeffizientfaktors ohne Berücksichtigung des LAI, auch die Sickerwassermengen ändern sich hier nur äußerst geringfügig (siehe Abbildung 98).

Zählt man zur tatsächlichen Verdunstung aus dem Bodenspeicher die Interzeptionsverdunstung hinzu, ergibt sich eine Gesamtverdunstung von 271,82 mm und ist damit gleich der tatsächlichen Verdunstung mit Berücksichtigung der k_c Faktoren, jedoch ohne Einbeziehung des LAI-Wertes.

Im Baustoffrecyclingmaterial verdunstet aus dem Bodenspeicher unter einer nutzbaren Feldkapazität von 200 mm von einer gefallenen Niederschlagsmenge von 913,39 mm an der Bodenoberfläche nur eine Menge von 231,61 mm und dadurch um über 100 mm weniger als mit dem Modell des Pflanzenkoeffizientfaktors ohne Berücksichtigung des Blattflächenindex. Die Summe der Versickerung im Versuchszeitraum beträgt 681,78 mm und ist demnach gleich der Summe des Modells basierend auf den k_c Faktoren ohne LAI Faktoren. Die jeweiligen Einzelsickerwasserereignisse sind jedoch mit dem Modell der k_c als auch LAI Faktoren tendenziell niedriger als jenes ohne den Blattflächenindex, jedoch k_c berücksichtigenden Modells (siehe Abbildung 98).

Die Gesamtverdunstung, welche sich von der tatsächlichen Verdunstung aus dem Bodenspeicher und der Interzeptionsverdunstung ergibt, ist mit 350,92 mm ident der Verdunstungsmenge des Modells mit Berücksichtigung der k_c Faktoren, jedoch ohne Einbeziehung des Blattflächenindex.

Der LAI Faktor spielt demnach für die Bestimmung der Interzeptionshöhe und in weiterer Folge für die Berechnung der Sickerwassermengen eine äußerst geringe Rolle, wohl ändert sich jedoch die tatsächliche Verdunstung aus dem Bodenspeicher an den Schotterrasenflächen, sie fallen im Vergleich zum Modell mittels der k_c Faktoren, jedoch ohne Bestimmung der Interzeption geringer aus.

Das Bodenwasserhaushaltsmodell des Kalkschotters unter Berücksichtigung des Pflanzenkoeffizientfaktors und des LAI Wertes und damit des Einflusses der Interzeption weist die höchsten Versickerungsraten aufgrund der geringen maximalen Verdunstungswerte auf. Der Pflanzenkoeffizient lässt die maximale Verdunstung, verglichen mit der Gras-Referenzverdunstung, sinken. Aufgrund der Annahme, dass im Anlagejahr und im ersten Folgejahr von Schotterrasen keine Wuchshöhen von 12 cm erreicht werden, wurden vergleichsweise niedrige k_c Faktoren verwendet und infolgedessen geringe maximale Verdunstungshöhen ermittelt.

Das Modell ohne Einbeziehung des k_c Faktors und des Blattflächenindex, weist die niedrigsten Sickerwassermengen aufgrund der sich, durch die Definition der Gras-Referenzverdunstung mit 12 cm Wuchshöhe ergebenden, höchsten Verdunstungswerte auf.

Beim Bodenwasserhaushaltsmodell des Baustoffrecyclingmaterials liegen die berechneten Versickerungsraten zwischen dem Modell der unkorrigierten Gras-Referenzverdunstung und der mit dem k_c und LAI Faktor korrigierten Verdunstung (siehe Abbildung 98).

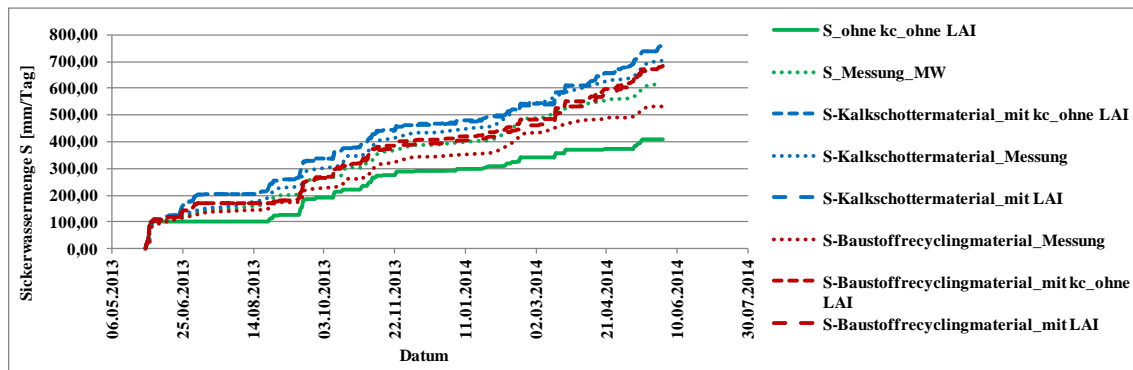


Abbildung 98: Kumulative Sickerwassermengen S des Versuchsjahres im Kalkschottermaterial bzw. Baustoffrecyclingmaterial basierend auf einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm bzw. 200 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70% unter Berücksichtigung der k_c Faktoren und der LAI Werte verglichen mit dem Modell der Gras-Referenzverdunstung und den gemessenen Versickerungsraten an den Schwerkraftlysimetern

5.6.4 Prognose

Da davon ausgegangen werden kann, dass Schotterrasenflächen künftig einer mehrjährigen Nutzung der Vegetation mit mindestens drei bis maximal sechs Schnitten jährlich unterzogen werden (FLL 2008), werden die Versickerungsraten bei einer zweischnittigen und dreischnittigen Bewirtschaftung betrachtet. Dabei konzentriert sich die Untersuchung bewusst nur auf das Aufbaumaterial des Kalkschotters, welches aufgrund seiner besseren geotechnischen Voraussetzungen eher für Schotterrasenflächen Verwendung finden wird als Baustoffrecyclingmaterial.

Die jeweiligen Schnittzeitpunkte liegen bei einer zweischnittigen Bewirtschaftung von Schotterrasenflächen mit aufgebautem Kalkschotter unter den Witterungsbedingungen, wie sie am Standort Gumpenstein im Jahr 2013 vorlagen, am 29. Juni und am 8. Oktober (Schaumberger 2011). Bei einer Dreischnittnutzung wurden in Gumpenstein für das Jahr 2013 die idealsten Schnittzeitpunkte am 6. Juni, am 4. August sowie am 11. Oktober angenommen (Schaumberger 2011).

5.6.4.1 Pflanzenkoeffizientfaktoren k_c

Die prognostizierten k_c Faktoren des Kalkschottermaterials im Falle von mehrmaligen Nutzungen der Flächen stiegen linear ab 1. März von 0,15, bis zwei Wochen vor dem ersten Schnitt, auf einen Faktor von 0,75 an und blieben bis zur ersten Mahd konstant auf diesem Wert. Am Tag der Schnittnutzung sank der Wert auf 0,3 ab, eher er bis 24. September, also zwei Wochen vor der zweiten Nutzung, eine lineare Zunahme auf wieder 0,75 erfuhr. Der Wert von 0,75 blieb die darauffolgenden zwei Wochen bis zum zweiten Schnitt am 8. Oktober bestehen, fiel am Tage der Mahd auf 0,3 und sank ab diesem Zeitpunkt linear bis zum 31. Oktober ab (siehe Abbildung 99).

Die ermittelten k_c Werte einer Dreischnittnutzung folgten zunächst denselben Werten wie bei einer Zweischnittnutzung, lediglich die Zeitpunkte waren verschieden. So erfolgte hier die lineare Zunahme des Wertes von 0,15 auf 0,75 bis zum 23. Mai. Am Tag der ersten Mahd sank der Wert auf 0,3 und stieg ab dann linear auf 0,75 bis zum 21. Juli. Am Tag der zweiten Mahd stieg der Wert von 0,3 auf 0,75 bis 27. September, blieb zwei Wochen bis zum letzten Schnitt konstant und erfuhr ab dann eine lineare Absenkung auf 0,15 bis 31. Oktober (siehe Abbildung 99).

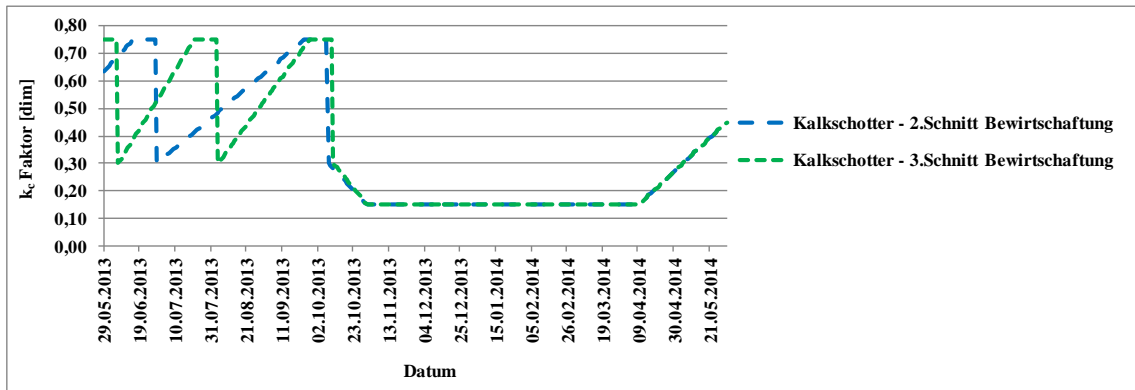


Abbildung 99: Jahresverlauf der k_c Faktoren des Kalkschottermaterials unter einer zweischnittigen bzw. dreischnittigen Bewirtschaftung von Schotterrasenflächen

5.6.4.2 Bodenwasserhaushaltsmodell

Das Prognosemodell basierend auf den beiden pflanzenbaulichen Parametern, dem Pflanzenkoeffizienten k_c und dem Blattflächenindex LAI, liefert für eine mehrjährige Bewirtschaftung unter der Annahme eines nutzbaren Feldkapazitätswertes von 65 mm und eines Schwellenwertes des Bodenwassergehaltes von 70% Versickerungsraten von 733,58 mm bei einer Zweischnittnutzung bzw. 745,76 mm bei einer Dreischnittnutzung (siehe Abbildung 100). Dabei liegen diese Sickerwassermengen im gesamten Jahresverlauf etwas niedriger als jene ohne Annahme einer Nutzungsintensität von Schotterrasenflächen und entsprechen demnach am besten den gemessenen Mengen an den Schwerkraftlysimetern (siehe Abbildung 100). Die Gesamtverdunstung liegt bei einer zweischnittigen Nutzung bei 299,12 mm bzw. bei einer dreischnittigen Nutzung bei 286,94 mm. Auch hier wiederum zeigt sich der Einfluss des LAI, welcher anhand der gemessenen Werten (siehe Kapitel 5.4) von 0,18 angenommen wurde, wenig ausgeprägt, die Versickerungswerte als auch Verdunstungswerte unterscheiden sich nur minimal im Vergleich zum Modell des Pflanzenkoeffizientenfaktors ohne Berücksichtigung des LAI Faktors.

Die tatsächlichen Verdunstungswerte aus dem Bodenspeicher liegen bei einer Zweischnittnutzung bei 316,83 mm, bei einer dreischnittigen Bewirtschaftung wird ein Wert von 304,65 mm errechnet. Der sich aufgrund des Interzeptionsmodells ergebende Niederschlag an der Bodenoberfläche beträgt 1053,19 mm.

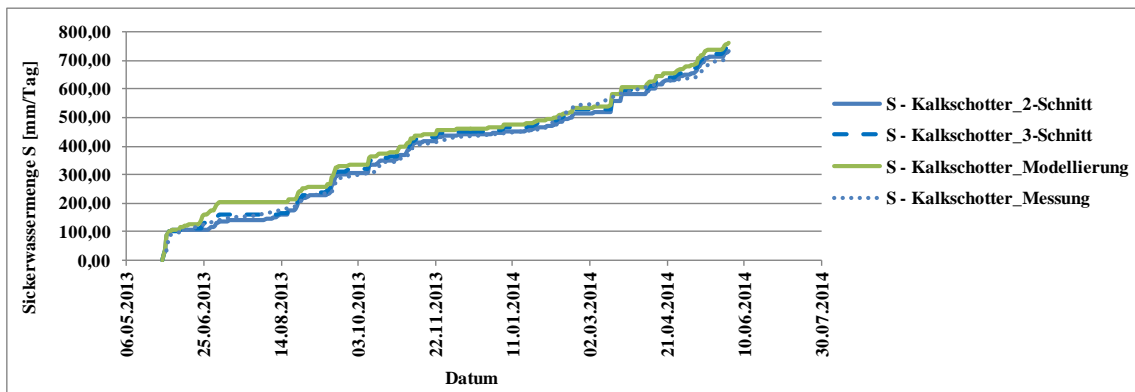


Abbildung 100: Kumulative Sickerwassermengen S des Kalkschottermaterials verglichen mit kumulativen Sickerwassermengen bei einer zweischnittigen und dreischnittigen Nutzung bzw. mit gemessenen Sickerwassermengen auf Schotterrassenflächen

Die Jahresverläufe der Versickerungen, Niederschläge, maximaler sowie tatsächlicher Verdunstung für eine Zweischnitt- als auch Dreischnittbewirtschaftung sind in Abbildung 101 und Abbildung 102 dargestellt. Die Versickerungsraten korrelieren in Abhängigkeit der Niederschläge und zeigen sowohl für eine Zweischnittnutzung als auch für eine Dreischnittnutzung sehr ähnliche Raten.

Die recht hohen und den gemessenen Sickerwassermengen am besten entsprechenden Versickerungsraten in den Modellen unter Berücksichtigung einer häufigeren Bewirtschaftung von Schotterrassenflächen im Anlagejahr, ergeben sich durch eine zweischnittige bzw. dreischnittige Nutzung. Diese lassen aufgrund der häufigeren Schnitte die tatsächlichen Verdunstungswerte sinken, woraus eine bessere Versickerungsintensität der Flächen resultiert. Die Interzeptionsverdunstung einer Dreischnittnutzung weist dabei geringere Werte als die einer Zweischnittbewirtschaftung auf.

Die häufigere Nutzung von Schotterrassenflächen gewährleistet eine höhere Versickerung (siehe Abbildung 100), der Oberflächenabfluss kann dabei vermindert werden, die tatsächlichen Verdunstungsraten jedoch, welche für das Kleinklima sicherlich von Vorteil sind, werden bei mehrmaliger Bewirtschaftungen geringer. Allerdings könnte durch diese regelmäßige Nutzung mittel- bis längerfristig eine doch dichtere Vegetationsdecke entstehen (Förderung von schnitttoleranten Arten) und diese wiederum die Verdunstung und in weiterer Folge auch den gesamten Bodenwasserhaushalt beeinflussen.

Ergebnisse und Diskussion

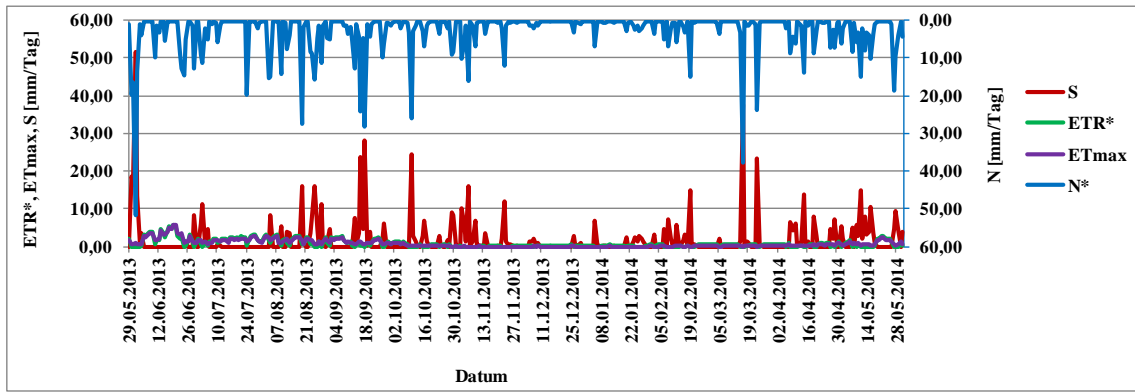


Abbildung 101: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S, Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) ET_{max}^* und tatsächlicher Evapotranspiration ETR^* von Schotterrassenflächen auf Kalkschotter unter einer zweischnittigen Bewirtschaftung für eine maximale Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70%

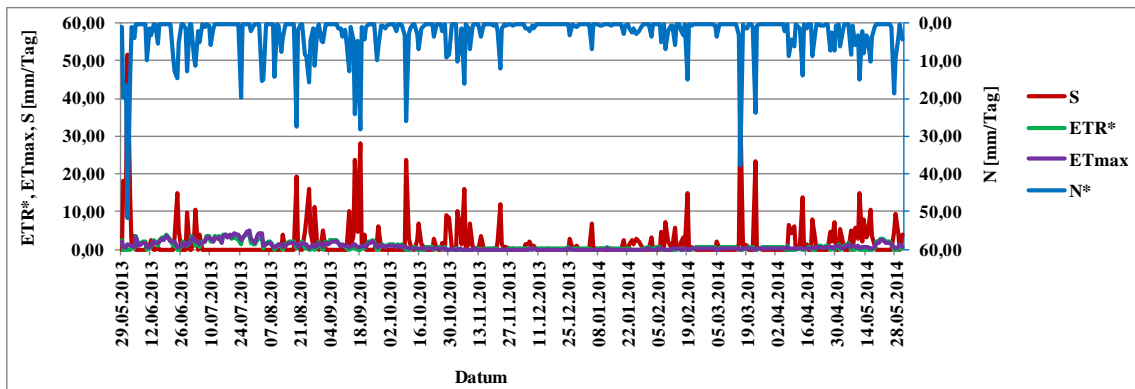


Abbildung 102: Jahresverlauf der Sickerwassermenge S, Niederschlag N^* sowie potentieller (maximaler) und tatsächlicher Evapotranspiration ETR^* von Schotterrassenflächen auf Baustoffrecyclingmaterial unter einer dreischnittigen Bewirtschaftung für eine maximale Feldkapazität von 65 mm und einem Schwellenwert des Bodenwassergehaltes von 70%

6 Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Forschungsarbeit wurden Schotterrasenflächen, die mit unterschiedlichen Materialien aufgebaut wurden, hinsichtlich bodenphysikalischer Eigenschaften, Vegetationsentwicklung und Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt untersucht. Zu diesem Zweck wurden an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein umfangreiche Versuche über ein Jahr hinweg von Mai 2013 bis Mai 2014 durchgeführt.

Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen galt dem Bodenwasserhaushalt, wobei sowohl die Versickerungsraten als auch die für das klimatische Wohlbefinden notwendigen Verdunstungsraten von Schotterrasenflächen ermittelt wurden. Unter anderem wurde die Wasserdurchlässigkeit, die Dichte und der Bodenwassergehalt bestimmt, statische und dynamische Lastplattenversuche durchgeführt, sowie Deckungsgradschätzungen, Frequenzanalysen und Messungen des Blattflächenindex an Schotterrasenflächen vorgenommen.

Für die Durchführung der Untersuchungen erfolgte im Mai 2013 Befüllung von sechs Schwerkraftlysimetern, die der Gewinnung von Sickerwasser dienen und die Anlage einer ca. 120 m² großen Versuchsfläche auf der Zufahrtsstraße vor dem Folientunnel am Gelände der HBLFA Raumberg-Gumpenstein.

Die Versuchsflächen auf der Zufahrtsstraße als auch in den Lysimetern wurden mit je zwei unterschiedlichen Baumaterialvarianten, einerseits Kalkschottermaterial mit einer Mischung von 10% Humus, andererseits Baustoffrecyclingmaterial mit einer Mischung von 10% Kompost, angelegt. Zusätzlich wurden die Flächen an der Zufahrtsstraße vor dem Folientunnel für genauere pflanzensoziologische Bestandsaufnahmen in unterschiedliche Varianten anhand jeweils mehrfacher Wiederholungen unterteilt. Die Versuchsfläche mit Kalkschottermaterial wurde in fünf Varianten mit jeweils dreifacher Wiederholung angelegt, nämlich a.) Einsaat ohne Behandlung, b.) Nachsaat, c.) Nachdüngung, d.) Nachsaat und Nachdüngung, e.) Nachdüngung und f.) unbehandelte Kontrolle. Die Versuchsfläche mit Baustoffrecyclingmaterial wurde in 3 unterschiedlichen Varianten unterteilt, nämlich a.) Einsaat ohne Behandlung, b.) Nachsaat sowie c.) Nachsaat und Nachdüngung, wobei alle Varianten in jeweils drei Wiederholungen angelegt wurden.

Sowohl die Versuchsflächen in den Lysimetern als auch auf der Zufahrtsstraße wurden mit einer Gumpensteiner Schotterrasenmischung besät.

Die Messung der Sickerwassermengen in den Lysimetern ergab, dass Schotterrasenflächen mit aufgebauten Kalkschottermaterialien höhere Versickerungsraten aufweisen als Flächen mit Baustoffrecyclingmaterial als Unterbau.

Aus der Modellierung des Bodenwasserhaushaltes auf Basis der nach der FAO empfohlenen Gras-Referenzverdunstung ist ersichtlich, dass bei Verwendung von Kalkschottermaterial jährlich 74% des Niederschlagswassers als Sickerwasser dem Untergrund bzw. in die Behälter der Schwerkraftlysimeter zufließen, beim Baustoffrecyclingmaterial hingegen liegt die Versickerungsrate hingegen bei 66 %.. Die Versickerungsmenge hängt insbesondere von der nutzbaren Feldkapazität der beiden Materialien ab, welche wiederum von der Verdichtungsintensität und der Vegetationsausbildung (k_c Faktoren) beeinflusst werden.

Schlussfolgerungen

Im Baustoffrecyclingmaterial liegen die nFK-Werte aufgrund der geringeren Dichte des Materials und der dadurch stärker ausgebildeten Vegetationsentwicklung gegenüber dem Kalkschottermaterial höher vor als jene des Kalkschotters.

Den Dichtebestimmungen zufolge, werden im Kalkschottermaterial um $0,61 \text{ g/cm}^3$ höhere Werte im Vergleich zum Baustoffrecyclingmaterial erreicht. Die Dichte zeigt demnach eine signifikante Abhängigkeit vom Substrat auf.

Aufgrund der starken Verdichtung sind die Bodenwassergehalte sowohl im Kalkschotter als auch im Baustoffrecyclingmaterial sehr gering. Bei den Kalkschottermaterialien liegen die Bodenwassergehalte im Mittel bei nur 3,24%, bei den Baustoffrecyclingmaterialien bei 11,18%. Höhere Bodenwassergehalte sind wesentlich für die Entwicklung von Pflanzenbeständen, das Baustoffrecyclingmaterial weist aufgrund seines höheren Bodenwassergehaltes gegenüber dem Kalkschottermaterial auch eine deutlich bessere Pflanzenentwicklung auf.

Die Porosität wird in beiden Baumaterialien ebenfalls als gering eingestuft, sie ist jedoch bei den Baustoffrecyclingmaterialien aufgrund der geringeren Dichte und der feineren Kornfraktionen und der dadurch besseren Wasserspeicherkapazitäten höher als bei den Kalkschottermaterialien.

Die Lastplattenversuche zeigten, dass an beiden Baumaterialien zu hohe Verdichtungsgrade gegenüber den laut FLL (2008) für Schotterrasen empfohlenen Verformungsmodulen gegeben sind. Im Kalkschottermaterial liegen die Werte um bis zu 45 MN/m^2 über dem maximal zu erreichenden Verformungsmodul laut FLL (2008).

Flächen mit höheren Versickerungsleistungen, wie die Kalkschottermaterialien, bringen geringere Interzeptions- und Verdunstungsraten mit sich, als Flächen mit geringeren Versickerungsraten, wie sie bei den Baustoffrecyclingmaterialien gemessen und modelliert wurden. Die Menge, die von den angesäten Pflanzen in Form von Interzeption gespeichert und verdunstet wird, ist im Baustoffrecyclingmaterial aufgrund der schnelleren und dichteren Vegetationsentwicklung höher.

Eine Dreischnittnutzung von Schotterrasenflächen weist verglichen zu einer Zweischnittnutzung sehr ähnliche, wenn auch etwas höhere Versickerungsraten auf. Demnach ist eine Dreischnittnutzung aufgrund der besseren Versickerungsintensität einer Zweischnittnutzung vorzuziehen.

In niederschlagsarmen Klimaten mit hohen Sommertemperaturen sind allerdings weniger Schnitte zu empfehlen, da sich durch eine häufigere Nutzung die Interzeptionsverdunstung als auch die tatsächliche Verdunstung verringert.

Aufgrund der botanischen Erhebungen, weisen auf den Schwerkraftlysimetern die Flächen mit Baustoffrecyclingmaterial bereits kurz nach Beginn der Anlage einen nach der Deckungsgradschätzung ermittelten 5% dichteren Vegetationsbestand als die Flächen des Kalkschottermaterials auf. Bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes im Mai 2014 zeigen die mit Baustoffrecyclingmaterial befüllten Lysimeter einen um knapp 32% dichteren Vegetationsbestand auf als die Flächen des Kalkschottermaterials. Die Deckungsgradschätzung an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße weist für das Baustoffrecyclingmaterial kurz nach Beginn der Anlage im Juli 2013 eine um bis zu 24% bessere Vegetationsdeckung als das Kalkschottermaterial auf. Am Ende des Versuchsjahres im Mai 2014 sind die Flächen des

Schlussfolgerungen

Baustoffrecyclingmaterials schon um 55% mehr mit Vegetation bedeckt als jene des Kalkschottermaterials.

Die Ergebnisse der Frequenzanalyse an den Schwerkraftlysimetern brachte im Juli 2013 in beiden Baumaterialien dieselben Anteile von 32% hervor, bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes zeigten die Flächen des Baustoffrecyclingmaterials einen um 42% dichteren Vegetationsbestand gegenüber denen des Kalkschottermaterials.

An der Versuchsfläche der Zufahrtsstraße zeigten die Auswertungen der Frequenzanalyse an den Flächen der Baustoffrecyclingmaterialien im Juli 2013 eine dichtere Vegetationsentwicklung von 8% bzw. im Mai 2014 von 44% als jene der Kalkschottermaterialien. Die Artenschätzung nach Schechtner (1958) ergibt in beiden Baumaterialien eine Dominanz des Horst-Rotschwingels, des Englischen Raygrases und des Gewöhnlichen Salzschwadens. Im Baustoffrecyclingmaterial treten zusätzlich Arten wie die Plattalm-Rispe und das Aufgeblasene Leimkraut recht häufig auf.

Nach unterschiedlichster Methodik zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit zu schließen, ist das Kalkschottermaterial nach DIN 18130-1 (1998) als „durchlässig“ einzustufen, das Baustoffrecyclingmaterial entspricht nach DIN 18130-1 (1998) mehr dem Bereich „schwach durchlässig“. Die Durchlässigkeit der beiden Materialien ist jedoch sehr ähnlich, die des Kalkschottermaterials liegt etwa im Bereich von 10^{-5} m/s, die des Baustoffrecyclingmaterials im Bereich von 10^{-6} m/s. Dabei weisen beide Materialien hinsichtlich ihres Durchlässigkeitsvermögens die nach FLL (2008) für Schotterrasen empfohlene hydraulische Leitfähigkeit in der Größenordnung von 10^{-5} m/s bis 10^{-6} m/s auf.

Die Auswertungen der Korngrößenverteilungsbestimmungen ergaben für das Baustoffgemisch Kalkschotter mit 10% Humus eine feinere Kornstruktur als das Baustoffrecyclingmaterial mit 10% Kompost. Der empfohlene Sieblinienbereich für Baustoffgemische an Schotterrasenflächen laut FLL (2008) wird im Kalkschottermaterial eingehalten, das Baustoffrecyclingmaterial weist im Feinsand zu große Massenanteile auf und dadurch auch zu gering ermittelte Leitfähigkeitswerte im Vergleich der empfohlenen Leitfähigkeitswerte nach FLL (2008).

Hinsichtlich der Nährstoffauswaschungen sind für Schotterrasenflächen in erster Linie Kalkschottermaterialien zu empfehlen. Das Baustoffrecyclingmaterial weist im Anlagejahr der Schotterrasenflächen extrem hohe Auswaschungen auf, die zwar im zweiten Hauptnutzungsjahr geringer werden, dennoch aber hinsichtlich einer Umweltverträglichkeit zu hoch erscheinen.

Insgesamt ist die im Sickerwasser unter dem Baustoffrecyclingmaterial gemessene durchschnittliche Nitratkonzentration knapp drei Mal so hoch wie der in der Trinkwasserverordnung (BGBl. II 2001/304 i.d.g.F.) festgelegte Grenzwert.

Im Anlagejahr von Schotterrasenflächen sollte daher keine oder maximal eine mäßige Düngung erfolgen, um Nährstoffauswaschungen in das Grundwasser zu minimieren.

Abschließend kann gesagt werden, dass das Baustoffgemisch Kalkschotter mit 10% Humus mit der für die oberste Vegetationstragschicht eingebauten Korngröße von 0/32 hinsichtlich der Wasserdurchlässigkeit, der Kornstruktur, der Nährstoffauswaschungen und der Versickerungsintensität als Unterbau auf Schotterrasenflächen besser geeignet ist als das Baustoffrecyclingmaterial. Das Baustoffrecyclingmaterial mit einer Mischung von 10%

Schlussfolgerungen

Kompost und für die oberste Vegetationstragschicht gewählte Korngröße von 0/45 besitzt dagegen eine ausgeprägte und dichtere Vegetationsentwicklung aufgrund seines höheren Bodenwasser- und auch Nährstoffgehaltes. Demnach sind auch die Anteile der verdunsteten Wassermengen an Flächen mit eingebauten Baustoffrecyclingmaterialien höher. Die Verformungsmodule weisen an beiden Baumaterialien im Vergleich zur Richtlinie der FLL (2008) zu hohe Tragfähigkeiten auf, dennoch entspricht das Baustoffrecyclingmaterial am ehesten den geforderten..

Ein regionales Kalkschottermaterial mit einer darauf aufbauenden standortgerechten Begrünung ist hinsichtlich umweltökologischer Aspekte für die Anlage von Schotterrasenflächen zu bevorzugen und hinsichtlich der geotechnischen Voraussetzungen gut geeignet. Jedoch sollte der Anteil an beigemischter Erde etwas höher liegen, um die Vegetationsausbildung und infolgedessen auch die Verdunstungsintensität stärker zu fördern. Zusätzlich ist es ratsam, die Flächen nicht allzu häufig zu verdichten, damit die Tragfähigkeit und der damit wichtige Gasaustausch im Boden gewährleistet bleiben.

Schotterrasen stellen eine wertvolle, umweltschonende Bauweise dar, die sich besser als versiegelte Flächen in die Natur integrieren und diese daher zukünftig vermehrt ersetzen sollten. In inneralpinen Gegenden, in denen starke und anhaltende Niederschläge häufig auftreten, erscheint der Bau von Schotterrasen mit einer dreischnittigen Bewirtschaftung aufgrund der guten Versickerung von Niederschlagswasser als nahezu ideal geeignet.

7 Literaturverzeichnis

- Aichele, D. und Schwegler, H.-W. (1991): Unsere Gräser, Franckh-Kosmos, Stuttgart, 224 S.
- Allen, G.R.; Walter, A.I.; Elliott, L.R.; Howell, A.T.; Itenfisu, D.; Jensen, E.M. und Snyder, L.R., Eds. (2005): The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation, Reston, Virginia, 216 S.
- Allen, R. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements, FAO, Rom, 326 S.
- Amberger, A. (1979): Pflanzenernährung, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, Stuttgart, 264 S.
- ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. (2002): Merkblatt ATV-DVWK-M 504 , Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden, Offenbach am Main, 144 S.
- Austrian Panel on Climate Change (APCC) (2014): Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, 1096 S.
- Baumgartner, A. und Liebscher, H.J. (1990): Allgemeine Hydrologie, Gebrueder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 673 S.
- Beck, M. (2010): Bäume auf Tiefgaragen in Wien
Universität für Bodenkultur, Department für Bautechnik und Naturgefahren, Wien, 131 S.
- Beyer, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve. WWT14, 165-168.
- Bistritschan, K. (1952): Die Talalluvionen des Mitterennstales. Verhandlungen der Geologischen Bundesanstalt **4**, 184-187.
- Bohner, A. und Eder, G. (2006): Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Umweltprogramme für die Landwirtschaft 2006, 53-64.
- Braun-Blanquet, J. (1951): Pflanzensoziologie, Wien, 631 S.
- Brechtel, H.M. (1970): Wald und Retention. Einfache Methoden zur Erforschung der Bedeutung des Waldes für das Wasserdargebot. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen **14**, 91-103.
- Buchgraber, K. und Gindl, G. (2004): Zeitgemässe Grünland-Bewirtschaftung, Leopold Stocker Verlag, 192 S.
- Darcy, H. (1856): Les fontaines publiques de la ville de Dijon, Paris, 674 S.
- Deutsch, A. (2007): Bestimmungsschlüssel für Grünlandpflanzen während der ganzen Vegetationszeit, Österreichischer Agrarverlag, Wien, 180 S.
- Devices, D. (2008): Operator`s Manual AccuPAR model LP-80 PAR/LAI Ceptometer, Hopkins Court, 78 S.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden, Eugen Ulmer Verlag Stuttgart, Stuttgart, 683 S.
- DIN 4049-3 (1994):Begriffe zur quantitativen Hydrologie, Berlin (Beuth).
- DIN 18130-1 (1998):Baugrund - Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts, Berlin (Beuth).
- Disse, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten
Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft **53**, 180 S.
- DVWK (1980):Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern, Hamburg (Parey).

Literaturverzeichnis

- Dyck, S. und Peschke, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie, Verlag für Bauwesen, Berlin, 532 S.
- Elrick, D.E.; Reynolds, W.D. und Tan, K.A. (1989): Hydraulic conductivity measurements in the unsaturated zone using improved well analyses, *Ground Water Monit* **9** (3), 184-193.
- Feichtinger, F. (2014): Nitrat im Grundwasser: Problematik - Lösungsansätze - Erfolge - Herausforderungen. 4. Umweltökologisches Symposium, 25-30.
- Firma Ökotechna Entsorgung und Umwelttechnik GmbH 2014
- Fischer, M.A.; Adler, W. und Oswald, K. (2005): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol, Land Oberösterreich, Biologiezentrum der OÖ Landesmuseen, Linz, 1392 S.
- Fischer, M.A.; Oswald, K. und Adler, W. (2008): Exkursionsflora für Österreich Liechtenstein Südtirol, Land Oberösterreich, Linz, 1392 S.
- FLL (2008): Richtlinie für die Planung, Ausführung und Unterhaltung von begrünbaren Flächenbefestigungen, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau, Bonn, 47 S.
- Florineth, F. (2012): Pflanzen statt Beton Patzer Verlag, Berlin, 340 S.
- Flügel, H.W. und Neubauer, F. (1984): Steiermark - Geologie der Österreichischen Bundesländer in kurzgefassten Einzeldarstellungen, Geologische Bundesanstalt, Wien, 127 S.
- Frei, C. und Schmidli, J. (2006): Das Niederschlagsklima der Alpen: Wo sich Extreme nahe kommen. *promet* **32** (Nr. 1/2), 61-67.
- Gebhardt, H.; Glaser, R.; Radtke, U. und Reuber, P. (2007): Geographie. Physische Geographie und Humangeographie, Spektrum Akademischer Verlag, München, 1096 S.
- Graiss, W. (2000): Erosionsschutz über der Waldgrenze - Vergleich verschiedener Ansaatmethoden mit Heu und Deckfrucht. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Landschaftsplanung und Ingenieurbiologie, Wien, 121 S.
- Graiss, W. (2004): Rekultivierung nach Waldweidetrennung unter Berücksichtigung produktionstechnischer, vegetationsökologischer und landschaftsplanerischer Aspekte. Dissertation, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 101 S.
- Häckel, H. (1999): Meteorologie, Ulmer Verlag, Stuttgart, 448 S.
- Häckel, H. (2005): Meteorologie, Ulmer UTB, Regensburg, 446 S.
- Hartge, K.H. und Horn, R. (2009): Die physikalische Untersuchung von Böden, Schweizerbart, 178 S.
- Hartge, K.H. und Horn, R. (2014): Einführung in die Bodenphysik, Schweizerbart, Stuttgart, 247 S.
- Haslgrübler, P. (2008): Vegetationsverhalten auf Schotterrasenparkplatzflächen aus Baustoffrecyclingmaterial - Optimierung der GREEN CONCRETE Gräser-Kräuter-Saatgutmischung. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau, Wien, 134 S.
- Hazen, A. (1892): Some Physical Properties of Sands and Gravels with Special Reference to their Use in Filtration, Twenty-fourth Annual Report of State Board of Health Mass, 541-566 S.
- Hölting, B. und Coldewey, G. (2013): Hydrogeologie, Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 438 S.
- Hoyningen-Huene, J.v. (1983): Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. *DVWK-Schriften* **57** (1), 1-53.
- Janssen, J. und Laatz, W. (2010): Statistische Datenanalyse mit SPSS, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 567 S.
- Köninger, A. (2003): Entwicklung von Richtlinien für die Herstellung von dauerhaften und stabilen Schotterrasenflächen, HBLVA für Gartenbau, Wien, 31 S.

Literaturverzeichnis

- Krautzer, B. und Hacker, E., Eds. (2006): Site-specific high zone restoration in the alpine region. The current technological development, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 135 S.
- Längert, S. (2005): Anlage und Monitoring von Schotterterrassen Versuchsflächen im Raum Wien - Empfehlung für die Errichtung und Erhaltung von Schotterterrassen. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Ingenieurbioogie und Landschaftsbau, Wien, 171 S.
- Längert, S. und Florineth, F. (2012): Schotterterrassen– Eine Grüne Alternative zu asphaltierten Parkplätzen, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Ingenieurbioogie und Landschaftsbau, Department für Bautechnik und Naturgefahren, Wien, 8 S.
- Langguth, H.R. und Voigt, R. (2003): Hydrogeologische Methoden, Springer, Aachen, 1005 S.
- Lauber, K. und Wagner, G. (2001): Flora Helvetica. Flora der Schweiz, Flore de la Suisse, Flora della Svizzera, Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 1615 S.
- Liebethat, C. (2009): Analyse der Bodenproben aus dem Gebiet Turiawald in der Westsattniz. Bakkelaureatsarbeit, Karl Franzens Universität Graz, Institut für Erdwissenschaften, Graz, 58 S.
- Lippert, W. (2002): Alpenblumen der Ost- und Westalpen. Bestimmen Kennenlernen Schützen, Gondrom Verlag, Bindlach, 160 S.
- Lunzer, E. (2009): Untersuchung des Durchlässigkeitsbeiwertes in biologisch bewirtschafteten Böden. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Wien, 90 S.
- Matthes, G. und Ubell, K. (2003): Allgemeine Hydrogeologie, Grundwasserhaushalt, Gebrüder Borntraeger Verlag, Berlin, Stuttgart, 575 S.
- Neuper, F. (2014a): Versuchsplan-Folientunnel, HBLFA Raumberg-Gumpenstein.
- Neuper, F. (2014b): Versuchsplan-Schwerkraftlysimeter, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning.
- Oehmichen, J. (1983): Pflanzenproduktion - Band 1: Grundlagen, Paul Parey, Berlin, Hamburg, 508 S.
- ÖNORM B 4414 (1976):Bestimmung der Dichte des Bodens, Wien.
- Pfiffner, O. (2009): Geologie der Alpen, Haupt Verlag, Bern, 359 S.
- Pötsch, E. (1997): Auswirkungen langjähriger Wirtschafts- und Mineraldüngeranwendung auf Pflanzensoziologie, Ertrag, Futterinhaltsstoffe und Bodenkennwerte von Dauergrünland. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien, 116 S.
- Pötsch, E. und Schwab, E. (2014): Beurteilung von Grünlandbeständen, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 100 S.
- Pregl, O. (1989): Handbuch der Geotechnik: Band 11: Erdbau, Selbstverlag des Instituts für Geotechnik und Verkehrswesen, Universität für Bodenkultur Wien, Wien, 533 S.
- Pregl, O. (2002): Handbuch der Geotechnik. Wasser im Untergrund, Frost und Wärme im Untergrund, Institut für Geotechnik u. Verkehrswesen, Universität für Bodenkultur, Wien, 278 S.
- Press, F. und Siever, R. (2008): Allgemeine Geologie, Springer Verlag, USA, 735 S.
- Reisigl, H. und Keller, R. (1987): Alpenpflanzen im Lebensraum, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 145 S.
- Reynolds, W.D., 1993,. (1993): Saturated hydraulic conductivity: field measurement. Canadian Society of Soil Science, Soil Sampling and methods of Analysis **3**.
- Rohrer, V. (2013): Das Wasserlabor-Informationsbroschüre, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 3 S.
- RVS 08.15.01 (2010):Ungebundene Tragschichten Wien.
- RVS 11.06.29 (2004):Grundlagen Prüfverfahren Steinmaterial, Wien.

Literaturverzeichnis

- Saatveredelung, D. (2004): Gräser bestimmen und erkennen, Deutsche Saatveredelung AG, Lippstadt, 103 S.
- Schaumberger, A. (2011): Räumliche Modelle zur Vegetations- und Ertragsdynamik im Wirtschaftsgrünland. Dissertation, Technische Universität Graz, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 292 S.
- Schaumberger, A. (2013): Klimadiagramm Gumpenstein, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, S.
- Schechtner, G. (1958): Grünlandsoziologische Bestandsaufnahme mittels "Flächenprozenschätzung". "Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau" **105** (1), 33-43.
- Scheffer und Schachtschabel (2010): Lehrbuch der Bodenkunde, Spektrum, 578 S.
- Schmid, S.; Fügenschuh, B.; Kissling, E. und Schuster, R. (2004): Tectonic Map and Overall Architecture of the Alpine Orogen
Eclogae Geologicae Helvetiae **97**, 93-117.
- Schwaighofer, K.F. (1965): Pflanzen der Heimat, Hölder Pichler Tempsky Wien, Wien, 281 S.
- Soilmoisture Equipment Corporation (1991): 2800 KI Operating instructions-Guelph Permeamter Santa Barbara, 29 S.
- Soilmoisture Equipment Corporation (2008): 2800 KI Operating instructions-Guelph Permeameter, Santa Barbara, 60 S.
- Stüwe, K. und Homberger, R. (2011): Die Geologie der Alpen aus der Luft, Weishaupt Verlag, 288 S.
- Taube, F. und Pötsch, E.M. (2001): On-farm nutrient balance assessment to improve nutrient management on organic dairy farms. Grassland Science in Europe **6**, 225-234.
- Terra Textura Baustoff- und Vegetations-Technologie GmbH (2010): Strapazierfähige, standfeste grüne Flächenbefestigung, Soest, 2 S.
- Tollmann, A. (1977): Geologie von Österreich, Band 1. Die Zentralalpen, Franz Deuticke Wien, Wien, 766 S.
- Van Bavel, C.H.M. (1966): Changes in canopy resistance to water loss from alfalfa induced by soil water depletion. Agricultural Meteorology **4**, 165-176.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) (1997): Welt im Wandel – Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser, Geschäftsstelle am Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, 419 S.
- WMS-Dienst des Land- forst- und wasserwirtschaftliches Rechenzentrum GmbH (LFRZ) (2014), 1:2000
- Zieschang, J. (1961): Zur zulässigen Höchstbelastung eines Brunnens. Z.angew.Geol. **7**, 580-582.

Internetquellen:

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasserqualitaet/grundwasser/nitrat_grundwasser.html, Juli 2014
- Cepuder, P. (2014): www.lysimeter.at/documents/sites/lysimeters/BEGRIFFE.pdf, Juli 2013
- GeoDataZone (2014): <http://www.geodz.com/deu/d/Lysimeter>, Mai 2014
- http://de.hortipedia.com/wiki/Festuca_rupicola (2014):
http://de.hortipedia.com/wiki/Festuca_rupicola, Juli 2014

Literaturverzeichnis

- <http://de.wikipedia.org/wiki/Blattfl%C3%A4chenindex> (August 2014):
<http://de.wikipedia.org/wiki/Blattfl%C3%A4chenindex>, August 2014
- <http://de.wikipedia.org/wiki/Kart%C3%A4usernelke> (2014):
<http://de.wikipedia.org/wiki/Kart%C3%A4usernelke>, Juli 2014
- Institute Water for Africa (2014): <http://www.water-for-africa.org/de/thornthwaith-korrekturfaktoren.html>, September 2014
- Knorr, D. und Weise, C. (2014): <http://www.terradow.uni-jena.de/sites/lai.html>, August 2014
- KWS Saat AG (2014): <http://www.kws.de/go/id/fpvv>, Juli 2014
- Land Oberösterreich, A.U. (2013): <http://www.data.gv.at/datensatz/?id=ooe-859D9655790E4D0E8028AFDB85789332>, September 2014
- Land Steiermark - Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2014):
(<http://www.umwelt.steiermark.at/cms/beitrag/10023700/25206/>). September 2014
- Landesamt für Bergbau Energie und Geologie (2014):
http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=712&article_id=618&psmand=4, September 2014
- Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (2009):
<http://www.smul.sachsen.de/lfulg/>, September 2014
- Scharf, B. (2014): <http://www.schotterrasen.at/>, Juli 2014
- Schöninger, M. und Dietrich, J. (2008):
<http://www.hydroskript.de/html/index.html?page=/html/hykp1006.html>, Juli 2014
- Technische Universität Dresden (2014): http://tu-dresden.de/die_tu_dresden/fakultaeten/fakultaet_bauingenieurwesen/geotechnik/grundbau/studium/bauingenieurwesen/bodenmechanik_und_grundbau_biw2_03/lehmaterial/labor_feldversuche/dateien//Plattendruckversuch.pdf, Juni 2014
- Umwelt-monitoring-systeme (2014): <http://www.ums-muc.de/produkte/pflanzenmesstechnik/accupar.html>, 2014
- Umweltbundesamt GmbH (2014):
<http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/raumordnung/flaechen-inanspruch/>,
September 2014
- ZAMG (2014): <http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/klimazukunft/europa/extremereignisse>, September 2014

8 Anhang

Tabelle 22: Fallraten des Wasserspiegels an Kalkschottermaterial bei 5 cm Einstauhöhe und 10 cm Einstauhöhe (cm/s)

Field Data sheet Kalkmaterial:					
Datum: 29.7.2013					
Zeit: 8:30-9:30					
Wetter: sonnig, sehr trocken, 22°C, Wind					
Tiefe des Bohrloches: 10 cm					
Zylinder: 10 cm mit 6 cm Durchmesser					
Combined reservoir X: 35,39 cm ²					
Inner reservoir: 2, 14 cm ²					
1st set of radings with height of water in well (H1) set at 5cm					
reading number	Time	Time interval (min)	Water level in reservoir (cm)	Water level change (cm)	Rate of water level change (cm/min)
1	1	1	9	-	-
2	2	1	16,7	7,7	7,7
3	3	1	24,7	8,0	8,0
4	4	1	32,9	8,2	8,2
5	5	1	40,6	7,7	7,7
6	6	1	48,8	8,2	8,2
7	7	1	56,8	8,0	8,0
8	8	1	64,6	7,8	7,8
9	9	1	72,6	8,0	8,0
2nd set of readings with height of water in well (H2) set at 10cm					
reading number	Time	Time interval (min)	Water level in reservoir (cm)	Water level change (cm)	Rate of water level change (cm/min)
1	1	1	16,5	-	-
2	2	1	29,6	13,1	13,1
3	3	1	43,0	13,4	13,4
4	4	1	56,0	13,0	13,0
5	5	1	69,0	13,0	13,0

Tabelle 23: Fallraten des Wasserspiegels an Baustoffrecyclingmaterial bei 5 cm Einstauhöhe und 10 cm Einstauhöhe (cm/s)

Field data sheet Baustoffrecyclingmaterial:					
Datum: 29.7.2013					
Zeit: 8:30-9:30					
Wetter: sonnig, sehr trocken, 22°C, Wind					
Tiefe des Bohrloches: 10 cm					
Zylinder: 10 cm mit 6 cm Durchmesser					
Combined reservoir X: 35,39 cm ²					
Inner reservoir: 2, 14 cm ²					
1st set of readings with height of water in well (H1) set at 5cm					
reading number	Time	Time interval (min)	Water level in reservoir (cm)	Water level change (cm)	Rate of water level change (cm/min)
1	1	1	12,2	-	-
2	2	1	20,0	7,8	7,8
3	3	1	27,7	7,7	7,7
4	4	1	34,8	7,1	7,1
5	5	1	41,9	7,1	7,1
6	6	1	48,9	7,0	7,0
7	7	1	55,6	6,7	6,7
8	8	1	62,8	7,2	7,2
9	9	1	69,5	6,7	6,7
2nd set of readings with height of water in well (H2) set at 10cm					
reading number	Time	Time interval (min)	Water level in reservoir (cm)	Water level change (cm)	Rate of water level change (cm/min)
1	1	1	19,8	-	-
2	2	1	32,6	12,8	12,8
3	3	1	45,1	12,5	12,5
4	4	1	57,6	12,5	12,5
5	5	1	69,6	12,0	12,0

Tabelle 24: Wasserdurchlässigkeiten an Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter, ermittelt durch den Ausschüttversuch nach (RVS 11.06.22 und RVS 11.062, 2004)

Versuchsfläche: Lysimeter		
Datum: 30. Mai 2013		
aufgenommen von: Veronika Slawitsch		
Bemerkung: 18°C, bewölkt		
Wasserdurchlässigkeit – Feldversuch – Ausschüttversuch		
Feld Nr.	Versickerungszeit 3. Versuch (sec)	K _f – Wert berechnet (m/s)
Lysimeter 1 – Baustoffrecyclingmaterial	1080,00	5,28*10 ⁻⁹
Lysimeter 2 – Baustoffrecyclingmaterial	660,00	1,51*10 ⁻⁸
Lysimeter 3 – Baustoffrecyclingmaterial	1080,00	5,28*10 ⁻⁹
Lysimeter 4 – Kalkschottermaterial	780,00	1,06*10 ⁻⁸
Lysimeter 5 – Kalkschottermaterial	260,00	1,10*10 ⁻⁷
Lysimeter 6 – Kalkschottermaterial	300,00	8,08*10 ⁻⁸

Tabelle 25: Wasserdurchlässigkeiten an Kalkschotter- und Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße, ermittelt durch den Ausschüttversuch nach (RVS 11.06.22 und RVS 11.062, 2004)

Versuchsfläche: Folientunnel		
Datum: August 2013		
aufgenommen von: Veronika Slawitsch		
Bemerkung: 28°C, Sonnenschein, keine Wolkenbedeckung		
Wasserdurchlässigkeit – Feldversuch – Ausschüttversuch		
Feld Nr.	Versickerungszeit 3. Versuch (sec)	K _f – Wert berechnet (m/s)
Lysimeter 1 – Baustoffrecyclingmaterial	35,80	7,50*10 ⁻⁶
Lysimeter 2 – Baustoffrecyclingmaterial	48,30	3,96*10 ⁻⁶
Lysimeter 3 – Baustoffrecyclingmaterial	58,20	2,66*10 ⁻⁶
Lysimeter 4 – Kalkschottermaterial	30,60	1,05*10 ⁻⁵
Lysimeter 5 – Kalkschottermaterial	28,40	1,23*10 ⁻⁵
Lysimeter 6 – Kalkschottermaterial	37,20	6,91*10 ⁻⁶

Tabelle 26: Nährstoffanalysen des Kalkschottermaterials und des Baustoffrecyclingmaterials (SM=Schwermetall)

BM	pH-Wert	C _a CO ₃ [%]	PO ₄ [mg/100g]	P [mg/kg]	K ₂ O [mg/100g]	K [mg/kg]	Mg [mg/kg]	TOC [%]
Kalk	7,7	56,6	3	13	3,4	28	68	0,61
BSR M	8,07	26,8	25,5	111	129,5	1075	436	3,24
BM	Humus [%]	N _{gesamt} [%]	N _{nachlieferbar} [mg/kg/7d]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Leitf. [μs/cm]	Fe [mg/kg]
Kalk	1	0,031	21,03	58	36	6	143	28
BSR M	5,6	0,286	75,9	71,7	21,5	7,4	2307	93
BM	Mn [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	B (in Böden) [mg/kg]	Ca cmolc/kg	Mg cmolc/kg	K cmolc/kg	Na cmolc/kg
Kalk	9	2,9	5	0,2	6,93	0,87	0,06	0,03
BSR M	51	4,3	23,7	5,5	38,9	5,41	2,51	1,28
BM	Al [cmolc/kg]	As (SM) [mg/kg]	Pb (SM) [mg/kg]	Cd (SM) [mg/kg]	Co (SM) [mg/kg]	Cr (SM) [mg/kg]	Cu (SM) [mg/kg]	Ni (SM) [mg/kg]
Kalk	0,01	5	3,6	0,4	3	10,2	7,6	7,1
BSR M	0	5,8	23,7	0,1	4,5	20,8	20,1	15,6
BM	Queck- Silber [mg/kg]	S [mg/kg]	Ca [g/kg]	K [g/kg]	Mg [g/kg]	Fe [g/kg]	Mn [g/kg]	
Kalk	0,02	85	192	0,4	106	8,83	0,19	
BSR M	0,09	3385	118	3,3	20,4	14,43	0,63	

Anhang

Tabelle 27: Frequenzanalyse des Kalkschottermaterials und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg.=Vegetation)

Datum	BM	PZ	abgest	Gräser	Kräuter	Leg	offen	O.V.	Stein	Veg
19.7.13	Kalk	1		20	1	0	79			21
		2		29	5	0	66			34
		3		38	3	0	59			41
<i>MW</i>				29	3	0	68			32
27.8.13	Kalk	1		19	1	0	80	80		20
		2		39	5	0	56	56		44
		3		58	4	0	38	38		62
<i>MW</i>				38,67	3,33	0	58	58		42
27.5.14	Kalk	1	12	55	19	0	10	26	4	74
		2	8	54	25	0	9	21	4	79
		3	6	64	24	0	4	12	2	88
<i>MW</i>			8,67	57,67	22,67	0	7,67	19,67	3,33	80,33
19.7.13	BSRM	4		20	3	0	77			23
		5		21	6	0	73			27
		6		39	5	0	56			44
<i>MW</i>				26,67	4,67	0	68,67			31,33
27.8.13	BSRM	4		43	8	0	49	49		51
		5		54	8	1	37	37		63
		6		82	9	0	9	9		91
<i>MW</i>				59,67	8,33	0,33	31,67	31,67		68,33
27.5.14	BSRM	4	19	27	11	0	18	62	25	38
		5	8	21	23	8	13	48	27	52
		6	16	19	4	0	28	77	33	23
<i>MW</i>			14,33	22,33	12,67	2,67	19,67	62,33	28,33	37,67

Tabelle 28: Deckungsgradschätzung des Kalkschottermaterials und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg=Vegetation)

Datum	BM	PZ	Gräser	Kräuter	Leg	offen	O.V.	Stein	Veg
19.7.13	Kalk	1	1	0,1	0	98,9			1,1
		2	1,9	0,1	0	98			2
		3	5	0,2	0	94,8			5,2
<i>MW</i>			2,63	0,13	0	97,23			2,77
27.8.13	Kalk	1	8	2	0	90			10
		2	9	6	0	85			15
		3	17	8	0	75			25
<i>MW</i>			11,33	5,33	0	83,33			16,67
9.9.13	Kalk	1	8,4	1,5	0,1	8	90	82	10
		2	10,3	4,2	0,5	8	85	77	15
		3	17	2	1	8	80	72	20
<i>MW</i>			11,9	2,57	0,53	8	85	77	15
27.5.14	Kalk	1	26	17	2		55		45
		2	27	22	1		50		50
		3	27	22	1		50		50
			26,67	20,33	1,33		51,67		48,33
19.7.13	BSRM	4	5	0,3	0	94,7			5,3
		5	6	0,5	0	93,5			6,5
		6	10	0,8	0	89,2			10,8
<i>MW</i>			7	0,53	0	92,47			7,53
27.8.13	BSRM	4	14	6	0		80		20
		5	16	7	2		75		25
		6	23	12	0		65		35
			17,67	8,33	0,67		73,33		26,67
9.9.13	BSRM	4	15	5	0	20	80	60	20
		5	19,75	5	0,25	15	75	60	25
		6	26	4	0	15	70	55	30
<i>MW</i>			20,25	4,67	0,08	16,67	75	58,33	25
27.5.14	BSRM	4	13,5	8,5	0,5		77,5		22,5
		5	5	8	4		83		17
		6	7	2,5	0,5		90		10
<i>MW</i>			8,5	6,33	1,67		83,5		16,5

Anhang

Tabelle 29: Deckungsgradschätzung des Kalkschottermaterials ohne Ansaat (o.A.), mit Ansaat (m.A.) und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg=Vegetation)

Datum	BM	PZ	Gräser	Kräuter	Leg	offen	O.V.	Stein	Veg
19.7.13	Kalk (m.A.)	3	3	0,5	0	96,5			3,5
		10	2	0,3	0	97,7			2,3
		7	3	0,5	0	96,5			3,5
<i>MW</i>			2,67	0,43	0	96,9			3,1
27.8.13	Kalk (m.A.)	3	18	7	0		75		25
		10	20	10	0		70		30
		7	17	8	0		75		25
<i>MW</i>			18,33	8,33	0		73,33		26,67
9.9.13	Kalk (m.A.)	3	16,5	8	0,5	8	75	67	25
		10	15,75	4	0,25	7	80	73	20
		7	14	5	1	8	80	72	20
<i>MW</i>			15,42	5,67	0,58	7,67	78,33	70,67	21,67
27.5.14	Kalk (m.A.)	3	20	5	5		70		30
		10	15	7,9	0,1		77		23
		7	22	8	8		62		38
<i>MW</i>			19	6,97	4,37		69,67		30,33
27.8.13	Kalk (o.A.)	5	2	1	0				3
		6	0	1	0				1
		13	0	1	0				1
<i>MW</i>			0,67	1	0				1,67
9.9.13	Kalk (o.A.)	5	0,1	0,3	0,1	7	99,5	92,5	0,5
		6	0	0,1	0,15	10	99,75	89,75	0,25
		13	0	0,1	0	7	99,9	92,9	0,1
<i>MW</i>			0,03	0,17	0,08	8	99,72	91,72	0,28
27.5.13	Kalk (o.A.)	5	3	6,5	0,5		90		10
		6	0,5	1	0,5		98		2
		13	2	3	0		95		5
<i>MW</i>			1,83	3,5	0,33		94,33		5,67
19.7.13	BSRM	5	39,5	0,5	0		60		40
		2	5,8	0,2	0		94		6
		6	34,5	0,5	0		65		35
<i>MW</i>			26,6	0,4	0		73		27
5.9.13	BSRM	5	47	30					
		2	51	28					
		6	39	25					
<i>MW</i>			45,67	27,67					

Tabelle 30: Frequenzanalyse des Kalkschottermaterials ohne Ansaat (o.A.), mit Ansaat (m.A.) und Baustoffrecyclingmaterials an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße (abgest.=abgestorben, Leg=Leguminosen, O.V.=ohne Vegetation (mit Moos), Veg=Vegetation)

Datum	BM	PZ	abgest	Gräser	Kräuter	Leg	offen	O.V.	Stein	Veg
19.7.13	Kalk (m.A.)	3		30	7	0	63			37
		10		28	3	0	69			41
		7		39	8	0	53			47
<i>MW</i>				32,33	6	0	61,67			38,33
27.8.13	Kalk (m.A.)	3		56	4	0	40	40		60
		10		54	3	0	43	43		57
		7		59	4	0	37	37		63
<i>MW</i>				56,33	3,67	0	40	40		60
27.5.14	Kalk (m.A.)	3	14	39	6	2	10	53	29	47
		10	8	29	10	0	29	61	24	39
		7	17	36	5	3	9	56	30	44
<i>MW</i>			13	34,67	7	1,67	16	56,67	27,67	43,33
27.5.14	Kalk (o.A.)	5	9	8	5	2	27	85	49	15
		6	1	2	0	0	34	98	63	2
		13	3	11	7	2	37	80	40	20
<i>MW</i>			4,33	7	4	1,33	32,67	87,67	50,67	12,33
19.7.13	BSRM	5		41	10	0	49			51
		2		28	8	0	64			36
		6		44	7	0	49			51
<i>MW</i>				37,67	8,33	0	54			46
16.9.13	BSRM	5		96	4	0	0			100
		2		89	10	1	0			100
		6		91	7	2	0			100
<i>MW</i>				92	7	1	0			100
27.5.14	BSRM	5	9	52	11	28	0	9	0	91
		2	13	60	10	9	3	21	5	79
		6	9	50	23	18	0	9	0	91
			10,33	54	14,67	18,33	1	13	1,67	87

Tabelle 31: Pflanzenbestandsaufnahme an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter am Kalkschottermaterial und am Baustoffrecyclingmaterial

Datum	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013
Parzelle	1	2	3	4	5	6
Variante	1	1	1	2	2	2
WH	1	2	3	1	2	3
	Kalkmaterial			Baustoffrecyclingmaterial		
Alant-Aschenkraut		0,1				
Aufgeblasenes Leimkraut	0,1	0,5	0,25	2	3,3	2
Echte Kamille		0,1	0,1	0,5		
Echte Schafgarbe	0,4	1,45	0,65	2	1	0,95
Echter Wundklee		0,25			0,25	
Eigent. Karthäuser-Nelke	0,2	0,2			0,1	0,5
Einjahrs-Rispe	0,5	1	2	0,5	0,25	0,25
Englisches Raygras	2	2,5	3	2	3	5,5
Faden-Klee	0,1	0,25	1			
Gew. Brunelle	0,1	0,25				
Gew. Hirtentäschel	0,1	0,1	0,1	0,5		0,1
Gew. Hornkraut		0,25	0,2		0,1	
Gew. Salzschwaden	1,5	3,3	2	5	9,25	12
Horst-Rot-Schwingel	3,9	3	6,75	4	3	3
Kleines Habichtskraut			0,1			
Magerwiesen-Margerite	0,5	1	0,5		0,5	0,25
Platthalm-Rispe	0,25	0,25	3	3	4	5
Schmalblatt-Rispe	0,25	0,25	0,25	0,5	0,25	0,25
Weißer Gänsefuß						0,2
Wiesen-Löwenzahn		0,25	0,1			
Wiesen-Sauerampfer	0,1					

Anhang

Tabelle 32: Pflanzenbestandsaufnahme an der Versuchsfläche 2 - Zufahrtsstraße am Kalkschottermaterial

Datum	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013	09.09. 2013
Parzelle	3	10	7	5	6	13
Variante	Ansaat	Ansaat	Ansaat	ohne Ansaat	ohne Ansaat	ohne Ansaat
WH	1	2	3	1	2	3
	Folientunnel Kalkmaterial					
	Ansaat			ohne Ansaat		
Arznei-Quendel				0,1		
Aufgeblasenes Leimkraut	0,25	0,5	0,5		0,1	
Breit-Wegerich		0,1				
Echte Kamille		0,1	0,1			
Echte Schafgarbe	1,75	0,5	1			
Ehrenpreis	0,1	0,1				
Eigent. Karthäuser-Nelke	0,25	0,25	0,25			
Einjahrs-Rispe	1	2	3			
Englisches Raygras	3	2	3			
Faden-Klee	0,5	0,25	1	0,1	0,15	
Franzosenkraut						0,1
Gew. Brunelle	0,25	0,5	0,2			
Gew. Hirtentäschel	0,2	0,1	0,25	0,1		
Gew. Hornkraut	0,25					
Gew. Salzschwaden	4	2,5	2,5			
Gew. Sumpfkresse		0,25	0,1			
Hohlzahn	0,1		0,1			
Kleines Habichtskraut		0,1	0,1			
Magerwiesen-Margerite	3,65	0,7	1,3			
Platthalm-Rispe	2	1	0,5			
Portulak		0,1				
Schmalblatt-Rispe	1	1	1	0,1		
Schwingel	5,5	7,05	3,9			
Storchschnabel	0,1					
Weißer Gänsefuß	1	0,5	0,5			
Weißes Berufskraut		0,1				
Wiesen-Lieschgras		0,2	0,1			
Wiesen-Löwenzahn	0,1	0,1	0,5	0,1		
Wiesen-Salbei			0,1			

Anhang

Tabelle 33: Pflanzenbestandsaufnahme an der Versuchsfläche 2 – Zufahrtsstraße am Baustoffrecyclingmaterial

Datum	05.09. 2013	05.09. 2013	05.09. 2013
Parzelle	5	2	6
Variante	1	2	2
WH	2	1	2
	Folientunnel Baustoffrecyclingmaterial		
Aufgeblasenes Leimkraut	7	13	5
Breit-Wegerich	0,5		1
Echte Schafgarbe	15,5	7	11
Eigent. Karthäuser-Nelke		1	1
Einjahrs-Rispe	2	2	4
Englisches Raygras	8	15	8
Faden-Klee	3	1	0,8
Franzosenkraut	0,5		
Fuchsrote Borstenhirse		2	
Gew. Brunelle			1
Gew. Hirtentäschel	2	3	
Gew. Salzschwaden	18	15	15
Großblütige Brunelle	1		
Magerwiesen-Margerite	3	3	3
Platthalm-Rispe	2	3	2
Portulak	0,5		
Schmalblatt-Rispe	2	2	2
Schwarzer Nachtschatten			1
Schwingel	15	12	8
Spieß-Melde			1
Weißklee			0,2
Wiesen-Salbei		1	1

Tabelle 34: Sickerwassermengen jeder Schwerkraftlysimeterparzelle des Baumaterials Kalkschotter und Baustoffrecycling

Datum	WH	SW-Kalk	SW-BSRM
01.06.2013	1	33,99	23,975
	2	27,975	24,985
	3	35,99	25,985
02.06.2013	1	54,33	54,315
	2	54,315	54,325
	3	54,33	54,325
14.06.2013	1	21,695	22,4
	2	21,77	21,685
	3	21,37	24,23
01.07.2013	1	26,38	21,61
	2	27,81	20,275
	3	29,73	20,405
12.07.2013	1	12,2	13,58
	2	19,97	12,32
	3	9,685	14,145
26.07.2013	1	2,405	5,57
	2	3,91	3,035
	3	7,755	1,805
09.08.2013	1	10,905	6,225
	2	16,155	4,05
	3	16,315	2,03
23.08.2013	1	17,005	5,725
	2	16,405	5,19
	3	18,205	1,21
30.08.2013	1	35,695	24,295
	2	35,15	25,99
	3	36,395	21,76
16.09.2013	1	13,695	4,785
	2	12,79	5,6
	3	12,995	3,825
19.09.2013	1	50,51	41,66
	2	51,495	42,2
	3	51,985	39,055
14.10.2013	1	23,865	15,65
	2	23,81	16,81
	3	23,795	15,465
18.10.2013	1	32,365	24,825
	2	33,01	26,325
	3	34,49	26,06
28.10.2013	1	1,365	0,71
	2	1,495	0,775
	3	1,69	0,83
29.10.2013	1	0,485	0,2
	2	0,51	0,215
	3	0,495	0,225
30.10.2013	1	0,57	0,25
	2	0,685	0,21
	3	0,715	0,215
31.10.2013	1	12,75	9,905
	2	12,895	10,09
	3	13,585	10,71

Anhang

01.11.2013	1	3,16	2,755
	2	3,135	2,785
	3	2,905	2,575
02.11.2013	1	1,485	1,245
	2	1,475	1,265
	3	1,405	1,195
03.11.2013	1	0,87	0,755
	2	0,86	0,46
	3	0,81	0,72
04.11.2013	1	5,195	5,455
	2	5,7	5,435
	3	3,525	6,05
05.11.2013	1	1,625	1,545
	2	1,14	1,585
	3	3,72	1,5
06.11.2013	1	4,755	4,69
	2	4,76	4,8
	3	4,67	4,895
07.11.2013	1	13,765	13,645
	2	13,535	13,605
	3	13,83	14,035
08.11.2013	1	3,845	3,35
	2	3,795	3,535
	3	3,67	3,14
11.11.2013	1	10,32	10,19
	2	10,35	10,125
	3	10,29	10,38
12.11.2013	1	1,63	1,36
	2	1,675	1,385
	3	1,635	1,29
13.11.2013	1	1,1	0,94
	2	1,095	0,935
	3	1,05	0,86
14.11.2013	1	0,825	0,69
	2	0,795	0,665
	3	0,765	0,65
15.11.2013	1	0,56	0,52
	2	0,54	0,49
	3	0,455	0,475
21.11.2013	1	4,095	4,19
	2	4,17	4,19
	3	4,355	4,05
05.12.2013	1	18,46	19,08
	2	19,28	19,735
	3	19,13	19,395
20.12.2013	1	1,885	0,88
	2	0,84	1,01
	3	4,44	3,085
30.12.2013	1	6,85	5,055
	2	4,21	4,355
	3	7,41	4,625
17.01.2014	1	11,525	4,345
	2	8,555	8,505
	3	13,885	6,19

Anhang

31.01.2014	1	9,665	6,525
	2	9,315	6,845
	3	9,49	36,795
14.02.2014	1	47,42	35,87
	2	54,75	41,52
	3	54,925	30,97
21.02.2014	1	30,02	29,46
	2	29,15	30,575
	3	27,915	6,775
07.03.2014	1	5,745	7
	2	6,04	6,865
	3	6,26	26
21.03.2014	1	33,835	26,53
	2	31,805	27,18
	3	34,205	16,26
04.04.2014	1	20,735	16,57
	2	19,605	17,215
	3	20,435	3,855
17.04.2014	1	19,295	3,785
	2	17,25	5,265
	3	19,575	6,355
24.04.2014	1	10,185	6,58
	2	9,665	7,11
	3	10,515	1,27
09.05.2014	1	9,57	1,565
	2	10,01	2,365
	3	11,85	33,519
19.05.2014	1	50,18	35,265
	2	49,765	36,98
	3	51,435	3,675
30.05.2014	1	12,475	4,105
	2	10,88	4,055
	3	12,22	12,22

Tabelle 35: Nährstoffkonzentrationen [mg/l] und Nährstoffauswaschungen [kg/ha] des Sickerwassers im Kalkschottermaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (K=Kammer, BM=Baumaterial)

K	BM	Datum	Wasser [l]	Na [mg/l]	Na [kg/ha]	NH ₄ [mg/l]	Nh ₄ [kg/ha]	NH ₄ _n [mg/l]	NH ₄ _n [kg/ha]
1	1	02.06.13	90,33	6,924	6,2544	0,018	0,0163	0,014	0,0126
1	1	14.06.13	21,695	14,176	3,0755	0,084	0,0182	0,0653	0,0142
1	1	01.07.13	26,38	17,369	4,5819	0,042	0,0111	0,0326	0,0086
1	1	12.07	12,2	15,634	1,9073	0,009	0,0011	0,007	0,0009
1	1	26.07	2,405	5,034	0,1211	0,006	0,0001	0,0047	0,0001
1	1	09.08	10,905	9,121	0,9946	0,003	0,0003	0,0023	0,0003
1	1	23.08	17,005	11,198	1,9042	0,011	0,0019	0,0085	0,0015
1	1	30.08	35,695	6,592	2,353	0,003	0,0011	0,0023	0,0008
1	1	16.09	13,695	5,672	0,7768	0,012	0,0016	0,0093	0,0013
1	1	19.09	50,51	13,843	6,9921	0,007	0,0035	0,0054	0,0027
1	1	04.10	23,865	10,623	2,5352	0,01	0,0024	0,0078	0,0019
1	1	18.10	32,365	2,838	0,9185	0,006	0,0019	0,0047	0,0015
1	1	08.11	49,87	2,076	1,0353	0,019	0,0095	0,0148	0,0074
1	1	21.11	18,53	9,211	1,7068	0,011	0,002	0,0085	0,0016
1	1	05.12	18,46	7,444	1,3742	0,002	0,0004	0,0016	0,0003

Anhang

1	1	20.12	1,885	2,477	0,0467	0,022	0,0004	0,0171	0,0003
1	1	30.12	6,85	2,539	0,1739	0,025	0,0017	0,0194	0,0013
1	1	17.01	11,525	3,098	0,357	0,017	0,002	0,0132	0,0015
1	1	31.01	9,665	3,708	0,3584	0,001	0,0001	0,0008	0,0001
1	1	14.02	47,42	3,881	1,8404	0,015	0,0071	0,0117	0,0055
1	1	21.02	30,02	5,402	1,6217	0,003	0,0009	0,0023	0,0007
1	1	07.03	5,745	5,039	0,2895	0,008	0,0005	0,0062	0,0004
1	1	21.03	33,835	1,864	0,6307	0,002	0,0007	0,0016	0,0005
1	1	04.04	20,735	4,891	1,0141	0,004	0,0008	0,0031	0,0006
1	1	17.04	19,295	5,506	1,0624	0,004	0,0008	0,0031	0,0006
1	1	24.04	10,185	5,698	0,5803	0,002	0,0002	0,0016	0,0002
1	1	09.05	9,57	7,101	0,6796	0,002	0,0002	0,0016	0,0001
2	1	02.06.	84,315	5,073	4,2773	0,007	0,0059	0,0054	0,0046
2	1	14.06	21,77	6,968	1,5169	0,016	0,0035	0,0124	0,0027
2	1	01.07	27,81	6,748	1,8766	0,017	0,0047	0,0132	0,0037
2	1	12.07	19,97	5,901	1,1784	0,014	0,0028	0,0109	0,0022
2	1	26.07	3,91	5,2	0,2033	0,003	0,0001	0,0023	0,0001
2	1	09.08	16,155	6,631	1,0712	0,004	0,0006	0,0031	0,0005
2	1	23.08	16,405	6,366	1,0443	0,005	0,0008	0,0039	0,0006
2	1	30.08	35,15	3,694	1,2984	0,007	0,0025	0,0054	0,0019
2	1	16.09	12,79	4,728	0,6047	0,012	0,0015	0,0093	0,0012
2	1	19.09	51,495	3,027	1,5588	0,011	0,0057	0,0085	0,0044
2	1	04.10	23,81	3,116	0,7419	0,003	0,0007	0,0023	0,0006
2	1	18.10	33,01	2,211	0,7299	0,007	0,0023	0,0054	0,0018
2	1	08.11	49,985	2,105	1,0522	0,007	0,0035	0,0054	0,0027
2	1	21.11	18,625	2,873	0,5351	0,004	0,0007	0,0031	0,0006
2	1	05.12	19,28	2,059	0,397	0,018	0,0035	0,014	0,0027
2	1	20.12	0,84	1,624	0,0136	0,016	0,0001	0,0124	0,0001
2	1	30.12	4,21	2,783	0,1172	0,004	0,0002	0,0031	0,0001
2	1	17.01	8,555	2,969	0,254	0,011	0,0009	0,0085	0,0007
2	1	31.01	9,315	3,11	0,2897	0,004	0,0004	0,0031	0,0003
2	1	14.02	54,75	1,641	0,8984	0,007	0,0038	0,0054	0,003
2	1	21.02	29,15	4,924	1,4353	0,027	0,0079	0,021	0,0061
2	1	07.03	6,04	2,288	0,1382	0,007	0,0004	0,0054	0,0003
2	1	21.03	31,805	1,52	0,4834	0,003	0,001	0,0023	0,0007
2	1	04.04	19,605	1,458	0,2858	0,006	0,0012	0,0047	0,0009
2	1	17.04	17,25	2,326	0,4012	0,001	0,0002	0,0008	0,0001
2	1	24.04	9,665	2,424	0,2343	0,005	0,0005	0,0039	0,0004
2	1	09.05	10,01	3,021	0,3024	0,005	0,0005	0,0039	0,0004
3	1	02.06.	92,33	2,949	2,7228	0,008	0,0074	0,0062	0,0057
3	1	01.07	29,73	6,902	2,052	0,006	0,0018	0,0047	0,0014
3	1	12.07	9,685	5,169	0,5006	0,503	0,0487	0,3908	0,0379
3	1	26.07	7,755	4,132	0,3204	0,01	0,0008	0,0078	0,0006
3	1	09.08	16,315	7,793	1,2714	0,006	0,001	0,0047	0,0008
3	1	23.08	18,205	8,515	1,5502	0,024	0,0044	0,0186	0,0034
3	1	30.08	36,395	5,994	2,1815	0,014	0,0051	0,0109	0,004
3	1	16.09	12,995	6,137	0,7975	0,009	0,0012	0,007	0,0009
3	1	19.09	51,985	3,621	1,8824	0,003	0,0016	0,0023	0,0012
3	1	04.10	23,795	3,955	0,9411	0,007	0,0017	0,0054	0,0013
3	1	18.10	34,49	5,069	1,7483	0,001	0,0003	0,0008	0,0003
3	1	08.11	51,02	2,645	1,3495	0,011	0,0056	0,0085	0,0044
3	1	05.12	19,13	2,297	0,4394	0,02	0,0038	0,0155	0,003
3	1	20.12	4,44	1,375	0,0611	0,026	0,0012	0,0202	0,0009
3	1	30.12	7,41	2,348	0,174	0,008	0,0006	0,0062	0,0005

Anhang

3	1	17.01	13,885	2,029	0,2817	0,027	0,0037	0,021	0,0029
3	1	31.01	9,49	2,867	0,2721	0,005	0,0005	0,0039	0,0004
3	1	14.02	54,925	2,061	1,132	0,006	0,0033	0,0047	0,0026
3	1	21.02	27,915	4,603	1,2849	0,003	0,0008	0,0023	0,0007
3	1	07.03	6,26	2,768	0,1733	0,005	0,0003	0,0039	0,0002
3	1	21.03	34,205	1,663	0,5688	0,001	0,0003	0,0008	0,0003
3	1	04.04	20,435	1,95	0,3985	0,002	0,0004	0,0016	0,0003
3	1	17.04	19,575	2,49	0,4874	0,002	0,0004	0,0016	0,0003
3	1	24.04	10,515	2,524	0,2654	0,003	0,0003	0,0023	0,0002
3	1	09.05	11,814	2,96	0,3497	0,005	0,0006	0,0039	0,0005
K	1	Datum	Wasser [l]	K [mg/l]	K [kg/ha]	Ca [mg/l]	Ca [kg/ha]	Mg [mg/l]	Mg [kg/ha]
1	1	02.06.13	90,33	5,256	4,7477	47,828	43,203	10,753	9,7132
1	1	14.06.13	21,695	26,183	5,6804	62,159	13,485	2,464	0,5346
1	1	01.07	26,38	31,936	8,4247	86,537	22,829	3,415	0,9009
1	1	12.07	12,2	35,207	4,2953	88,02	10,738	3,55	0,4331
1	1	26.07	2,405	11,979	0,2881	33,138	0,797	6,143	0,1477
1	1	09.08	10,905	22,448	2,448	86,02	9,3805	2,838	0,3095
1	1	23.08	17,005	24,254	4,1244	57,448	9,769	3,803	0,6467
1	1	30.08	35,695	13,694	4,8881	50,448	18,007	3,64	1,2993
1	1	16.09	13,695	11,053	1,5137	42,334	5,7976	12,308	1,6856
1	1	19.09	50,51	20,125	10,1651	41,233	20,827	10,581	5,3445
1	1	04.10	23,865	19,433	4,6377	39,25	9,367	12,51	2,9855
1	1	18.10	32,365	6,005	1,9435	31,735	10,271	8,245	2,6685
1	1	08.11	49,87	4,493	2,2407	32,208	16,062	7,781	3,8804
1	1	21.11	18,53	18,63	3,4521	49,326	9,140	12,347	2,2879
1	1	05.12	18,46	14,878	2,7465	47,088	8,6924	14,804	2,7328
1	1	20.12	1,885	6,369	0,1201	28,549	0,5381	6,52	0,1229
1	1	30.12	6,85	7,661	0,5248	24,174	1,6559	5,759	0,3945
1	1	17.01	11,525	9,614	1,108	28,906	3,3314	1,904	0,2194
1	1	31.01	9,665	11,299	1,092	26,508	2,562	5,569	0,5382
1	1	14.02	47,42	9,936	4,7117	29,377	13,931	5,871	2,784
1	1	21.02	30,02	15,139	4,5447	101,99	30,618	5,993	1,7991
1	1	07.03	5,745	12,947	0,7438	56,488	3,2452	4,697	0,2698
1	1	21.03	33,835	5,018	1,6978	27,671	9,3625	1,893	0,6405
1	1	04.04	20,735	13,07	2,7101	49,901	10,347	3,94	0,817
1	1	17.04	19,295	13,647	2,6332	72,492	13,987	3,66	0,7062
1	1	24.04	10,185	14,715	1,4987	53,249	5,4234	3,982	0,4056
1	1	09.05	9,57	17,929	1,7158	57,813	5,5327	4,061	0,3886
2	1	02.06.	84,315	3,725	3,1407	37,628	31,726	7,629	6,4324
2	1	14.06	21,77	8,396	1,8278	41,054	8,9375	6,782	1,4764
2	1	01.07	27,81	12,222	3,3989	47,281	13,1488	7,432	2,0668
2	1	12.07	19,97	12,36	2,4683	45,763	9,1389	9,087	1,8147
2	1	26.07	3,91	13,478	0,527	33,018	1,291	4,462	0,1745
2	1	09.08	16,155	17,999	2,9077	55,731	9,0033	2,943	0,4754
2	1	23.08	16,405	14,882	2,4414	41,535	6,8138	8,03	1,3173
2	1	30.08	35,15	8,285	2,9122	33,01	11,603	7,342	2,5807
2	1	16.09	12,79	10,587	1,3541	37,438	4,7883	10,105	1,2924
2	1	19.09	51,495	6,128	3,1556	31,373	16,1555	8,796	4,5295
2	1	04.10	23,81	6,811	1,6217	35,343	8,4152	10,478	2,4948
2	1	18.10	33,01	5,462	1,803	33,603	11,0924	8,581	2,8326
2	1	08.11	49,985	5,076	2,5372	37,44	18,7144	10,01	5,0035
2	1	21.11	18,625	6,285	1,1706	37,753	7,0315	10,843	2,0195
2	1	05.12	19,28	4,763	0,9183	33,608	6,4796	8,59	1,6562

Anhang

2	1	20.12	0,84	3,769	0,0317	28,821	0,2421	5,865	0,0493
2	1	30.12	4,21	8,32	0,3503	32,139	1,3531	7,237	0,3047
2	1	17.01	8,555	9,829	0,8409	37,479	3,2063	2,249	0,1924
2	1	31.01	9,315	10,098	0,9406	29,429	2,7413	4,232	0,3942
2	1	14.02	54,75	5,478	2,9992	27,249	14,9188	5,629	3,0819
2	1	21.02	29,15	10,823	3,1549	87,678	25,5581	5,239	1,5272
2	1	07.03	6,04	5,884	0,3554	37,963	2,293	2,591	0,1565
2	1	21.03	31,805	3,874	1,2321	28,67	9,1185	1,768	0,5623
2	1	04.04	19,605	5,083	0,9965	31,479	6,1715	2,108	0,4133
2	1	17.04	17,25	6,693	1,1545	33,88	5,8443	2,185	0,3769
2	1	24.04	9,665	6,544	0,6325	33,369	3,2251	8,453	0,817
2	1	09.05	10,01	8,431	0,8439	33,524	3,3558	7,259	0,7266
3	1	02.06.	2,802	2,802	2,5871	28,251	26,0841	4,754	4,3894
3	1	01.07	12,194	12,194	3,6253	43,642	12,9748	7,061	2,0992
3	1	12.07	12,75	12,75	1,2348	44,764	4,3354	9,507	0,9208
3	1	26.07	10,716	10,716	0,831	30,801	2,3886	5,891	0,4568
3	1	09.08	17,731	17,731	2,8928	49,716	8,1112	2,893	0,472
3	1	23.08	17,051	17,051	3,1041	41,153	7,4919	8,474	1,5427
3	1	30.08	9,994	9,994	3,6373	34,907	12,7044	6,85	2,4931
3	1	16.09	12,187	12,187	1,5837	37,598	4,8859	10,928	1,4201
3	1	19.09	6,184	6,184	3,2148	32,713	17,0059	9,606	4,9937
3	1	04.10	7,345	7,345	1,7477	36,544	8,6956	12,072	2,8725
3	1	18.10	10,703	10,703	3,6915	42,459	14,6441	10,178	3,5104
3	1	08.11	5,639	5,639	2,877	36,068	18,4019	10,34	5,2755
3	1	05.12	4,669	4,669	0,8932	31,353	5,9978	9,006	1,7228
3	1	20.12	4,68	4,68	0,2078	24,091	1,0696	4,929	0,2188
3	1	30.12	8,697	8,697	0,6444	33,089	2,4519	6,749	0,5001
3	1	17.01	13,885	8,212	1,1402	36,422	5,0572	1,838	0,2552
3	1	31.01	9,49	9,82	0,9319	31,249	2,9655	5,463	0,5184
3	1	14.02	54,925	5,379	2,9544	28,361	15,5773	5,25	2,8836
3	1	21.02	27,915	11,035	3,0804	78,113	21,8052	4,922	1,374
3	1	07.03	6,26	6,451	0,4038	35,442	2,2187	2,514	0,1574
3	1	21.03	34,205	4,291	1,4677	27,143	9,2843	1,832	0,6266
3	1	04.04	20,435	5,107	1,0436	27,348	5,5886	2,08	0,425
3	1	17.04	19,575	6,564	1,2849	24,245	4,746	4,388	0,859
3	1	24.04	10,515	6,432	0,6763	24,67	2,5941	4,5	0,4732
3	1	09.05	11,814	8,573	1,0128	29,404	3,4738	1,736	0,2051
K	1	Datum	Wasser _l	Cl [mg/l]	Cl [kg/ha]	NO₂ [mg/l]	NO₂ [kg/ha]	NO₂_n [mg/l]	NO₂_n [kg/ha]
1	1	02.06.13	90,33	6,824	6,1641	0,025	0,0226	0,0076	0,0069
1	1	14.06.13	21,695	19,894	4,316	0,444	0,0963	0,135	0,0293
1	1	01.07	26,38	24,823	6,5483	0,368	0,0971	0,1119	0,0295
1	1	12.07	12,2	18,686	2,2797	0,194	0,0237	0,059	0,0072
1	1	26.07	2,405	0,989	0,0238	0,018	0,0004	0,0055	0,0001
1	1	09.08	10,905	15,231	1,6609	0,002	0,0002	0,0006	0,0001
1	1	23.08	17,005	7,943	1,3507	0,162	0,0275	0,0492	0,0084
1	1	30.08	35,695	4,448	1,5877	0,067	0,0239	0,0204	0,0073
1	1	16.09	13,695	2,093	0,2866	0,009	0,0012	0,0027	0,0004
1	1	19.09	50,51	19,789	9,9954	0,163	0,0823	0,0496	0,025
1	1	04.10	23,865	9,234	2,2037	0,092	0,022	0,028	0,0067
1	1	18.10	32,365	0,508	0,1644	0,068	0,022	0,0207	0,0067
1	1	08.11	49,87	0,332	0,1656	0,015	0,0075	0,0046	0,0023
1	1	21.11	18,53	6,19	1,147	0,015	0,0028	0,0046	0,0008
1	1	05.12	18,46	5,089	0,9394	0	0	0	0

Anhang

1	1	20.12	1,885	0,396	0,0075	0,011	0,0002	0,0033	0,0001
1	1	30.12	6,85	0,417	0,0286	0,058	0,004	0,0176	0,0012
1	1	17.01	8,555	0,031	0,0027	0	0	0	0
1	1	31.01	9,315	0,123	0,0115	0,001	0,0001	0,0003	0
1	1	14.02	54,75	0,148	0,081	0,002	0,0011	0,0006	0,0003
1	1	21.02	29,15	0,245	0,0714	0	0	0	0
1	1	07.03	6,04	0,159	0,0096	0	0	0	0
1	1	21.03	31,805	0,392	0,1247	0	0	0	0
1	1	04.04	19,605	0,234	0,0459	0	0	0	0
1	1	17.04	17,25	0,371	0,064	0,001	0,0002	0,0003	0,0001
1	1	24.04	9,665	0,293	0,0283	0	0	0	0
1	1	09.05	10,01	0,303	0,0303	0	0	0	0
2	1	02.06.	84,315	4,099	3,4561	0,011	0,0093	0,0033	0,0028
2	1	14.06	21,77	5,741	1,2498	0,179	0,039	0,0544	0,0118
2	1	01.07	27,81	4,76	1,3238	0,111	0,0309	0,0337	0,0094
2	1	12.07	19,97	3,825	0,7639	0,055	0,011	0,0167	0,0033
2	1	26.07	3,91	0,951	0,0372	0,029	0,0011	0,0088	0,0003
2	1	09.08	16,155	4,125	0,6664	0,001	0,0002	0,0003	0
2	1	23.08	16,405	2,458	0,4032	0,059	0,0097	0,0179	0,0029
2	1	30.08	35,15	1,452	0,5104	0	0	0	0
2	1	16.09	12,79	1,415	0,181	0,002	0,0003	0,0006	0,0001
2	1	19.09	51,495	1,756	0,9043	0,215	0,1107	0,0654	0,0337
2	1	04.10	23,81	1,313	0,3126	0,016	0,0038	0,0049	0,0012
2	1	18.10	33,01	0,446	0,1472	0,052	0,0172	0,0158	0,0052
2	1	08.11	49,985	0,483	0,2414	0,004	0,002	0,0012	0,0006
2	1	21.11	18,625	1,332	0,2481	0,047	0,0088	0,0143	0,0027
2	1	05.12	19,28	0,499	0,0962	0,002	0,0004	0,0006	0,0001
2	1	20.12	0,84	0,253	0,0021	0,037	0,0003	0,0112	0,0001
2	1	30.12	4,21	0,479	0,0202	0,004	0,0002	0,0012	0,0001
2	1	17.01	8,555	0,031	0,0027	0	0	0	0
2	1	31.01	9,315	0,123	0,0115	0,001	0,0001	0,0003	0
2	1	14.02	54,75	0,148	0,081	0,002	0,0011	0,0006	0,0003
2	1	21.02	29,15	0,245	0,0714	0	0	0	0
2	1	07.03	6,04	0,159	0,0096	0	0	0	0
2	1	21.03	31,805	0,392	0,1247	0	0	0	0
2	1	04.04	19,605	0,234	0,0459	0	0	0	0
2	1	17.04	17,25	0,371	0,064	0,001	0,0002	0,0003	0,0001
2	1	24.04	9,665	0,293	0,0283	0	0	0	0
2	1	09.05	10,01	0,303	0,0303	0	0	0	0
3	1	02.06.	92,33	2,762	2,5502	0,007	0,0065	0,0021	0,002
3	1	01.07	29,73	6,248	1,8575	0,035	0,0104	0,0106	0,0032
3	1	12.07	9,685	4,815	0,4663	0,832	0,0806	0,2529	0,0245
3	1	26.07	7,755	1,249	0,0969	0,04	0,0031	0,0122	0,0009
3	1	09.08	16,315	3,999	0,6524	0,002	0,0003	0,0006	0,0001
3	1	23.08	18,205	6,455	1,1751	0,017	0,0031	0,0052	0,0009
3	1	30.08	36,395	3,803	1,3841	0	0	0	0
3	1	16.09	12,995	3,215	0,4178	0,001	0,0001	0,0003	0
3	1	19.09	51,985	1,899	0,9872	0,247	0,1284	0,0751	0,039
3	1	04.10	23,795	2,247	0,5347	0,006	0,0014	0,0018	0,0004
3	1	18.10	34,49	3,088	1,0651	0,048	0,0166	0,0146	0,005
3	1	08.11	51,02	0,323	0,1648	0,001	0,0005	0,0003	0,0002
3	1	05.12	19,13	0,281	0,0538	0	0	0	0
3	1	20.12	4,44	1,327	0,0589	0,007	0,0003	0,0021	0,0001
3	1	30.12	7,41	2,24	0,166	0,018	0,0013	0,0055	0,0004

Anhang

3	1	17.01	13,885	0,368	0,0511	0,002	0,0003	0,0006	0,0001
3	1	31.01	9,49	0,215	0,0204	0,001	0,0001	0,0003	0
3	1	14.02	54,925	0,196	0,1077	0	0	0	0
3	1	21.02	27,915	0,258	0,072	0	0	0	0
3	1	07.03	6,26	0,145	0,0091	0	0	0	0
3	1	21.03	34,205	0,387	0,1324	0,002	0,0007	0,0006	0,0002
3	1	04.04	20,435	0,412	0,0842	0	0	0	0
3	1	17.04	19,575	0,339	0,0664	0,037	0,0072	0,0112	0,0022
3	1	24.04	10,515	0,305	0,0321	0	0	0	0
3	1	09.05	11,814	0,288	0,034	0	0	0	0
K	1	Datum	Wasser _l	NO₃ [mg/l]	NO₃ [kg/ha]	NO_{3_n} [mg/l]	NO_{3_n} [kg/ha]	PO₄ [mg/l]	PO₄ [kg/ha]
1	1	02.06.13	90,33	15,828	14,2974	3,5771	3,2312	0,003	0,0027
1	1	14.06.13	21,695	24,553	5,3268	5,549	1,2039	0,005	0,0011
1	1	01.07	26,38	104,587	27,5901	23,6367	6,2354	0,052	0,0137
1	1	12.07	12,2	91,456	11,1576	20,6691	2,5216	0,071	0,0087
1	1	26.07	2,405	32,377	0,7787	7,3172	0,176	0	0
1	1	09.08	10,905	89,015	9,7071	20,1174	2,1938	1,452	0,1583
1	1	23.08	17,005	40,897	6,9545	9,2427	1,5717	0	0
1	1	30.08	35,695	45,205	16,1359	10,2163	3,6467	0	0
1	1	16.09	13,695	40,24	5,5109	9,0942	1,2455	0,013	0,0018
1	1	19.09	50,51	33,333	16,8365	7,5333	3,805	0	0
1	1	04.10	23,865	36,321	8,668	8,2085	1,959	0,002	0,0005
1	1	18.10	32,365	10,576	3,4229	2,3902	0,7736	0	0
1	1	08.11	49,87	7,575	3,7777	1,712	0,8537	0,003	0,0015
1	1	21.11	18,53	10,473	1,9406	2,3669	0,4386	0,001	0,0002
1	1	05.12	18,46	7,716	1,4244	1,7438	0,3219	0,001	0,0002
1	1	20.12	1,885	2,883	0,0543	0,6516	0,0123	0,013	0,0002
1	1	30.12	6,85	0,563	0,0386	0,1272	0,0087	0,001	0,0001
1	1	17.01	11,525	0,67	0,0772	0,1514	0,0175	0,001	0,0001
1	1	31.01	9,665	1,003	0,0969	0,2267	0,0219	0	0
1	1	14.02	47,42	1,234	0,5852	0,2789	0,1322	0	0
1	1	21.02	30,02	1,05	0,3152	0,2373	0,0712	0,001	0,0003
1	1	07.03	5,745	1,222	0,0702	0,2762	0,0159	0,001	0,0001
1	1	21.03	33,835	5,078	1,7181	1,1476	0,3883	0,001	0,0003
1	1	04.04	20,735	6,499	1,3476	1,4688	0,3046	0,002	0,0004
1	1	17.04	19,295	10,295	1,9864	2,3267	0,4489	0	0
1	1	24.04	10,185	9,952	1,0136	2,2492	0,2291	0	0
1	1	09.05	9,57	9,984	0,9555	2,2564	0,2159	0,001	0,0001
2	1	02.06.	84,315	9,591	8,0867	2,1676	1,8276	0,006	0,0051
2	1	14.06	21,77	10,843	2,3605	2,4505	0,5335	0,009	0,002
2	1	01.07	27,81	67,79	18,8524	15,3205	4,2606	0,019	0,0053
2	1	12.07	19,97	45,633	9,1129	10,3131	2,0595	0,024	0,0048
2	1	26.07	3,91	32,368	1,2656	7,3152	0,286	0,003	0,0001
2	1	09.08	16,155	44,132	7,1295	9,9738	1,6113	0,915	0,1478
2	1	23.08	16,405	35,971	5,901	8,1294	1,3336	0,001	0,0002
2	1	30.08	35,15	19,309	6,7871	4,3638	1,5339	0,001	0,0004
2	1	16.09	12,79	23,013	2,9434	5,2009	0,6652	0,002	0,0003
2	1	19.09	51,495	9,034	4,6521	2,0417	1,0514	0,005	0,0026
2	1	04.10	23,81	16,185	3,8536	3,6578	0,8709	0,002	0,0005
2	1	18.10	33,01	6,192	2,044	1,3994	0,4619	0,003	0,001
2	1	08.11	49,985	5,276	2,6372	1,1924	0,596	0,003	0,0015
2	1	21.11	18,625	5,655	1,0532	1,278	0,238	0,001	0,0002
2	1	05.12	19,28	1,979	0,3816	0,4473	0,0862	0,002	0,0004

Anhang

2	1	20.12	0,84	1,57	0,0132	0,3548	0,003	0,002	0
2	1	30.12	4,21	0,947	0,0399	0,214	0,009	0,001	0
2	1	17.01	8,555	2,099	0,1796	0,4744	0,0406	0,003	0,0003
2	1	31.01	9,315	2,064	0,1923	0,4665	0,0435	0	0
2	1	14.02	54,75	2,642	1,4465	0,5971	0,3269	0	0
2	1	21.02	29,15	2,098	0,6116	0,4741	0,1382	0	0
2	1	07.03	6,04	2,699	0,163	0,61	0,0368	0,002	0,0001
2	1	21.03	31,805	2,002	0,6367	0,4525	0,1439	0,005	0,0016
2	1	04.04	19,605	1,962	0,3847	0,4434	0,0869	0	0
2	1	17.04	17,25	3,827	0,6602	0,8649	0,1492	0,001	0,0002
2	1	24.04	9,665	3,185	0,3078	0,7198	0,0696	0,001	0,0001
2	1	09.05	10,01	3,433	0,3436	0,7759	0,0777	0,001	0,0001
3	1	02.06.	92,33	5,653	5,2194	1,2776	1,1796	0,008	0,0074
3	1	01.07	29,73	59,696	17,7476	13,4913	4,011	0,011	0,0033
3	1	12.07	9,685	31,54	3,0546	7,128	0,6904	0,379	0,0367
3	1	26.07	7,755	18,166	1,4088	4,1055	0,3184	0,002	0,0002
3	1	09.08	16,315	35,662	5,8183	8,0596	1,3149	0,521	0,085
3	1	23.08	18,205	32,289	5,8782	7,2973	1,3285	0	0
3	1	30.08	36,395	22,538	8,2027	5,0936	1,8538	0,001	0,0004
3	1	16.09	12,995	26,348	3,4239	5,9546	0,7738	0,001	0,0001
3	1	19.09	51,985	10,923	5,6783	2,4686	1,2833	0	0
3	1	04.10	23,795	15,046	3,5802	3,4004	0,8091	0,002	0,0005
3	1	18.10	34,49	7,096	2,4474	1,6037	0,5531	0,026	0,009
3	1	08.11	51,02	2,455	1,2525	0,5548	0,2831	0,002	0,001
3	1	05.12	19,13	1,114	0,2131	0,2518	0,0482	0,001	0,0002
3	1	20.12	4,44	1,336	0,0593	0,3019	0,0134	0	0
3	1	30.12	7,41	0,44	0,0326	0,0994	0,0074	0,001	0,0001
3	1	17.01	13,885	1,934	0,2685	0,4371	0,0607	0,001	0,0001
3	1	31.01	9,49	2,361	0,2241	0,5336	0,0506	0,001	0,0001
3	1	14.02	54,925	2,54	1,3951	0,574	0,3153	0	0
3	1	21.02	27,915	2,374	0,6627	0,5365	0,1498	0	0
3	1	07.03	6,26	2,347	0,1469	0,5304	0,0332	0,001	0,0001
3	1	21.03	34,205	1,574	0,5384	0,3557	0,1217	0,001	0,0003
3	1	04.04	20,435	1,725	0,3525	0,3899	0,0797	0,001	0,0002
3	1	17.04	19,575	2,762	0,5407	0,6242	0,1222	0	0
3	1	24.04	10,515	1,849	0,1944	0,4179	0,0439	0,002	0,0002
3	1	09.05	11,814	2,48	0,293	0,5605	0,0662	0,001	0,0001
K	1	Datum	Wasser _l	SO₄ [mg/l]	SO₄ [kg/ha]	S [mg/l]	S [kg/ha]	N_{anor} g [mg/l]	N_{anor} g [kg/ha]
1	1	02.06.13	90,33	47,764	43,1452	15,9532	14,4105	3,5987	3,2507
1	1	14.06.13	21,695	95,023	20,6152	31,7377	6,8855	5,7492	1,2473
1	1	01.07	26,38	113,02	29,8147	37,7487	9,9581	23,7812	6,2735
1	1	12.07	12,2	128,975	15,735	43,0777	5,2555	20,735	2,5297
1	1	26.07	2,405	22,479	0,5406	7,508	0,1806	7,3273	0,1762
1	1	09.08	10,905	110,232	12,0208	36,8175	4,0149	20,1203	2,1941
1	1	23.08	17,005	51,368	8,7351	17,1569	2,9175	9,3005	1,5816
1	1	30.08	35,695	49,282	17,5912	16,4602	5,8755	10,239	3,6548
1	1	16.09	13,695	38,326	5,2487	12,8009	1,7531	9,1063	1,2471
1	1	19.09	50,51	36,354	18,3624	12,1422	6,133	7,5882	3,8328
1	1	04.10	23,865	35,437	8,457	11,836	2,8247	8,2443	1,9675
1	1	18.10	32,365	15,114	4,8916	5,0481	1,6338	2,4155	0,7818
1	1	08.11	49,87	16,221	8,0894	5,4178	2,7019	1,7313	0,8634
1	1	21.11	18,53	59,283	10,9851	19,8005	3,669	2,38	0,441
1	1	05.12	18,46	65,122	12,0215	21,7507	4,0152	1,7454	0,3222

Anhang

1	1	20.12	1,885	5,95	0,1122	1,9873	0,0375	0,672	0,0127
1	1	30.12	6,85	3,509	0,2404	1,172	0,0803	0,1643	0,0113
1	1	17.01	11,525	0,584	0,0673	0,1951	0,0225	0,1646	0,019
1	1	31.01	9,665	0,541	0,0523	0,1807	0,0175	0,2275	0,022
1	1	14.02	47,42	0,541	0,2565	0,1807	0,0857	0,2908	0,1379
1	1	21.02	30,02	0,5	0,1501	0,167	0,0501	0,2396	0,0719
1	1	07.03	5,745	0,641	0,0368	0,2141	0,0123	0,2824	0,0162
1	1	21.03	33,835	5,342	1,8075	1,7842	0,6037	1,1495	0,3889
1	1	04.04	20,735	61,936	12,8424	20,6866	4,2894	1,4737	0,3056
1	1	17.04	19,295	60,583	11,6895	20,2347	3,9043	2,3416	0,4518
1	1	24.04	10,185	68,501	6,9768	22,8793	2,3303	2,2522	0,2294
1	1	09.05	9,57	74,1	7,0914	24,7494	2,3685	2,2719	0,2174
2	1	02.06.	84,315	22,025	18,5704	7,3564	6,2025	2,1763	1,835
2	1	14.06	21,77	27,933	6,081	9,3296	2,0311	2,5174	0,548
2	1	01.07	27,81	41,431	11,522	13,838	3,8483	15,3675	4,2737
2	1	12.07	19,97	37,811	7,5509	12,6289	2,522	10,3407	2,065
2	1	26.07	3,91	26,373	1,0312	8,8086	0,3444	7,3263	0,2865
2	1	09.08	16,155	35,006	5,6552	11,692	1,8888	9,9772	1,6118
2	1	23.08	16,405	37,272	6,1145	12,4488	2,0422	8,1513	1,3372
2	1	30.08	35,15	22,56	7,9298	7,535	2,6486	4,3693	1,5358
2	1	16.09	12,79	28,628	3,6615	9,5618	1,2229	5,2109	0,6665
2	1	19.09	51,495	14,945	7,6959	4,9916	2,5704	2,1156	1,0894
2	1	04.10	23,81	20,749	4,9403	6,9302	1,6501	3,665	0,8726
2	1	18.10	33,01	11,469	3,7859	3,8306	1,2645	1,4206	0,469
2	1	08.11	49,985	11,147	5,5718	3,7231	1,861	1,199	0,5993
2	1	21.11	18,625	23,401	4,3584	7,8159	1,4557	1,2954	0,2413
2	1	05.12	19,28	13,278	2,56	4,4349	0,855	0,4618	0,089
2	1	20.12	0,84	4,548	0,0382	1,519	0,0128	0,3785	0,0032
2	1	30.12	4,21	3,71	0,1562	1,2391	0,0522	0,2183	0,0092
2	1	17.01	8,555	1,156	0,0989	0,3861	0,033	0,4829	0,0413
2	1	31.01	9,315	0,997	0,0929	0,333	0,031	0,4699	0,0438
2	1	14.02	54,75	1,451	0,7944	0,4846	0,2653	0,6031	0,3302
2	1	21.02	29,15	1,484	0,4326	0,4957	0,1445	0,4951	0,1443
2	1	07.03	6,04	1,589	0,096	0,5307	0,0321	0,6154	0,0372
2	1	21.03	31,805	5,207	1,6561	1,7391	0,5531	0,4548	0,1446
2	1	04.04	19,605	7,759	1,5212	2,5915	0,5081	0,4481	0,0878
2	1	17.04	17,25	14,112	2,4343	4,7134	0,8131	0,866	0,1494
2	1	24.04	9,665	13,23	1,2787	4,4188	0,4271	0,7237	0,0699
2	1	09.05	10,01	17,884	1,7902	5,9733	0,5979	0,7797	0,0781
3	1	02.06.	92,33	15,476	14,289	5,169	4,7725	1,2859	1,1873
3	1	01.07	29,73	51,105	15,1935	17,0691	5,0746	13,5066	4,0155
3	1	12.07	9,685	42,768	4,1421	14,2845	1,3835	7,7718	0,7527
3	1	26.07	7,755	24,162	1,8738	8,0701	0,6258	4,1254	0,3199
3	1	09.08	16,315	40,951	6,6812	13,6776	2,2315	8,0649	1,3158
3	1	23.08	18,205	45,931	8,3617	15,341	2,7928	7,3211	1,3328
3	1	30.08	36,395	35,882	13,0593	11,9846	4,3618	5,1045	1,8578
3	1	16.09	12,995	44,692	5,8077	14,9271	1,9398	5,9619	0,7748
3	1	19.09	51,985	33,611	17,4727	11,2261	5,8359	2,546	1,3235
3	1	04.10	23,795	40,666	9,6765	13,5824	3,2319	3,4077	0,8109
3	1	18.10	34,49	43,666	15,0604	14,5844	5,0302	1,6191	0,5584
3	1	08.11	51,02	14,698	7,4989	4,9091	2,5046	0,5637	0,2876
3	1	05.12	19,13	9,955	1,9044	3,325	0,6361	0,2673	0,0511
3	1	20.12	4,44	6,283	0,279	2,0985	0,0932	0,3243	0,0144
3	1	30.12	7,41	9,435	0,6991	3,1513	0,2335	0,1111	0,0082

Anhang

3	1	17.01	13,885	1,654	0,2297	0,5524	0,0767	0,4587	0,0637
3	1	31.01	9,49	1,513	0,1436	0,5053	0,048	0,5378	0,051
3	1	14.02	54,925	1,131	0,6212	0,3778	0,2075	0,5787	0,3179
3	1	21.02	27,915	1,588	0,4433	0,5304	0,1481	0,5389	0,1504
3	1	07.03	6,26	1,777	0,1112	0,5935	0,0372	0,5343	0,0334
3	1	21.03	34,205	5,09	1,741	1,7001	0,5815	0,3571	0,1221
3	1	04.04	20,435	5,59	1,1423	1,8671	0,3815	0,3914	0,08
3	1	17.04	19,575	9,31	1,8224	3,1095	0,6087	0,637	0,1247
3	1	24.04	10,515	8,38	0,8812	2,7989	0,2943	0,4202	0,0442
3	1	09.05	11,814	10,875	1,2848	3,6323	0,4291	0,5644	0,0667

Tabelle 36: Nährstoffkonzentrationen [mg/l] und Nährstoffauswaschungen [kg/ha] des Sickerwassers im Baustoffrecyclingmaterial an der Versuchsfläche 1 – Schwerkraftlysimeter (K=Kammer, BM=Baumaterial)

K	BM	Datum	Wasser [l]	Na [mg/l]	Na [kg/ha]	NH ₄ [mg/l]	Nh ₄ [kg/ha]	NH ₄ _n [mg/l]	NH ₄ _n [kg/ha]
4	2	02.06.13	80,315	165,849	133,2016	1,064	0,8546	0,8267	0,664
4	2	14.06.13	22,4	218,085	48,851	1,041	0,2332	0,8089	0,1812
4	2	01.07	21,61	127,99	27,6586	0,106	0,0229	0,0824	0,0178
4	2	12.07	13,58	111,184	15,0988	0,013	0,0018	0,0101	0,0014
4	2	26.07	5,57	80,586	4,4886	0,206	0,0115	0,1601	0,0089
4	2	09.08	6,225	101,075	6,2919	0,004	0,0002	0,0031	0,0002
4	2	23.08	5,725	122,844	7,0328	0,285	0,0163	0,2214	0,0127
4	2	30.08	24,295	126,797	30,8053	0,124	0,0301	0,0963	0,0234
4	2	16.09	4,785	111,215	5,3216	0,158	0,0076	0,1228	0,0059
4	2	19.09	41,66	101,571	42,3145	0,035	0,0146	0,0272	0,0113
4	2	04.10	15,65	115,62	18,0945	0,073	0,0114	0,0567	0,0089
4	2	18.10	24,825	138,245	34,3193	0	0	0	0
4	2	08.11	44,505	106,648	47,4637	0,119	0,053	0,0925	0,0412
4	2	21.11	17,89	122,733	21,9569	0,056	0,01	0,0435	0,0078
4	2	05.12	19,08	108,987	20,7947	0,129	0,0246	0,1002	0,0191
4	2	20.12	0,88	68,387	0,6018	0,084	0,0007	0,0653	0,0006
4	2	30.12	5,055	26,771	1,3533	0,31	0,0157	0,2409	0,0122
4	2	17.01	4,625	24,958	1,1543	0,088	0,0041	0,0684	0,0032
4	2	31.01	6,19	21,158	1,3097	0,025	0,0015	0,0194	0,0012
4	2	14.02	36,795	19,031	7,0025	0,057	0,021	0,0443	0,0163
4	2	21.02	30,97	15,541	4,813	0,084	0,026	0,0653	0,0202
4	2	07.03	6,775	112,613	7,6295	0,05	0,0034	0,0389	0,0026
4	2	21.03	26	110,063	28,6164	0,005	0,0013	0,0039	0,001
4	2	04.04	16,26	132,728	21,5816	0,144	0,0234	0,1119	0,0182
4	2	17.04	3,855	117,899	4,545	0,034	0,0013	0,0264	0,001
4	2	24.04	6,355	125,298	7,9627	0,041	0,0026	0,0319	0,002
4	2	09.05	1,27	140,513	1,7845	0,069	0,0009	0,0536	0,0007
5	2	02.06.	81,325	229,848	186,9239	1,559	1,2679	1,2113	0,9851
5	2	14.06	21,685	262,909	57,0118	1,287	0,2791	1	0,2168
5	2	01.07	20,275	165,796	33,6151	0,024	0,0049	0,0186	0,0038
5	2	12.07	12,32	114,146	14,0628	0,027	0,0033	0,021	0,0026
5	2	26.07	3,035	107,84	3,2729	0,034	0,001	0,0264	0,0008
5	2	09.08	4,05	98,496	3,9891	0,022	0,0009	0,0171	0,0007
5	2	23.08	5,19	108,114	5,6111	0,11	0,0057	0,0855	0,0044
5	2	30.08	25,99	124,51	32,3601	0,061	0,0159	0,0474	0,0123
5	2	16.09	5,6	103,64	5,8038	0,022	0,0012	0,0171	0,001
5	2	19.09	42,2	112,15	47,3273	0,028	0,0118	0,0218	0,0092

Anhang

5	2	04.10	16,81	125,63	21,1184	0,041	0,0069	0,0319	0,0054
5	2	18.10	26,325	161,376	42,4822	0	0	0	0
5	2	08.11	44,76	128,588	57,556	0,379	0,1696	0,2945	0,1318
5	2	21.11	17,79	145,387	25,8643	0,118	0,021	0,0917	0,0163
5	2	05.12	19,735	124,884	24,6459	0,259	0,0511	0,2012	0,0397
5	2	20.12	1,01	67,007	0,6768	0,592	0,006	0,46	0,0046
5	2	30.12	4,355	31,052	1,3523	0,631	0,0275	0,4903	0,0214
5	2	17.01	4,345	28,884	1,255	0,164	0,0071	0,1274	0,0055
5	2	31.01	6,525	21,389	1,3956	0,02	0,0013	0,0155	0,001
5	2	14.02	35,84	9,531	3,4159	0,025	0,009	0,0194	0,007
5	2	21.02	29,46	22,238	6,5513	0,041	0,0121	0,0319	0,0094
5	2	07.03	7	110,144	7,7101	0,064	0,0045	0,0497	0,0035
5	2	21.03	26,53	100,313	26,613	0,014	0,0037	0,0109	0,0029
5	2	04.04	16,57	113,201	18,7574	0,094	0,0156	0,073	0,0121
5	2	17.04	3,785	97,721	3,6987	0,053	0,002	0,0412	0,0016
5	2	24.04	6,58	105,104	6,9158	0,064	0,0042	0,0497	0,0033
5	2	09.05	1,565	113,115	1,7702	0,005	0,0001	0,0039	0,0001
6	2	02.06.	82,325	154,819	127,4547	0,838	0,6899	0,6511	0,536
6	2	14.06	24,23	154,819	37,5126	1,976	0,4788	1,5354	0,372
6	2	01.07	20,405	136,894	27,9332	0,067	0,0137	0,0521	0,0106
6	2	12.07	14,145	183,151	25,9067	2,755	0,3897	2,1406	0,3028
6	2	26.07	1,805	128,556	2,3204	0,239	0,0043	0,1857	0,0034
6	2	09.08	2,03	89,11	1,8089	0,02	0,0004	0,0155	0,0003
6	2	23.08	1,21	82,744	1,0012	0,162	0,002	0,1259	0,0015
6	2	30.08	21,76	92,94	20,2237	0,097	0,0211	0,0754	0,0164
6	2	16.09	3,825	94,64	3,62	0,161	0,0062	0,1251	0,0048
6	2	19.09	39,055	106,51	41,5975	0,033	0,0129	0,0256	0,01
6	2	04.10	15,465	116,674	18,0436	0,025	0,0039	0,0194	0,003
6	2	18.10	26,06	221,613	57,7523	0	0	0	0
6	2	08.11	46,09	122,6	56,5063	0,061	0,0281	0,0474	0,0218
6	2	21.11	17,705	115,585	20,4643	0,06	0,0106	0,0466	0,0083
6	2	05.12	19,395	97,842	18,9765	0,18	0,0349	0,1399	0,0271
6	2	20.12	3,085	39,219	1,2099	0,309	0,0095	0,2401	0,0074
6	2	30.12	-2,015	25,072	-0,5052	0,073	-0,0015	0,0567	-0,0011
6	2	17.01	8,505	19,858	1,6889	0,065	0,0055	0,0505	0,0043
6	2	31.01	6,845	23,328	1,5968	0,04	0,0027	0,0311	0,0021
6	2	14.02	41,52	8,973	3,7256	0,047	0,0195	0,0365	0,0152
6	2	21.02	30,575	51,47	15,737	0,074	0,0226	0,0575	0,0176
6	2	07.03	6,865	67,84	4,6572	0,062	0,0043	0,0482	0,0033
6	2	21.03	27,18	69,925	19,0056	0,031	0,0084	0,0241	0,0065
6	2	04.04	17,215	81,018	13,9472	0,019	0,0033	0,0148	0,0025
6	2	17.04	5,265	70,401	3,7066	0,019	0,001	0,0148	0,0008
6	2	24.04	7,11	77,233	5,4913	0,04	0,0028	0,0311	0,0022
6	2	09.05	2,365	77,389	1,8302	0,077	0,0018	0,0598	0,0014
K	BM	Datum	Wasser [l]	K [mg/l]	K [kg/ha]	Ca [mg/l]	Ca [kg/ha]	Mg [mg/l]	Mg [kg/ha]
4	2	02.06.13	80,315	351,848	282,5867	474,204	380,857	6,045	4,855
4	2	14.06.13	22,4	407,592	91,3006	505,496	113,231	11,337	2,5395
4	2	01.07	21,61	296,237	64,0168	579,938	125,325	6,007	1,2981
4	2	12.07	13,58	255,324	34,673	518,093	70,357	6,574	0,8927
4	2	26.07	5,57	158,54	8,8307	501,316	27,9233	17,716	0,9868
4	2	09.08	6,225	251,884	15,6798	515,97	32,1191	5,649	0,3517
4	2	23.08	5,725	209,298	11,9823	541,184	30,9828	31,552	1,8064
4	2	30.08	24,295	203,54	49,45	541,02	131,441	41,981	10,1993

Anhang

4	2	16.09	4,785	198,158	9,4819	576,602	27,5904	40,998	1,9618
4	2	19.09	41,66	191,25	79,6748	567,877	236,578	50,462	21,0225
4	2	04.10	15,65	195,351	30,5724	550,41	86,1392	54,927	8,5961
4	2	18.10	24,825	266,854	66,2465	220,161	54,655	52,915	13,1361
4	2	08.11	44,505	193,643	86,1808	552,128	245,725	47,715	21,2356
4	2	21.11	17,89	211,432	37,8252	575,261	102,914	57,146	10,2234
4	2	05.12	19,08	196,456	37,4838	543,149	103,633	52,731	10,0611
4	2	20.12	0,88	120,257	1,0583	444,499	3,9116	41,897	0,3687
4	2	30.12	5,055	104,823	5,2988	379,718	19,1947	28,878	1,4598
4	2	17.01	4,625	93,984	4,3468	321,589	14,8735	21,167	0,979
4	2	31.01	6,19	88,264	5,4635	336,574	20,8339	23,276	1,4408
4	2	14.02	36,795	67,65	24,8918	213,623	78,6026	15,515	5,7087
4	2	21.02	30,97	47,283	14,6435	25,836	8,0014	4,192	1,2983
4	2	07.03	6,775	175,075	11,8613	571,616	38,727	51,438	3,4849
4	2	21.03	26	170,313	44,2814	741,771	192,861	42,326	11,0048
4	2	04.04	16,26	194,071	31,5559	559,542	90,9815	48,308	7,8549
4	2	17.04	3,855	187,776	7,2388	538,623	20,7639	44,468	1,7142
4	2	24.04	6,355	193,778	12,3146	546,47	34,7282	47,581	3,0238
4	2	09.05	1,27	212,908	2,7039	554,778	7,0457	49,627	0,6303
5	2	02.06.	81,325	411,446	334,6085	484,887	394,334	11,812	9,6061
5	2	14.06	21,685	507,376	110,0245	555,777	120,520	13,622	2,9539
5	2	01.07	20,275	401,313	81,3662	578,016	117,193	12,021	2,4373
5	2	12.07	12,32	259,865	32,0154	527,188	64,9496	6,772	0,8343
5	2	26.07	3,035	273,679	8,3062	536,365	16,2787	22,104	0,6709
5	2	09.08	4,05	468,965	18,9931	425,99	17,2526	7,034	0,2849
5	2	23.08	5,19	254,446	13,2057	551,739	28,6353	32,739	1,6992
5	2	30.08	25,99	249,106	64,7426	602,964	156,710	42,372	11,0125
5	2	16.09	5,6	210,422	11,7836	590,906	33,0907	42,677	2,3899
5	2	19.09	42,2	201,31	84,9528	577,144	243,555	47,826	20,1826
5	2	04.10	16,81	202,626	34,0614	518,41	87,1447	57,625	9,6868
5	2	18.10	26,325	282,947	74,4858	232,102	61,1009	3,115	0,82
5	2	08.11	44,76	222,715	99,6872	593,753	265,764	49,684	22,2386
5	2	21.11	17,79	238,654	42,4565	598,298	106,437	52,784	9,3903
5	2	05.12	19,735	211,921	41,8226	582,745	115,005	50,286	9,9239
5	2	20.12	1,01	115,141	1,1629	476,464	4,8123	40,705	0,4111
5	2	30.12	4,355	94,286	4,1062	374,348	16,3029	28,36	1,2351
5	2	17.01	4,345	91,683	3,9836	334,137	14,5183	19,975	0,8679
5	2	31.01	6,525	74,061	4,8325	295,772	19,2991	19,766	1,2897
5	2	14.02	35,84	34,334	12,3053	65,956	23,6386	4,877	1,7479
5	2	21.02	29,46	61,525	18,1253	56,736	16,7144	4,697	1,3837
5	2	07.03	7	182,847	12,7993	821,874	57,5312	41,351	2,8946
5	2	21.03	26,53	170,494	45,2321	534,98	141,930	37,518	9,9535
5	2	04.04	16,57	189,828	31,4545	550,305	91,1855	39,488	6,5432
5	2	17.04	3,785	180,763	6,8419	520,595	19,7045	37,597	1,423
5	2	24.04	6,58	190,888	12,5604	550,684	36,235	40,055	2,6356
5	2	09.05	1,565	207,155	3,242	552,446	8,6458	39,475	0,6178
6	2	02.06.	82,325	355,071	292,3122	511,473	421,070	3,787	3,1176
6	2	14.06	24,23	355,071	86,0337	511,473	123,93	3,892	0,943
6	2	01.07	20,405	341,234	69,6288	599,914	122,413	7,252	1,4798
6	2	12.07	14,145	351,706	49,7488	639,412	90,4448	6,242	0,8829
6	2	26.07	1,805	288,666	5,2104	534,688	9,6511	24,241	0,4376
6	2	09.08	2,03	425,879	8,6453	476,911	9,6813	5,94	0,1206
6	2	23.08	1,21	227,753	2,7558	541,176	6,5482	37,301	0,4513
6	2	30.08	21,76	220,001	47,8722	612,876	133,362	49,648	10,8034

Anhang

6	2	16.09	3,825	197,4	7,5506	684,61	26,1863	57,958	2,2169
6	2	19.09	39,055	209	81,625	664,28	259,435	52,698	20,5812
6	2	04.10	15,465	203,942	31,5396	581,2	89,8826	55,61	8,6001
6	2	18.10	26,06	231,04	60,209	357,604	93,1916	8,214	2,1406
6	2	08.11	46,09	232,264	107,0505	585,26	269,746	55,236	25,4583
6	2	21.11	17,705	231,645	41,0127	580,578	102,791	58,54	10,3645
6	2	05.12	19,395	197,847	38,3724	502,899	97,5373	62,635	12,1481
6	2	20.12	3,085	82,729	2,5522	398,966	12,3081	40,07	1,2362
6	2	30.12	-2,015	88,673	-1,7868	365,109	-7,3569	32,976	-0,6645
6	2	17.01	8,505	70,856	6,0263	262,796	22,3508	19,985	1,6997
6	2	31.01	6,845	79,399	5,4349	335,578	22,9703	27,039	1,8508
6	2	14.02	41,52	36,711	15,2424	79,526	33,0192	8,224	3,4146
6	2	21.02	30,575	129,921	39,7233	518,022	158,385	51,383	15,7104
6	2	07.03	6,865	150,108	10,3049	538,199	36,9474	53,931	3,7024
6	2	21.03	27,18	156,02	42,4062	522,498	142,015	49,993	13,5881
6	2	04.04	17,215	169,773	29,2264	543,193	93,5107	50,92	8,7659
6	2	17.04	5,265	163,267	8,596	541,138	28,4909	48,766	2,5675
6	2	24.04	7,11	168,381	11,9719	546,197	38,8346	53,186	3,7815
6	2	09.05	2,365	177,339	4,1941	556,185	13,1538	49,583	1,1726
K	BM	Datum	Wasser _I	Cl [mg/l]	Cl [kg/ha]	NO₂ [mg/l]	NO₂ [kg/ha]	NO₂_n [mg/l]	NO₂_n [kg/ha]
4	2	02.06.13	80,315	340,997	273,8717	1,444	1,1597	0,439	0,3526
4	2	14.06.13	22,4	438,454	98,2137	8,142	1,8238	2,4752	0,5544
4	2	01.07	21,61	272,37	58,8592	0,218	0,0471	0,0663	0,0143
4	2	12.07	13,58	235,17	31,9361	0,13	0,0177	0,0395	0,0054
4	2	26.07	5,57	155,444	8,6582	0,7	0,039	0,2128	0,0119
4	2	09.08	6,225	225,009	14,0068	0,002	0,0001	0,0006	0
4	2	23.08	5,725	238,596	13,6596	0,126	0,0072	0,0383	0,0022
4	2	30.08	24,295	225,543	54,7957	0,244	0,0593	0,0742	0,018
4	2	16.09	4,785	269,483	12,8948	0,003	0,0001	0,0009	0
4	2	19.09	41,66	141,958	59,1397	0,143	0,0596	0,0435	0,0181
4	2	04.10	15,65	273,946	42,8725	1,393	0,218	0,4235	0,0663
4	2	18.10	24,825	112,876	28,0215	1,04	0,2582	0,3162	0,0785
4	2	08.11	44,505	112,071	49,8772	0,01	0,0045	0,003	0,0014
4	2	21.11	17,89	131,568	23,5375	0,004	0,0007	0,0012	0,0002
4	2	05.12	19,08	115,494	22,0363	0,01	0,0019	0,003	0,0006
4	2	20.12	0,88	45,795	0,403	0,021	0,0002	0,0064	0,0001
4	2	30.12	5,055	25,109	1,2693	0,045	0,0023	0,0137	0,0007
4	2	17.01	4,625	0,226	0,0105	0,002	0,0001	0,0006	0
4	2	31.01	6,19	0,266	0,0165	0	0	0	0
4	2	14.02	36,795	0,147	0,0541	0	0	0	0
4	2	21.02	30,97	0,246	0,0762	0	0	0	0
4	2	07.03	6,775	0,11	0,0075	0,002	0,0001	0,0006	0
4	2	21.03	26	20,341	5,2887	0,76	0,1976	0,231	0,0601
4	2	04.04	16,26	37,583	6,111	0,565	0,0919	0,1718	0,0279
4	2	17.04	3,855	23,301	0,8983	0,591	0,0228	0,1797	0,0069
4	2	24.04	6,355	18,463	1,1733	0,528	0,0336	0,1605	0,0102
4	2	09.05	1,27	0,299	0,0038	0,442	0,0056	0,1344	0,0017
5	2	02.06.	81,325	465,722	378,7484	8,95	7,2786	2,7208	2,2127
5	2	14.06	21,685	488,24	105,8748	8,666	1,8792	2,6345	0,5713
5	2	01.07	20,275	292,766	59,3583	0,365	0,074	0,111	0,0225
5	2	12.07	12,32	233,49	28,766	0,125	0,0154	0,038	0,0047
5	2	26.07	3,035	188,471	5,7201	1,12	0,034	0,3405	0,0103
5	2	09.08	4,05	289,642	11,7305	0,002	0,0001	0,0006	0

Anhang

5	2	23.08	5,19	245,73	12,7534	0,183	0,0095	0,0556	0,0029
5	2	30.08	25,99	278,881	72,4812	0,228	0,0593	0,0693	0,018
5	2	16.09	5,6	307,357	17,212	0,17	0,0095	0,0517	0,0029
5	2	19.09	42,2	302,348	127,5909	0,568	0,2397	0,1727	0,0729
5	2	04.10	16,81	246,892	41,5025	2,048	0,3443	0,6226	0,1047
5	2	18.10	26,325	136,189	35,8518	0,032	0,0084	0,0097	0,0026
5	2	08.11	44,76	152,711	68,3534	0,02	0,009	0,0061	0,0027
5	2	21.11	17,79	177,537	31,5838	0,001	0,0002	0,0003	0,0001
5	2	05.12	19,735	131,411	25,934	0,009	0,0018	0,0027	0,0005
5	2	20.12	1,01	61,962	0,6258	0,013	0,0001	0,004	0
5	2	30.12	4,355	32,974	1,436	0,011	0,0005	0,0033	0,0001
5	2	17.01	4,345	0,105	0,0046	0,013	0,0006	0,004	0,0002
5	2	31.01	6,525	0,247	0,0161	0	0	0	0
5	2	14.02	35,84	0,356	0,1276	0	0	0	0
5	2	21.02	29,46	0,277	0,0816	0,001	0,0003	0,0003	0,0001
5	2	07.03	7	0,136	0,0095	0,001	0,0001	0,0003	0
5	2	21.03	26,53	40,879	10,8452	0,644	0,1709	0,1958	0,0519
5	2	04.04	16,57	39,003	6,4628	0,479	0,0794	0,1456	0,0241
5	2	17.04	3,785	47,352	1,7923	0,577	0,0218	0,1754	0,0066
5	2	24.04	6,58	46,703	3,0731	0,443	0,0291	0,1347	0,0089
5	2	09.05	1,565	39,243	0,6142	0,436	0,0068	0,1325	0,0021
6	2	02.06.	82,325	294,679	242,5945	6,181	5,0885	1,879	1,5469
6	2	14.06	24,23	387,223	93,8241	5,928	1,4364	1,8021	0,4367
6	2	01.07	20,405	256,43	52,3245	2,705	0,552	0,8223	0,1678
6	2	12.07	14,145	272,607	38,5603	0,096	0,0136	0,0292	0,0041
6	2	26.07	1,805	242,499	4,3771	1,083	0,0195	0,3292	0,0059
6	2	09.08	2,03	281,9	5,7226	0,002	0	0,0006	0
6	2	23.08	1,21	251,36	3,0415	0,23	0,0028	0,0699	0,0008
6	2	30.08	21,76	265,854	57,8498	0,225	0,049	0,0684	0,0149
6	2	16.09	3,825	351,939	13,4617	0,018	0,0007	0,0055	0,0002
6	2	19.09	39,055	346,279	135,2393	0,022	0,0086	0,0067	0,0026
6	2	04.10	15,465	220,89	34,1606	0,016	0,0025	0,0049	0,0008
6	2	18.10	26,06	126,291	32,9114	0,109	0,0284	0,0331	0,0086
6	2	08.11	46,09	108,953	50,2164	0,002	0,0009	0,0006	0,0003
6	2	21.11	17,705	99,324	17,5853	0,009	0,0016	0,0027	0,0005
6	2	05.12	19,395	73,958	14,3442	0,008	0,0016	0,0024	0,0005
6	2	20.12	3,085	27,176	0,8384	0,016	0,0005	0,0049	0,0002
6	2	30.12	-2,015	22,726	-0,4579	0,008	-0,0002	0,0024	0
6	2	17.01	8,505	0,134	0,0114	0,002	0,0002	0,0006	0,0001
6	2	31.01	6,845	0,3	0,0205	0,001	0,0001	0,0003	0
6	2	14.02	41,52	0,56	0,2325	0,001	0,0004	0,0003	0,0001
6	2	21.02	30,575	0,249	0,0761	0	0	0	0
6	2	07.03	6,865	0,124	0,0085	0	0	0	0
6	2	21.03	27,18	43,032	11,6961	0,418	0,1136	0,1271	0,0345
6	2	04.04	17,215	43,51	7,4902	0,371	0,0639	0,1128	0,0194
6	2	17.04	5,265	32,738	1,7237	0,427	0,0225	0,1298	0,0068
6	2	24.04	7,11	33,318	2,3689	0,29	0,0206	0,0882	0,0063
6	2	09.05	2,365	30,244	0,7153	0	0	0	0
K	BM	Datum	Wasser _l	NO₃ [mg/l]	NO₃ [kg/ha]	NO₃_n [mg/l]	NO₃_n [kg/ha]	PO₄ [mg/l]	PO₄ [kg/ha]
4	2	02.06.13	80,315	347,76	279,3034	78,5938	63,1226	0,001	0,0008
4	2	14.06.13	22,4	449,745	100,7429	101,642	22,7679	0,001	0,0002
4	2	01.07	21,61	372,371	80,4694	84,1558	18,1861	0,004	0,0009
4	2	12.07	13,58	313,923	42,6307	70,9466	9,6345	0,004	0,0005

Anhang

4	2	26.07	5,57	174,64	9,7274	39,4686	2,1984	0,006	0,0003
4	2	09.08	6,225	320,598	19,9572	72,4551	4,5103	6,213	0,3868
4	2	23.08	5,725	238,777	13,67	53,9636	3,0894	0,009	0,0005
4	2	30.08	24,295	226,862	55,1161	51,2708	12,4562	0,014	0,0034
4	2	16.09	4,785	361,7	17,3073	81,7442	3,9115	0,166	0,0079
4	2	19.09	41,66	327,924	136,6131	74,1108	30,8746	0,032	0,0133
4	2	04.10	15,65	323,156	50,5739	73,0333	11,4297	0,065	0,0102
4	2	18.10	24,825	112,803	28,0033	25,4935	6,3288	0,027	0,0067
4	2	08.11	44,505	108,08	48,101	24,4261	10,8708	0,026	0,0116
4	2	21.11	17,89	148,199	26,5128	33,493	5,9919	0,035	0,0063
4	2	05.12	19,08	133,546	25,4806	30,1814	5,7586	0,016	0,0031
4	2	20.12	0,88	37,055	0,3261	8,3744	0,0737	0,048	0,0004
4	2	30.12	5,055	2,048	0,1035	0,4628	0,0234	1,972	0,0997
4	2	17.01	4,625	4,397	0,2034	0,9937	0,046	0	0
4	2	31.01	6,19	4,517	0,2796	1,0208	0,0632	0	0
4	2	14.02	36,795	4,697	1,7283	1,0615	0,3906	0,001	0,0004
4	2	21.02	30,97	4,569	1,415	1,0326	0,3198	0	0
4	2	07.03	6,775	4,555	0,3086	1,0294	0,0697	0,002	0,0001
4	2	21.03	26	1,486	0,3864	0,3358	0,0873	0,001	0,0003
4	2	04.04	16,26	2,647	0,4304	0,5982	0,0973	0,001	0,0002
4	2	17.04	3,855	2,327	0,0897	0,5259	0,0203	0	0
4	2	24.04	6,355	2,108	0,134	0,4764	0,0303	0	0
4	2	09.05	1,27	2,146	0,0273	0,485	0,0062	0	0
5	2	02.06.	81,325	460,115	374,1885	103,986	84,5666	0,025	0,0203
5	2	14.06	21,685	507,763	110,1084	114,754	24,8845	0,017	0,0037
5	2	01.07	20,275	417,192	84,5857	94,2854	19,1164	0,127	0,0257
5	2	12.07	12,32	310,517	38,2557	70,1768	8,6458	0,002	0,0002
5	2	26.07	3,035	276,886	8,4035	62,5762	1,8992	0,086	0,0026
5	2	09.08	4,05	330,41	13,3816	74,6727	3,0242	5,023	0,2034
5	2	23.08	5,19	238,154	12,3602	53,8228	2,7934	0,013	0,0007
5	2	30.08	25,99	281,989	73,2889	63,7295	16,5633	0,01	0,0026
5	2	16.09	5,6	231,46	12,9618	52,31	2,9294	0,023	0,0013
5	2	19.09	42,2	238,023	100,4457	53,7932	22,7007	0,004	0,0017
5	2	04.10	16,81	280,055	47,0772	63,2924	10,6395	0,034	0,0057
5	2	18.10	26,325	129,553	34,1048	29,279	7,7077	0,042	0,0111
5	2	08.11	44,76	155,507	69,6049	35,1446	15,7307	0,018	0,0081
5	2	21.11	17,79	209,479	37,2663	47,3423	8,4222	0,021	0,0037
5	2	05.12	19,735	152,096	30,0161	34,3737	6,7836	0,046	0,0091
5	2	20.12	1,01	69,74	0,7044	15,7612	0,1592	0,013	0,0001
5	2	30.12	4,355	1,746	0,076	0,3946	0,0172	1,672	0,0728
5	2	17.01	4,345	15,121	0,657	3,4173	0,1485	0	0
5	2	31.01	6,525	12,314	0,8035	2,783	0,1816	0	0
5	2	14.02	35,84	12,971	4,6488	2,9314	1,0506	0,001	0,0004
5	2	21.02	29,46	12,59	3,709	2,8453	0,8382	0	0
5	2	07.03	7	13,008	0,9106	2,9398	0,2058	0,003	0,0002
5	2	21.03	26,53	49,939	13,2488	11,2862	2,9942	0	0
5	2	04.04	16,57	43,835	7,2635	9,9067	1,6415	0	0
5	2	17.04	3,785	51,766	1,9593	11,6991	0,4428	0,001	0
5	2	24.04	6,58	49,053	3,2277	11,086	0,7295	0	0
5	2	09.05	1,565	43,112	0,6747	9,7433	0,1525	0,001	0
6	2	02.06.	82,325	297,953	245,2898	67,3374	55,4355	0,011	0,0091
6	2	14.06	24,23	387,199	93,8183	87,507	21,2029	0,007	0,0017
6	2	01.07	20,405	386,611	78,888	87,3741	17,8287	0,041	0,0084
6	2	12.07	14,145	398,99	56,4371	90,1717	12,7548	0,106	0,015

Anhang

6	2	26.07	1,805	348,867	6,297	78,8439	1,4231	0,01	0,0002
6	2	09.08	2,03	412,879	8,3814	93,3107	1,8942	6,213	0,1261
6	2	23.08	1,21	266,255	3,2217	60,1736	0,7281	0,09	0,0011
6	2	30.08	21,76	272,377	59,2692	61,5572	13,3948	0,024	0,0052
6	2	16.09	3,825	385,126	14,7311	87,0385	3,3292	0,064	0,0024
6	2	19.09	39,055	337,848	131,9465	76,3536	29,8199	0,004	0,0016
6	2	04.10	15,465	335,745	51,923	75,8784	11,7346	0,038	0,0059
6	2	18.10	26,06	89,857	23,4167	20,3077	5,2922	0,168	0,0438
6	2	08.11	46,09	95,036	43,8021	21,4781	9,8993	0,026	0,012
6	2	21.11	17,705	97,116	17,1944	21,9482	3,8859	0,024	0,0042
6	2	05.12	19,395	75,993	14,7388	17,1744	3,331	0,014	0,0027
6	2	20.12	3,085	14,131	0,4359	3,1936	0,0985	0,11	0,0034
6	2	30.12	-2,015	4,12	-0,083	0,9311	-0,0188	1,905	-0,0384
6	2	17.01	8,505	8,893	0,7563	2,0098	0,1709	0,002	0,0002
6	2	31.01	6,845	7,546	0,5165	1,7054	0,1167	0,001	0,0001
6	2	14.02	41,52	7,998	3,3208	1,8075	0,7505	0,002	0,0008
6	2	21.02	30,575	7,416	2,2674	1,676	0,5124	0,001	0,0003
6	2	07.03	6,865	8,29	0,5691	1,8735	0,1286	0	0
6	2	21.03	27,18	46,409	12,614	10,4884	2,8508	0,001	0,0003
6	2	04.04	17,215	51,166	8,8082	11,5635	1,9907	0	0
6	2	17.04	5,265	47,784	2,5158	10,7992	0,5686	0	0
6	2	24.04	7,11	47,789	3,3978	10,8003	0,7679	0,002	0,0001
6	2	09.05	2,365	46,098	1,0902	10,4181	0,2464	0	0
K	BM	Datum	Wasser _l	SO₄ [mg/l]	SO₄ [kg/ha]	S [mg/l]	S [kg/ha]	N_{anor} g [mg/l]	N_{anor} g [kg/ha]
4	2	02.06.13	80,315	902,067	724,4951	301,290	241,981	79,8595	64,1391
4	2	14.06.13	22,4	896,885	200,9022	299,56	67,1013	104,926	23,5035
4	2	01.07	21,61	925,22	199,94	309,023	66,78	84,3045	18,2182
4	2	12.07	13,58	919,749	124,9019	307,196	41,7172	70,9962	9,6413
4	2	26.07	5,57	964,381	53,716	322,103	17,9412	39,8415	2,2192
4	2	09.08	6,225	880,64	54,8198	294,134	18,3098	72,4589	4,5106
4	2	23.08	5,725	1022,298	58,5266	341,448	19,5479	54,2234	3,1043
4	2	30.08	24,295	1019,937	247,7937	340,659	82,7631	51,4413	12,4977
4	2	16.09	4,785	1003,46	48,0156	335,156	16,0372	81,8679	3,9174
4	2	19.09	41,66	1022,641	426,0322	341,562	142,295	74,1815	30,904
4	2	04.10	15,65	1027,193	160,7557	343,083	53,6924	73,5134	11,5049
4	2	18.10	24,825	1024,806	254,4081	342,285	84,9723	25,8096	6,4072
4	2	08.11	44,505	1239,938	551,8344	414,139	184,313	24,5216	10,9133
4	2	21.11	17,89	1217,667	217,8406	406,701	72,7588	33,5377	5,9999
4	2	05.12	19,08	1222,357	233,2257	408,267	77,8974	30,2847	5,7783
4	2	20.12	0,88	1083,388	9,5338	361,852	3,1843	8,4461	0,0743
4	2	30.12	5,055	882,089	44,5896	294,618	14,8929	0,7174	0,0363
4	2	17.01	4,625	1,893	0,0876	0,6323	0,0292	1,0627	0,0492
4	2	31.01	6,19	1,841	0,114	0,6149	0,0381	1,0403	0,0644
4	2	14.02	36,795	2,569	0,9453	0,858	0,3157	1,1058	0,4069
4	2	21.02	30,97	1,64	0,5079	0,5478	0,1696	1,0979	0,34
4	2	07.03	6,775	1,67	0,1131	0,5578	0,0378	1,0689	0,0724
4	2	21.03	26	874,41	227,3466	292,053	75,9338	0,5708	0,1484
4	2	04.04	16,26	849,46	138,1222	283,72	46,1328	0,8819	0,1434
4	2	17.04	3,855	769,356	29,6587	256,965	9,906	0,732	0,0282
4	2	24.04	6,355	974,641	61,9384	325,530	20,6874	0,6688	0,0425
4	2	09.05	1,27	1036,145	13,159	346,072	4,3951	0,673	0,0085
5	2	02.06.	81,325	858,18	697,9149	286,632	233,104	107,918	87,7644
5	2	14.06	21,685	920,29	199,5649	307,377	66,6547	118,389	25,6726

Anhang

5	2	01.07	20,275	912,417	184,9925	304,747	61,7875	94,415	19,1426
5	2	12.07	12,32	919,458	113,2772	37,099	37,8346	70,2358	8,6531
5	2	26.07	3,035	1009,375	30,6345	337,131	10,2319	62,9431	1,9103
5	2	09.08	4,05	820,641	33,236	274,094	11,1008	74,6904	3,025
5	2	23.08	5,19	1028,152	53,3611	343,403	17,8226	53,9639	2,8007
5	2	30.08	25,99	943,027	245,0927	314,971	81,861	63,8462	16,5936
5	2	16.09	5,6	1023,568	57,3198	341,872	19,1448	52,3787	2,9332
5	2	19.09	42,2	1026,788	433,3045	342,947	144,724	53,9876	22,7828
5	2	04.10	16,81	1027,093	172,6543	343,05	57,6665	63,9469	10,7495
5	2	18.10	26,325	1022,432	269,1552	341,492	89,8978	29,2887	7,7103
5	2	08.11	44,76	1273,233	569,8991	425,26	190,346	35,4451	15,8652
5	2	21.11	17,79	1246,755	221,7977	416,416	74,0804	47,4342	8,4386
5	2	05.12	19,735	1246,049	245,9078	416,180	82,1332	34,5777	6,8239
5	2	20.12	1,01	1096,884	11,0785	366,359	3,7002	16,2252	0,1639
5	2	30.12	4,355	873,395	38,0364	291,714	12,7041	0,8882	0,0387
5	2	17.01	4,345	0,663	0,0288	0,2214	0,0096	3,5487	0,1542
5	2	31.01	6,525	0,697	0,0455	0,2328	0,0152	2,7985	0,1826
5	2	14.02	35,84	0,789	0,2828	0,2635	0,0944	2,9509	1,0576
5	2	21.02	29,46	0,674	0,1986	0,2251	0,0663	2,8775	0,8477
5	2	07.03	7	0,897	0,0628	0,2996	0,021	2,9898	0,2093
5	2	21.03	26,53	769,348	204,108	256,962	68,1721	11,4929	3,0491
5	2	04.04	16,57	833,64	138,1341	278,436	46,1368	10,1254	1,6778
5	2	17.04	3,785	894,599	33,8606	298,796	11,3094	11,9157	0,451
5	2	24.04	6,58	1032,369	67,9299	344,811	22,6886	11,2704	0,7416
5	2	09.05	1,565	1123,554	17,5836	375,267	5,8729	9,8797	0,1546
6	2	02.06	82,325	923,813	760,5291	308,554	254,017	69,8675	57,5184
6	2	14.06	24,23	924,626	224,0369	308,825	74,8283	90,8444	22,0116
6	2	01.07	20,405	918,738	187,4685	306,859	62,6145	88,2485	18,0071
6	2	12.07	14,145	918,831	129,9686	306,89	43,4095	92,3416	13,0617
6	2	26.07	1,805	1006,288	18,1635	336,100	6,0666	79,3589	1,4324
6	2	09.08	2,03	905,644	18,3846	302,485	6,1404	93,3268	1,8945
6	2	23.08	1,21	990,837	11,9891	330,94	4,0044	60,3694	0,7305
6	2	30.08	21,76	851,31	185,2451	284,338	61,8718	61,701	13,4261
6	2	16.09	3,825	986,096	37,7182	329,356	12,5979	87,169	3,3342
6	2	19.09	39,055	946,087	369,4943	315,993	123,411	76,386	29,8325
6	2	04.10	15,465	965,397	149,2986	322,443	49,8657	75,9027	11,7383
6	2	18.10	26,06	935,247	243,7254	312,373	81,4043	20,3408	5,3008
6	2	08.11	46,09	1301,084	599,6696	434,562	200,29	21,5261	9,9214
6	2	21.11	17,705	1283,104	227,1736	428,557	75,876	21,9976	3,8947
6	2	05.12	19,395	1271,906	246,6862	424,817	82,3932	17,3167	3,3586
6	2	20.12	3,085	975,42	30,0917	325,790	10,0506	3,4386	0,1061
6	2	30.12	-2,015	913,128	-18,3995	304,985	-6,1454	0,9903	-0,02
6	2	17.01	8,505	2,543	0,2163	0,8494	0,0722	2,0609	0,1753
6	2	31.01	6,845	2,564	0,1755	0,8564	0,0586	1,7368	0,1189
6	2	14.02	41,52	2,677	1,1115	0,8941	0,3712	1,8444	0,7658
6	2	21.02	30,575	2,666	0,8151	0,8904	0,2723	1,7335	0,53
6	2	07.03	6,865	3,266	0,2242	1,0908	0,0749	1,9217	0,1319
6	2	21.03	27,18	884,569	240,4259	295,446	80,3022	10,6396	2,8918
6	2	04.04	17,215	794,648	136,7987	265,412	45,6908	11,6911	2,0126
6	2	17.04	5,265	874,364	46,0353	292,038	15,3758	10,9438	0,5762
6	2	24.04	7,11	986,498	70,14	329,490	23,4268	10,9196	0,7764
6	2	09.05	2,365	1136,31	26,8737	379,528	8,9758	10,478	0,2478