



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

Ermittlung von Dekompositionsraten mittels des Tea Bag Index in einem subtropischen Waldökosystem in China

BEF-China-Forschungsprojekt

verfasst von / submitted by

Kathrin Maria Käppeler, BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of

Master of Science (MSc)

Wien, 2017 / Vienna 2017

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 066 855

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Masterstudium Geographie

Betreut von / Supervisor:

Univ.-Prof. Dipl.-Geogr. Dr. Stephan Glatzel

KURZFASSUNG

Dekompositionsprozesse sind maßgeblich an den Kohlenstoff- und Nährstoffumsätzen in terrestrischen Ökosystemen beteiligt. Während die Primärproduktion von Pflanzen CO_2 aus der Atmosphäre festsetzt, wird CO_2 durch die Dekomposition im Boden freigesetzt. Die Geschwindigkeit der Dekomposition hängt von verschiedenen abiotischen und biotischen Einflussfaktoren ab und variiert dadurch in verschiedenen Ökosystemen.

In einem subtropischen Waldökosystem in China wurden im Rahmen des BEF-China-Forschungsprojekts Dekompositionsraten mittels des Tea Bag Index nach der Methode von KEUSKAMP et al. (2013) ermittelt. Dafür wurden zwei Teesorten – Grüntee und Rooibostee – als Substrate verwendet, welche die Laubstreu repräsentieren. Es stellte sich heraus, dass die Streuqualität von entscheidender Bedeutung in Bezug auf die Umsetzungsgeschwindigkeit und die prozentuale Zersetzung des Materials ist. Grüntee wurde nach einer Inkubation von 90 Tagen im Boden durchschnittlich zu 76 % zersetzt, während Rooibostee durchschnittlich zu 22 % zersetzt wurde.

Zusätzlich wurden die Zersetzungsraten des Tees in Zusammenhang mit potentiellen Einflussparametern im Untersuchungsgebiet gebracht und analysiert. Zur Verfügung standen plotbasierte Daten zu pH-Wert, TOC (Total Organic Carbon), N (Stickstoff) sowie zur Hangneigung, Höhenlage, Exposition und weitere topographische Parameter.

Die Auswertung mittels Klassifikationsbäumen (Classification And Regression Trees, CART und Classification And Regression Training, CART) ergab, dass Stickstoff im umgebenden Boden der einflussreichste Parameter ist. Dies wurde durch die Auswertung der Rangkorrelationskoeffizienten ρ nach Spearman bestätigt. Hohe Stickstoffgehalte im Boden sind für eine hohe Abundanz und Aktivität der Bodenorganismen verantwortlich und ermöglichen dadurch eine schnellere Dekomposition. Hohe Temperaturen und eine hohe relative Luftfeuchtigkeit beeinflussen die Zersetzung ebenfalls positiv. Des Weiteren wurden verschiedene Standorte innerhalb der Plots verglichen. Totholz oder lebende Bäume in unmittelbarer Umgebung beeinflussen die Dekomposition der Streu demnach nicht signifikant.

Die Ermittlung von Dekompositionsraten mittels des Tea Bag Index soll eine globale Vergleichbarkeit schaffen. Die Methode ist jedoch kritisch zu bewerten, da sie in ihrer Aussagekraft stark limitiert ist. Schwankungen in den Umweltbedingungen, v. a. Temperaturänderungen während der Inkubationszeit, können Verzerrungen der Dekompositionsrate k hervorrufen. Dadurch ist der Zeitpunkt der Durchführung des Experimentes entscheidend und eine globale Vergleichbarkeit aufgrund der Saisonalität nicht möglich. Es wird vorgeschlagen Dekompositionsraten weiterhin mit Litterbags mit Laubstreu aus dem jeweiligen Ökosystem zu ermitteln. Dadurch können aussagekräftigere Daten zur Dekomposition im Ökosystem gewonnen werden.

ABSTRACT

Decomposition processes control carbon and nutrient turnover in terrestrial ecosystems and thus play an important role in terrestrial ecosystems. While primary production of plants accumulates CO₂ from the atmosphere, CO₂ is released by decomposition in soils. The speed of decomposition depends on different abiotic and biotic influencing factors and thus varies in different ecosystems.

Decomposition rates were calculated in a subtropical forest ecosystem in China using a method by KEUSKAMP et al. (2013), so-called Tea Bag Index. The experiment is part of the BEF-China research project. Two types of tea – green tea and rooibos tea – were used as substrates, which represent the leaf litter. It turned out that the litter quality is crucial in terms of the decomposition rate. Green tea was decomposed by an average of 76 % after an incubation of 90 days in the soil, while rooibos tea was decomposed by an average of 22%.

In addition, the decomposition rates of the tea were investigated and analyzed regarding potential influencing parameters. Plot-based data were available for pH, TOC (total organic carbon), N (nitrogen), slope, altitude and exposure, as well as other topographical parameters.

The evaluation by classification and regression trees (CART) and classification and regression training (CARET) revealed that nitrogen in surrounding soils is the most influential parameter. This was confirmed by rank correlation coefficient ρ (Spearman). High concentrations of N in soils are responsible for high abundance and activity of soil organisms, and thus enable a faster decomposition. Additionally, high temperatures and high relative humidity influence the decomposition positively. Furthermore, different locations within the plots were compared. Deadwood or living trees in immediate vicinity do not significantly influence the decomposition of litter.

Determination of decomposition rates using the Tea Bag Index is intended to create global comparability. The method, however, is to be assessed critically since it is strongly limited in its power of expression and comparability. Variations in environmental conditions, in particular temperature changes during the incubation period, can cause distortions of the decomposition rate k . Therefore, the date of the experiment is decisive and a global comparability is not possible due to seasonality. It is suggested to determine decomposition rates with litter bags with foliage from the ecosystem of interest. In this way, more accurate data for decomposition in a specific ecosystem can be obtained.

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Hiermit versichere ich,

- dass ich die vorliegende Masterarbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubter Hilfe bedient habe,
- dass ich dieses Masterarbeitsthema bisher weder im In- noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe
- und dass diese Arbeit mit der vom Begutachter beurteilten Arbeit vollständig übereinstimmt.

Wien, den

Kathrin M. Käppeler

DANKSAGUNG

Ich danke der DFG, Dr. Steffen Seitz, Dr. Stefan Trogisch und ganz speziell Prof. Dr. Heike Feldhaar für das Ermöglichen der Reise zum Forschungsprojekt nach China sowie die Hilfe bei der Themenfindung und beim Erarbeiten des Versuchsdesigns in zahlreichen Skype-Gesprächen. Mein herzlicher Dank gilt Prof. Dr. Stephan Glatzel für die unkomplizierte Betreuung sowie tatkräftige Unterstützung bei den bürokratischen Hürden.

Danke an Dr. Philipp Goebes, Dr. Steffen Seitz, Prof. Dr. Thomas Scholten, Xiaojuan Liu aus dem BEF-China-Projekt, die mir Daten zur Auswertung zur Verfügung gestellt haben.

Danke an Yang Bo und seine Studenten für das Vergraben der Teebeutel sowie an Prof. Dr. Christian Wirth und Katherina Pietsch für das Auslegen der Totholzstücke im April 2014.

Mein allerbesten Dank geht an meine Schwester Regina, mit der ich eine unvergessliche Zeit im ungewöhnlich kalten Asien verbracht habe. Sie war ein großartiger Hiwi und eine starke mentale Stütze bei den vielen Herausforderungen. Wir haben allzeit zusammen gelacht, täglich Sesambällchen verschmaust und selbst nach einem anstrengenden Tag hat sie mit mir noch bei der örtlichen Fitnessgruppe mitgetanzt. Muchas gracias!

Danke an die Nudelfrau, den Baozimann und seine Frau und den BBQ-Mann in Xingangshan, die mich während meines Aufenthalts in China mit dem vermutlich besten Essen der Welt versorgt haben.

Meiner Familie möchte ich für die tolle Unterstützung während meines gesamten Studiums danken. Und natürlich Danke an meine lieben Korrekturleserinnen Heike, Christina, Marie-Claire, Regina und Sarah.

#danke

谢谢。

INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG	III
ABSTRACT	V
EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG	VII
DANKSAGUNG	IX
INHALTSVERZEICHNIS	XI
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XIII
TABELLENVERZEICHNIS	XV
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XVI
1 EINLEITUNG	1
1.1 AKTUELLER STAND DER WISSENSCHAFT	1
1.2 FRAGESTELLUNGEN	2
2 HINTERGRUND	4
2.1 BEF-CHINA-PROJEKT	4
2.2 DEKOMPOSITION	8
2.2.1 DEKOMPOSITIONSPROZESS	10
2.2.2 STABILISATION VON SOM	13
2.3 BIODIVERSITÄT	13
2.3.1 BODENORGANISMEN	18
2.4 TOTHOLZ	19
2.5 KLIMABEZUG	20
3 METHODEN	21
3.1 TEA BAG INDEX	21
3.1.1 CHEMISCHE ANALYSE	21
3.1.2 VORGEHEN IM FELD	22
3.1.2.1 VERSUCHSDESIGN DER TREE DIV NET-INITIATIVE	23
3.1.2.2 MASTER-EXPERIMENT	26
3.1.3 PARAMETER DES TEA BAG INDEX	28

3.1.4	KLIMADATEN	30
3.2	DESTRUENTEN: MESO- UND MAKROFAUNA	30
3.3	BIODIVERSITÄT.....	31
3.4	TOPOGRAPHISCHE MERKMALE	31
3.5	PH-WERT, TOC UND N.....	31
3.6	STATISTISCHE AUSWERTUNG	32
4	ERGEBNISSE	34
4.1	TEEBEUTEL	34
4.1.1	CHEMISCHE ANALYSE	34
4.1.2	TEA BAG INDEX.....	35
4.1.2.1	BESCHÄDIGUNG DER TEEBEUTEL	35
4.1.2.2	STABILISATIONSFAKTOR S UND DEKOMPOSITIONSRATE K	37
4.1.2.3	DEKOMPOSITION GRÜN- UND ROOIBOSTEE	38
4.1.2.4	STANDORTE.....	40
4.1.3	PLOTBASIERTE UND ÜBERGEORDNETE KLIMADATEN	41
4.2	DESTRUENTEN: MESO- UND MAKROFAUNA	42
4.3	BIODIVERSITÄT.....	42
4.4	TOPOGRAPHISCHE MERKMALE	43
4.5	PH-WERT, TOC UND N.....	45
4.6	KLASSIFIKATIONSBÄUME UND RANGKORRELATION	46
5	DISKUSSION	52
5.1	DEKOMPOSITION UND TEA BAG INDEX	52
5.2	EINFLUSSFAKTOREN DER DEKOMPOSITION.....	56
5.3	STANDORTUNTERSCHIEDE.....	57
5.4	BESCHÄDIGUNG DER TEEBEUTEL	58
5.5	MÖGLICHE VERBESSERUNG DER METHODE	60
5.6	BIODIVERSITÄT.....	62
5.7	DEKOMPOSITION UND KLIMAWANDEL	63
5.8	AUSBLICK.....	68
6	CONCLUSIO	70
	LITERATURVERZEICHNIS	73
	ANHANG	79

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1 Lage der Untersuchungsgebiete des BEF China-Forschungsprojekts	5
Abbildung 2 Klimaklassifikation nach Köppen und Geiger	6
Abbildung 3 Klimadiagramm des Untersuchungsgebiets.....	6
Abbildung 4 Schematische Lageskizze zur geologischen Entwicklung Chinas (Südosten)	8
Abbildung 5 Kreislauf von CO ₂ -Festsetzung und -Freisetzung.....	11
Abbildung 6 Einflussfaktoren der relativen Veränderung der Biodiversität.....	16
Abbildung 7 Verlust der Pflanzenarten in %.....	18
Abbildung 8 Verwendetet Teebeutel: Rooibostee und Grüntee	23
Abbildung 9 Lage der TreeDivNet-Projekte weltweit	24
Abbildung 10 Schematische Veranschaulichung der Lage der Teebeutel (TreeDivNet).....	25
Abbildung 11 Vergrabene Teebeutel: Faden und Label sind an der Oberfläche sichtbar	26
Abbildung 12 Totholz auf Site B: <i>Pinus massoniana</i> , <i>Castanopsis eyrei</i>	27
Abbildung 13 Versuchsaufbau des eigenen Versuchsdesigns	27
Abbildung 14 Biodiversitätsstufe der verwendbaren Replikate (TreeDivNet).....	36
Abbildung 15 Biodiversitätsstufen der verwendbaren Replikate).....	37
Abbildung 16 Stabilisationsfaktor <i>S</i> : TreeDivNet, Site A und Site B	38
Abbildung 17 Dekompositionsrate <i>k</i> : TreeDivNet, Site A und Site B.....	38
Abbildung 18 Dekomposition von Grün- und Rooibostee in % auf Site A und B	39
Abbildung 19 Dekomposition in % der Ausgangsmasse nach der Inkubationszeit im Boden.....	41
Abbildung 20 Dekomposition in % der Ausgangsmasse nach der Inkubationszeit im Boden.....	41
Abbildung 21 Temperatur ($\varnothing$) auf den beprobten Plots Site A	41
Abbildung 22 Rel. Luftfeuchtigkeit ($\varnothing$) auf den beprobten Plots Site A	41
Abbildung 23 Niederschlag und Temperatur im Jahr 2016 in Wuyuan, Jiangxi, VR China	42
Abbildung 24 Verteilung der Höhenlagen der beprobten Plots auf Site A und B	43
Abbildung 25 Topographische Karte Site A	43
Abbildung 26 Topographische Karte Site B	43
Abbildung 27 Expositionen der beprobten Plots auf Site A und B.....	44
Abbildung 28 Hangneigungen der beprobten Plots auf Site A und B	44
Abbildung 29 MCCA auf den beprobten Plots auf Site A und B	45

Abbildung 30 TRI auf den beprobten Plots auf Site A und B	45
Abbildung 31 pH-Werte des Bodens der beprobten Plots auf Site A und B	45
Abbildung 32 Gesamter organischer Kohlenstoff auf den beprobten Plots auf Site A und B	46
Abbildung 33 Stickstoff auf den beprobten Plots auf Site A und B	46
Abbildung 34 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Grüntee	47
Abbildung 35 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Rooibostee	48
Abbildung 36 Klassifikationsbaum: Beschädigung der Teebeutel von Grüntee	49
Abbildung 37 Wichtigkeit der Einflussvariablen in Bezug auf die Beschädigung der Teebeutel des Grünteess	49
Abbildung 38 Klassifikationsbaum: Beschädigung der Teebeutel des Rooibostees	50
Abbildung 39 Wichtigkeit der Einflussvariablen in Bezug auf die Beschädigung der Teebeutel des Rooibostees	50
Abbildung 40 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Grüntee abhängig von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit (Site A)	51
Abbildung 41 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Rooibostee abhängig von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit (Site A)	51
Abbildung 42 Relativ verbleibende Masse Grün- und Rooibostee nach verschiedenen Inkubationszeiten und und bei verschiedenen Temperaturen	54
Abbildung 43 Dekompositionsraten k und Stabilisationsfaktoren S in verschiedenen Ökosystemen	56
Abbildung 44 Edelstahlkonstruktion, Schutz vor Fressfeinden im Boden (Teeei)	61
Abbildung 45 Versuchsaufbau zur Durchführung der verbesserten Methode	62
Abbildung 46 Verteilung der Bodentypen in den Untersuchungsgebieten Site A und B)	79
Abbildung 47 Anzahl der Baumarten auf den Plots auf Site A	81
Abbildung 48 Anzahl der Baumarten auf den Plots auf Site B	82

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1 Biodiversitätsstufen der Plots für das TreeDivNet-Versuchsdesign	24
Tabelle 2 Übersicht über die Anzahl der Baumarten auf den Plots von Site A und B	28
Tabelle 3 Ergebnisse der ANOVAS der Qualitätsparameter von Grün- bzw. Rooibostee	35
Tabelle 4 Potentielle und tatsächlich verwendbare Replikate auf Site A	36
Tabelle 5 Potentielle und tatsächlich verwendbare Replikate auf Site A und B	37
Tabelle 6 Dekomposition von Grün- und Rooibostee in %, Biodiversität und focal species.....	39
Tabelle 7 Anzahl der Baumarten auf den Plots und ROPs	43
Tabelle 8 Parameter der Klassifikationsbäume	46
Tabelle 9 Korrelationskoeffizienten ρ nach Spearman	51
Tabelle 10 Angepflanzte Baumarten auf Site A und B.....	80
Tabelle 11 S - und k -Werte mit Standardabweichungen aus verschiedenen Ökosystemen	83

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AGES	Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit
AS	Aminosäuren
BEF-China-Projekt	Biodiversity-Ecosystem-Functioning-Project in der Volksrepublik China (Jiangxi-Provinz)
C	Kohlenstoff
CART	Classification and Regression Tree
CARET	Classification and Regression Training
<i>C. eyrei</i>	<i>Castanopsis eyrei</i>
CBD	Convention on Biological Diversity Übereinkommen über die biologische Vielfalt
Cfa	Klimaklassifikation: warmgemäßigt (C, warm temperate), heiße Sommer Sommern (a, hot summer), humid (f, fully humid)
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CSP	Comparative Studie Plots Vergleichsplots im Gutianshan Nature Reserve
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DOC	Dissolved Organic carbon Gelöster organischer Kohlenstoff
DSSSPL	upstream steepest slope Stromabwärts steilster Hang
EAN	European Article Number Europäische Artikelidentifikationsnummer
ESDAC	European Soil Data Centre
Fe	Eisen
FOR 891	Forschungsgruppe 891 der DFG
g	Gramm
GPP	Gross Primary Production Bruttoprimärproduktion
GPS	Global Positioning System
HNO ₃	Salpetersäure
H ₂ O	Wasser
H ₃ O ⁺	Oxonium
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen
K	Kalium

kbar	Kilobar
KCl	Kaliumchlorid
<i>K. bipinnata</i>	<i>Koelreuteria bipinnata</i>
Ma	Millionen Jahre
MCCA	Monte-Carlo flow accumulation
Mg	Magnesium
N	Stickstoff
n	Anzahl
NPP	Net Primary Production Nettoprimärproduktion
O ₂	Sauerstoff
POC	Particulate Organic Carbon Ungelöster organischer Kohlenstoff
ppm	Parts per million Teile pro Million
ppb	Parts per billion Teile pro Milliarde
<i>S. superba</i>	<i>Schima superba</i>
SOC	Soil Organic Carbon Im Boden enthaltener Kohlenstoff
SOM	Soil Organic Matter Organisches Material im Boden
SP	Subproject Unterprojekt
TBI	Tea Bag Index
TIC	Total Inorganic Carbon Gesamter anorganischer Kohlenstoff
TOC	Total Organic Carbon Gesamter organischer Kohlenstoff
TreeDivNet	Tree Diversity Network
TRI	Terrain ruggedness / roughness index Oberflächenrauheitsindex
USSSPL	Downstream steepest slope Stromaufwärts steilster Hang
VIP Plot	Very Intensively Studied Plot
VOC	Volatile Organic Carbon Flüchtiger organischer Kohlenstoff

1 EINLEITUNG

1.1 AKTUELLER STAND DER WISSENSCHAFT

Zersetzungsprozesse sind ein wichtiges Element in den globalen Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufen (SWIFT et al., 1979). Der in organischen Materialien wie Pflanzen und Tieren festgesetzte Kohlenstoff (C), sowie andere Nährstoffe wie Stickstoff (N) und Phosphor (P), werden der Dekomposition im Boden sowie an der Oberfläche abgebaut, recycelt und auf diese Weise wieder an die Atmosphäre abgegeben. Dabei sind Kohlenstoffemissionen aus den terrestrischen Ökosystemen von der Primärproduktion der Pflanzen sowie von der Respiration im Boden abhängig. Die Geschwindigkeit, mit welcher die Dekomposition vonstattengeht, hängt von verschiedenen Umweltfaktoren ab, wie beispielsweise dem Klima, insbesondere Temperatur und Feuchtigkeitsverhältnisse, dem pH-Wert, dem Nährstoffgehalt im Boden und der mikrobiellen Aktivität, welche letztendlich für die Dekomposition verantwortlich ist (AERTS, 1997; HÄTTENSWILER et al., 2005).

Änderungen der Kohlenstoffdioxid-Balance (CO_2 -Balance) zwischen der Speicherung im Boden und der Freisetzung in die Atmosphäre könnten die globale Erwärmung stark beeinflussen (KEUSKAMP et al., 2013). Außerdem kann es zu einer positiven Rückkopplung zwischen Klimaerwärmung und weiterer CO_2 -Freisetzung aus dem Boden kommen.

In den letzten Jahrzehnten kann ein weltweiter Biodiversitätsverlust beobachtet werden (BUTCHART et al., 2010; CARDINALE et al., 2012; GROOMBRIDGE & JENKINS, 2002). Die Ursachen hierfür sind vielseitig. Landnutzungsänderung, Habitatfragmentierung sowie der Anbau von Monokulturen, wodurch biodiverse Ökosysteme zu Gunsten einer speziellen Art zur Lebensmittelproduktion zerstört werden, haben großen Einfluss auf den Biodiversitätsverlust. Hinzu kommt das Eindringen von invasiven Pflanzen, welche endemische Arten verdrängen und diese dadurch aussterben (SALA et al., 2000). Biodiversität schließt die genetische Vielfalt innerhalb einer Art und auch die Vielfalt an unterschiedlichen Ökosystemen mit ein (CBD, 1992). Biodiverse Ökosysteme ist sehr wichtig für eine Vielzahl von Ökosystemleistungen, wie z. B. Kohlenstoffspeicherung, Klimaregulation, Erosionsschutz und Dekomposition (BRUELHEIDE et al., 2014). Durch den Verlust der Biodiversität können viele der Ökosystemleistungen in ihrer Funktionalität gemindert werden (ISBELL et al., 2011).

Bisher sind verschiedene Dekompositionsexperimente mit sogenannten Litterbags durchgeführt worden. Dabei wird Laubstreu aus dem jeweiligen Ökosystem in die Litterbags gefüllt, sodass die Zersetzungsrate festgestellt werden kann. Diese sind jedoch nach KEUSKAMP et al. (2013) nicht global vergleichbar, da es sich um verschiedene Versuchsmethoden und -ansätze handelt.

Des Weiteren ist kein weltweiter Zersetzungsindex vorhanden, welcher bei der Klimamodellierung verwendet werden kann. Dies behaftet Klimaszenarien mit Unsicherheiten, da die CO₂-Speicherung und CO₂-Freisetzung mit großräumigen Bodenkarten lediglich abgeschätzt werden kann (KEUSKAMP et al., 2013).

1.2 FRAGESTELLUNGEN

Biodiversität, im Versuchsdesign des BEF-China-Projekts ausgedrückt als Anzahl von Baumarten pro Plot, könnte für den Prozess der Dekomposition sowohl in Bezug auf die Streuqualität als auch auf das Vorhandensein von Destruenten und Mikroorganismen und dadurch für die Zersetzungsgeschwindigkeit von entscheidender Bedeutung sein. Um diese Aussage zu überprüfen, wurden im Rahmen dieser Masterarbeit in einem Biodiversitätsprojekt in China (BEF-China Projekt, siehe Kapitel 2.1, S.4 ff) mithilfe des Tea Bag Index (KEUSKAMP et al., 2013) Dekompositions-raten ermittelt. Der Tea Bag Index sieht das Vergraben von zwei bestimmten Teesorten in herkömmlichen Teebeuteln vor. Durch das Ermitteln der Differenz zwischen Ausgangs- und Endgewicht des Tees können der Stabilisationsfaktor S und die Dekompositionsrate k berechnet werden (siehe Kapitel 3.1.3, S. 28 ff). Die Dekomposition des Tees wird zusätzlich in Zusammenhang mit der Biodiversität der umgebenden Baumarten auf einem Plot gebracht. Die Biodiversitätslevel pro Plot variieren hierbei und umfassen sowohl Monokulturen mit einer Baumart, als auch Plots mit 0, 2, 4, 8, 16 und 24 Baumarten. Des Weiteren wurde versucht die Zersetzungs-raten des Grünteas sowie des Rooibosteas mit anderen potentiellen Einflussparametern im Untersuchungsgebiet zu korrelieren. Hierbei kamen pH-Wert, TOC (Total Organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff), N (Stickstoff), Hangneigung, Höhenlage und Exposition, sowie weitere topographische Parameter in Frage. Um die Wichtigkeit der verschiedenen Parameter in Bezug auf die Dekompositionsgeschwindigkeit einzuschätzen, wurden Klassifikationsbäume (Classification And Regression Trees, CART und Classification And Regression Training, CARET) mit R Version 3.3.2 erstellt und bewertet. Zusätzlich wurde der Rangkorrelationskoeffizient ρ nach Spearman zwischen Dekomposition und den potentiellen Einflussparametern berechnet. Da sich beim Ausgraben der Teebeutel herausstellte, dass viele Teebeutelnetze durch Bodenorganismen beschädigt wurden, wurde versucht einen Zusammenhang zwischen den Bedingungen auf den Plots und der Beschädigungsrate herzustellen. Hierzu wurden ebenfalls Klassifikationsbäume erstellt.

Bei der Konzeption des Experiments wurden verschiedene Standorte, an welchen die Teebeutel innerhalb der Versuchsplots vergraben wurden, eingebaut. Dadurch wurde versucht herauszufinden, ob sich die Dekompositions-raten abhängig von kleinräumigen Standortunterschieden

ändern. Konkret wurde untersucht, ob Totholz und lebende Bäume die Zersetzungsraten im Boden, aufgrund von einer anderen Zusammensetzung der Bodenorganismen, beeinflussen.

Mit dieser Arbeit und dem Durchführen einer neuen Methode zur Ermittlung von Dekompositionsraten nach KEUSKAMP et al. (2013) soll ein Beitrag zu einer weltweit vergleichbaren Bestimmung der Zersetzungsraten mittels des Tea Bag Index geleistet werden. Dadurch könnten nach KEUSKAMP et al. (2013) Klimamodelle durch eine genauere Aussage über CO₂-Speicherung und CO₂-Freisetzung in bzw. aus dem Boden verbessert werden.

Zusätzlich wird die exkludierte Makrofauna, welche durch die Teebeutelnetze keinen Zugang zum Tee hat, im Bereich der Teebeutel beprobt. Dadurch sollen Rückschlüsse auf das vorhandene Artenspektrum der Destruenten gezogen und dieses in Bezug auf die Biodiversität bewertet werden.

2 HINTERGRUND

Im folgenden Kapitel wird zunächst ein Überblick über das Untersuchungsgebiet in den Subtropen Chinas gegeben. Des Weiteren wird der aktuelle Stand der Wissenschaft in Bezug auf die Dekomposition und deren mögliche Einflussfaktoren gegeben. Da das Forschungsprojekt einen speziellen Fokus auf Biodiversität und dessen Funktion in Ökosystemen legt, wird der Biodiversität besondere Beachtung geschenkt.

2.1 BEF-CHINA-PROJEKT

Das Biodiversity-Ecosystem-Functioning-Projekt in China (BEF-China-Projekt) ist ein Gemeinschaftsprojekt, an welchem über 15 Universitäten und Institute aus der Schweiz, China, Deutschland und mit dieser Arbeit auch aus Österreich beteiligt sind. Sie arbeiten mit der Forschungsgruppe 891 (FOR 891) der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) zusammen. Das DFG-Forschungsprojekt startete mit der ersten Phase im Jahr 2008 und befand sich während der Feldarbeit dieser Arbeit im November 2016 am Ende der dritten Phase (2014 bis 2016). Die zentrale Fragestellung des Projekts konzentriert sich auf die Beziehungen zwischen der Biodiversität und den damit verbundenen Ökosystemfunktionen eines Waldökosystems in den Subtropen Chinas in der Jiangxi-Provinz. Untersuchungsschwerpunkte liegen auf der Primärproduktion, den Nährstoffkreisläufen, der Kohlenstoff- und Stickstoffspeicherung sowie der Bodenerosion. Das Projekt ist in 14 Unterprojekte gegliedert, welche verschiedene Themenbereiche untersuchen. Eine genaue Auflistung der Teilprojekte ist auf der Internetseite des Projekts zu finden (BRUELHEIDE & SEIDLER, 2017). Für die chinesischen Eigennamen und Bezeichnungen wird im Folgenden die Pinyin-Umschrift verwendet.

Das BEF-China-Projekt wurde im Südosten Chinas bei Xingangshan (29°06'450" N und 117°55'450" E) etabliert. Xingangshan liegt in der Jiangxi-Provinz an der Grenze zur Zhejiang-Provinz und befindet sich etwa 400 km südwestlich von Shanghai (siehe Abbildung 1). Bevor das Untersuchungsgebiet für das BEF-China-Projekt genutzt wurde, wuchsen in den höheren Lagen (ca. 150 bis 300 m ü. NN) immergrüne Nadelbäume – hauptsächlich *Cunninghamia lanceolata* und *Pinus massoniana*. Diese Monokulturen dienten zur Holzgewinnung und wurden in Abständen von 20 bis 25 Jahren geerntet. In den niedrigeren Lagen (ca. 100 bis 150 m ü. NN) waren Teeplantagen angelegt und es wurde Landwirtschaft betrieben.

Eigens für das Projekt wurden auf einer Gesamtfläche von ca. 50 ha 566 Plots auf zwei Untersuchungsgebieten – Site A und B – angelegt. Site A befindet sich nördlich von Xingangshan, Site B liegt südlich der Stadt. Ein Plot hat die Größe von einem Mu. Dabei handelt es sich um ein chinesisches Flächenmaß, welches umgerechnet etwa 667 m² (25,82 m × 25,82 m) entspricht.

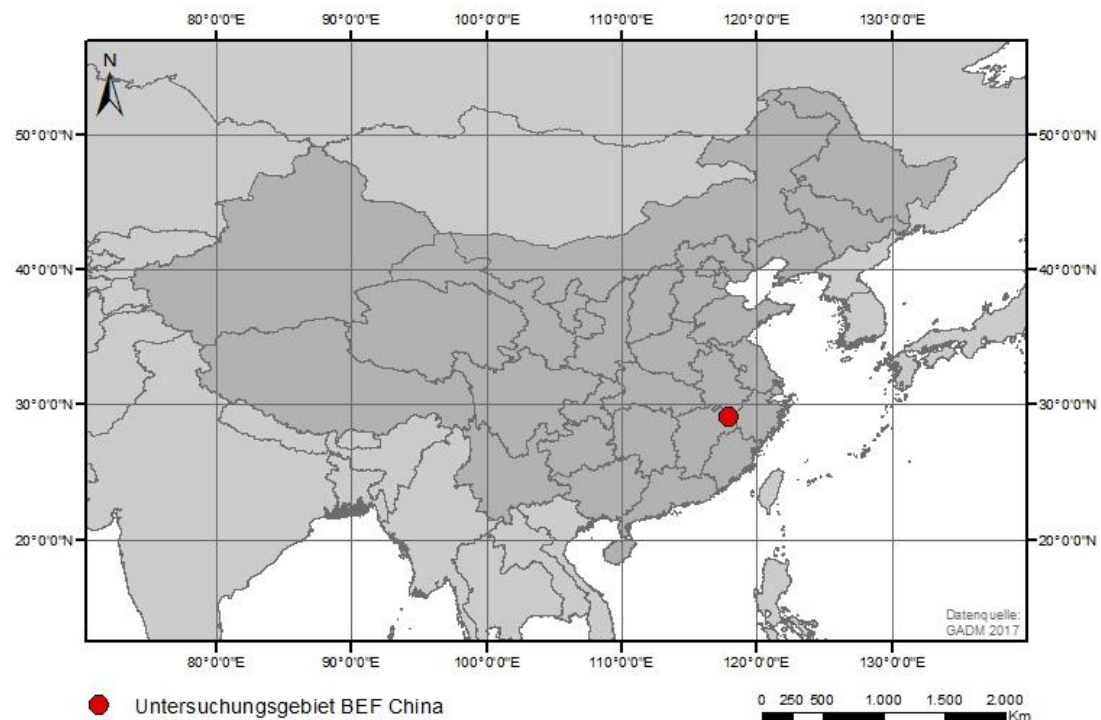


Abbildung 1 Lage der Untersuchungsgebiete des BEF China-Forschungsprojekts in der Jiangxi-Provinz, VR China

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in den Immerfeuchten Subtropen. Die internationale Klassifikation nach Köppen¹ und Geiger² stuft die Lage der Untersuchungsgebiete als *Cfa* ein (siehe Abbildung 2) (KOTTEK et al., 2006). Bei der Köppen-Geiger-Klassifikation handelt es sich nach SCHÖNWIESE (2008) um eine Klassifikation, bei welcher die Auswirkungen des Klimas in Bezug auf die natürliche Vegetation und den Boden eine Rolle spielen. Mit dieser Typisierung werden Klimazone, Klimatyp und Klimauntertyp eingeordnet. Demnach herrscht in den Untersuchungsgebieten ein warmgemäßigtes Regenklima (C) mit trockenen Wintern und heißen Sommern (a). Der Niederschlagsjahresgang ist humid (f). Der durchschnittliche Jahresniederschlag (siehe Abbildung 3, blaue Linie) beträgt in den Jahren 2009 bis 2012 1635 mm, die mittlere Jahrestemperatur im selben Zeitraum liegt bei 17,4 °C (siehe Abbildung 3, rote Linie).

¹ Wladimir Köppen *1846, †1940 – Geograph, Meteorologe, Klimatologe und Botaniker

² Rudolf Geiger *1894, †1981 – Meteorologe und Klimatologe

Klimaklassifikation nach Köppen & Geiger

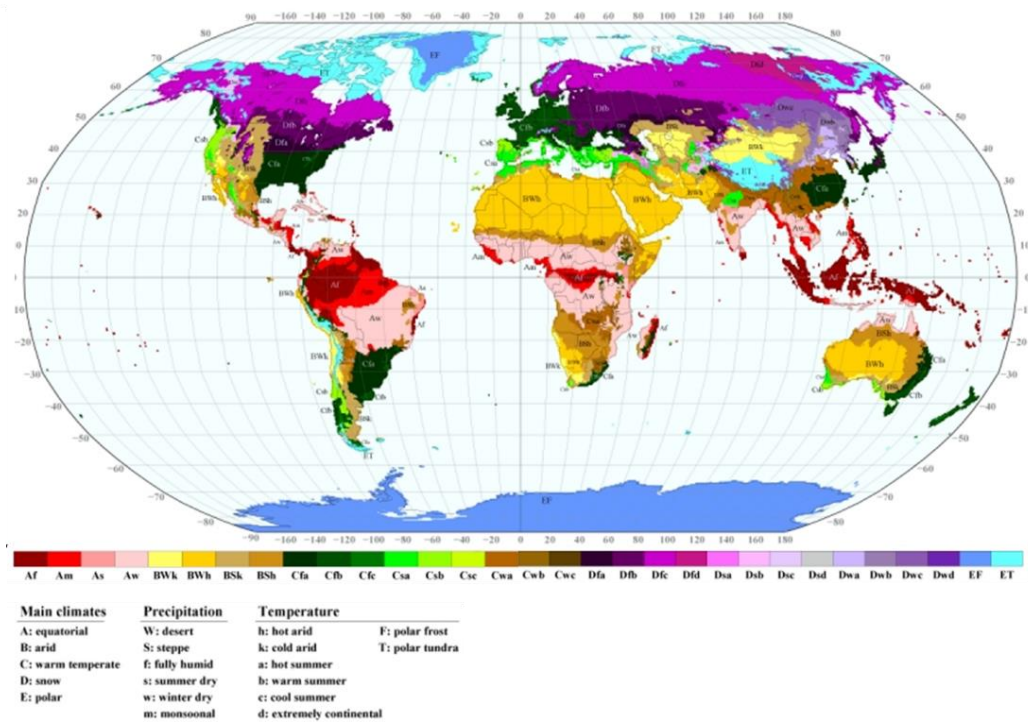


Abbildung 2 Klimaklassifikation nach Köppen und Geiger (verändert nach KOTTEK et al. (2006))

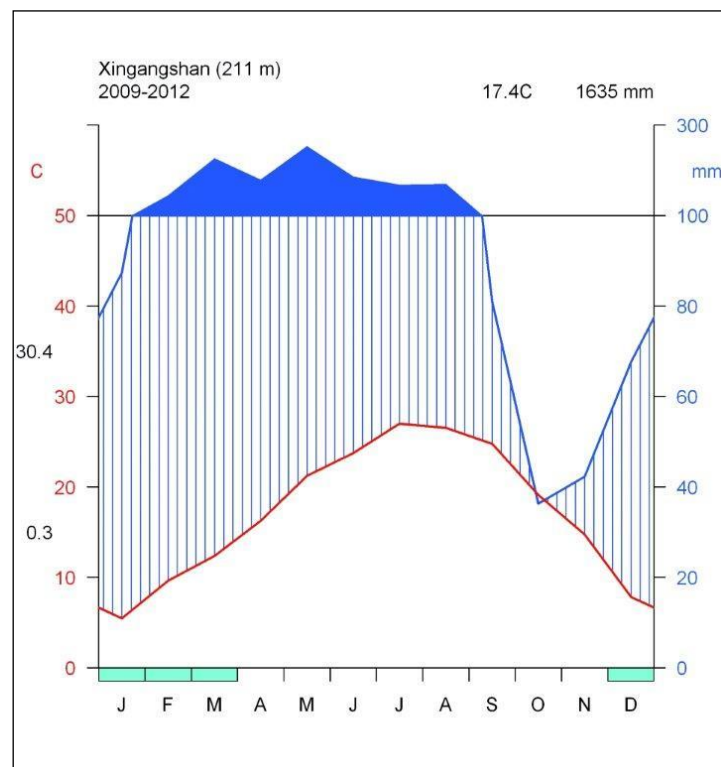


Abbildung 3 Klimadiagramm des Untersuchungsgebiets mit der durchschnittlichen Temperatur (rote Linie) und dem durchschnittlichem Niederschlag (blaue Linie), Klimastation bei Xingangshan Site B (GoEBES et al., 2015)

Die folgenden Informationen über die Geologie des Untersuchungsgebiets wurden, soweit nicht anders angegeben, dem Antrag für die zweite Phase des BEF-China-Projekts entnommen (BRUELHEIDE, 2010) und von KÄPPELER (2014) beschrieben.

Das in einer Subduktionszone gelegene Forschungsgebiet ist Teil der Jiangnan-Orogenzone aus der Zeit des Neoproterozoikums (vor ca. 1000 Ma bis vor ca. 542 Ma). Das Gebiet ist im Nordwesten durch das Yangtze-Kraton und im Südosten durch das Cathaysia-Kraton begrenzt (siehe Abbildung 4). Das Gebiet ist durch Metamorphoseprozesse beeinflusst, es sind Gesteine der Grünschieferfazies vorhanden. Diese sind bei einer Temperatur von ca. 400 °C und einem Druck von 5 kbar entstanden (BAHLBURG & BREITKREUZ, 2012). Charakteristisch für die Grünschieferfazies sind Mineralien wie Chlorit, Epidot und Aktinolith, welche für die grünliche Farbe der Gesteine verantwortlich und damit namensgebend sind (BAHLBURG & BREITKREUZ, 2012). Die Sedimentgesteine in den Untersuchungsgebieten, welche vor ca. 1,4 bis 1 Mrd. Jahren entstanden sind (Langjiayi Group, siehe Abbildung 4), bestehen aus graugrünen Sandsteinen, Schluffsteinen und Tonschiefer. Außerdem kommen Gesteine vor, die vor 850 Ma bis 800 Ma entstanden sind, wie graugrüne und violettrote Grauwacken, Schluffsteine, sandige Schiefer und Tonschiefer (Banxi Group, siehe Abbildung 4). Durch die schnelle Hebung des Gebiets sind typische geomorphologische Formationen vorhanden. Das gesamte Gebirge unterliegt einer von Südosten nach Nordwesten verlaufenden Faltung. Dabei sind konvex geformte Hänge mit Neigungswinkeln von bis zu 40° entstanden. Das anstehende Gestein auf Site A und B besteht zum größten Teil aus kalkfreiem Schiefer mit Beimengungen von Sand und Schluff. Die Täler zwischen den Bergketten bestehen aus siliziumhaltigem Material. Im Steinbruch im südöstlichen Bereich von Site A werden Basalte mit einem hohem Magnesium- und Eisengehalt (> 90%) abgebaut, d. h. es handelt sich um ultramafische Gesteine (BRUELHEIDE, 2010).

Bei den Böden in den Untersuchungsgebieten handelt es sich hauptsächlich um Cambisole und deren Derivate, auch Braunerden genannt. Auf den Berggipfeln sind zudem Regosole vorhanden, welche im Gegensatz zu Braunerden (Horizontabfolge Ah/Bv/C) nur zwei Horizonte aufweisen (Horizontabfolge Ah/ilC) (siehe Abbildung 46 im Anhang, S. 79). In den Tälern treten Gleye (Gleysol) auf, welche vom Grundwasser geprägt sind (Horizontabfolge Ah/Go/Gr). Da in den Tälern teilweise Landwirtschaft betrieben wird, treten dort auch anthropogen veränderte Böden, sogenannte Anthrosoles, auf. Die Substrate auf Site A und B sind ebenso wie das Gestein kalkfrei. Die grauen bis grünlichen Bodenfarben weisen auf den Beginn einer isomorphen, chemischen Verwitterung hin. Hangabwärts nimmt der Grad der Verwitterung zu, was an den bräunlich bis rötlichen Bodenfarben zu erkennen ist. Bodenerosion führt an den steilen Hängen zu einer Verlagerung der Bodenpartikel in Richtung Tal, dort kommt es zu einem Kolluvium von Lockersedimenten (BRUELHEIDE, 2010).

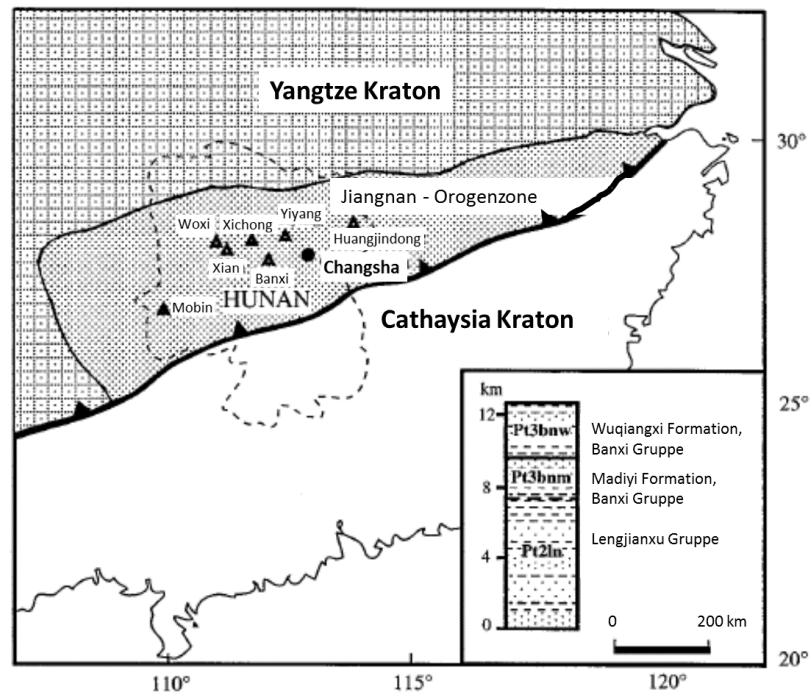


Abbildung 4 Schematische Lageskizze zur geologischen Entwicklung Chinas (Südosten) und Säulenprofil der proterozoischen Schichtfolge (verändert nach XUEXIANG et al. (2002))

2.2 DEKOMPOSITION

Vor ca. 430 Millionen Jahren begann die Entwicklung von Landpflanzen auf der Erde (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). In Abhängigkeit der abiotischen Gegebenheiten des Klimas entwickelten sich daraus verschiedene Ökosysteme, deren Funktionen sehr vielseitig sind. Um diese zu erfassen, schlugen SWIFT et al. (1979) bereits im Jahre 1979 die Einteilung in drei Subsysteme vor: Das Subsystem der Pflanzen, jenes der Herbivore und das Subsystem der Dekomposition, auch Zersetzung genannt. Diese Subsysteme sind unweigerlich miteinander verbunden. Sie interagieren durch den Austausch von Materialien und Energie miteinander und verbinden außerdem ober- und unterirdische Bereiche (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). Die Ökosystemleistungen und Interaktionen sind dabei u. a. von der Biodiversität abhängig (ORGIAZZI et al., 2016).

Pflanzen nutzen den biochemischen Prozess der Photosynthese, um Kohlenstoff aus der Atmosphäre in Form von gasförmigem CO_2 zu fixieren und zusätzlich mit Nährstoffen und Wasser aus dem Boden sowie Sonnenlicht für ihr Wachstum zu verwenden. Die Produktion von Pflanzenmaterial, welche mit der Freisetzung von Sauerstoff (O_2) einhergeht, wird Primärproduktion genannt. Sie variiert in den verschiedenen Ökosystemen, abhängig von den vorherrschenden abiotischen Umweltfaktoren, wie beispielsweise Temperatur, Wasser-, Licht- und Nährstoffverfügbarkeit sowie pH-Wert (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). Die Nettoprimärproduktion (Net Primary Production, NPP) ist die Summe der Primärproduktion nachdem die Energiereserven für

die Respiration der Pflanze abgezogen wurden. Zusätzlich verringert sich die Bruttoprimärproduktion (Gross Primary Production, GPP) durch den Materialverlust durch Herbivore, welche einen nicht unerheblichen Teil der Pflanzenmasse als Nahrung zu sich nehmen, sowie durch Laubfall und dem Absterben von Pflanzenteilen. GPP ist die Summe des gesamten CO₂, welches von der Pflanze durch Photosynthese fixiert werden kann. Demzufolge lautet die Gleichung für die Bruttoprimärproduktion der Pflanzen nach SCHLESINGER & BERNHARDT (2013):

$$NPP = GPP - Respiration \quad (1)$$

Um die NPP in einem Ökosystem zu ermitteln, wird die Eddy Kovarianz Technik verwendet. Dabei handelt es sich um eine sehr effektive Methode der Ökosystemforschung die turbulenten Gasflüsse von CO₂ oder Methan (CH₄) in der Atmosphäre zu messen bzw. zu berechnen (AUBINET et al., 2012). Mit dieser Methode sowie dem Einbeziehen der Ernte in einem Ökosystem, wodurch Biomasse durch anthropogenen Einfluss aus einem Ökosystem entnommen wird, konnten Studien (SAUGIER et al., 2001) zeigen, dass die Nettoprimärproduktion in den tropischen Wäldern der Erde am größten ist und tendenziell mit abfallenden Breitengraden immer kleiner wird, bis die niedrigsten Werte in extremen Wüstengebieten und Regionen mit Permafrost erreicht werden (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013).

Mit den Pflanzen entwickelten sich Böden in terrestrischen Ökosystemen, welche die Basis für pflanzliches Leben stellen und letztendlich, durch den Konsum der Pflanzen, auch menschliches und tierisches Leben ermöglichen. Des Weiteren haben Böden Regelungsfunktionen, welche durch wichtige Speicher-, Filter- und Puffersysteme verwirklicht werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010).

Mitte des 19. Jahrhunderts deutete der schweizerische Bodenkundler Hans Jenny³ Böden als das Ergebnis ihrer zugrundeliegenden Faktoren: Ausgangsgestein, Klima, Organismen, Relief und menschliche Bodennutzung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Diese genetischen Faktoren sind für bodenbildende Prozesse verantwortlich, welche sich in verschiedene Teilprozesse gliedern lassen. Neben den Umlagerungsprozessen – Translokation genannt – wie Versalzung oder Tonverlagerungen im Boden, gibt es Umwandlungsprozesse – auch als Transformation bezeichnet – welche die Verwitterung von Gestein, die Umwandlung von Mineralen, Verlehmungs- und Verbraunungsprozesse sowie die Zersetzung von organischem Material – auch Dekomposition genannt – mit einschließen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010).

Nach SCHLESINGER & BERNHARDT (2013) wird der Kohlenstoffspeicher in terrestrischen Ökosystemen im Pflanzenmaterial und im Boden maßgeblich von der Balance zwischen Primärproduktion und Dekomposition bestimmt. Demzufolge kann die Menge des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs – auch SOC (Soil Organic Carbon) genannt – je nach Ökosystem und Klimazone stark

³ Hans Jenny *1899, †1992 – Bodenkundler

variieren (JOBBÁGY & JACKSON, 2000). Etwa 81 % des weltweiten festgesetzten Kohlenstoffspeichers sind in Böden deponiert, während ca. 19 % in der Vegetation festgesetzt ist (VON LÜTZOW & KÖGEL-KNABNER, 2009). Des Weiteren gehen JOBBÁGY & JACKSON (2000) davon aus, dass neben dem vorherrschenden Klima die Bodentextur eine wichtige Rolle spielt. Demnach verringert sich die Abgabe des Kohlenstoffs aus dem Boden mit steigendem Tongehalt, da dieser einen stabilisierenden Einfluss auf SOC ausübt (JOBBÁGY & JACKSON, 2000; PAUL, 1984).

2.2.1 DEKOMPOSITIONSPROZESS

Dekomposition ist der biologische, physikalische und chemische Abbau von organischem Material, welcher durch Zersetzungsorganismen der Makro-, Meso- und Mikrofauna bewerkstelligt wird (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). Die Subsysteme der Zersetzung führen zwei Hauptfunktionen durch: die Mineralisierung von wesentlichen Elementen, welche in ihre anorganische Form umgewandelt werden, und die Formation von organischer Bodensubstanz (Soil Organic Matter, SOM) (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013).

Bei den organischen Ausgangsstoffen der Zersetzung handelt es sich um Pflanzen bzw. einzelne, abgestorbene Teile der Pflanzen, welche als Streu zu Boden fallen, abgestorbene Wurzeln, deren Rhizodeposition, sowie tote Mikro-, Meso- und Makrofauna (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Das pflanzliche, organische Material kann nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) in zwei verschiedene Gewebetypen unterschieden werden: parenchymatisches und verholztes Gewebe. Bei dem parenchymatischen Gewebe handelt es sich um Pflanzenzellen, welche sich im grünen Gewebe lebender Pflanzen sowie im Cortex junger Äste und in den Feinwurzeln wiederfinden. Zusätzlich gibt es verholztes Gewebe, welches das Xylem und das Sklerenchym zum Schutz verschiedener Pflanzenbestandteile bildet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010).

Ein wichtiger Bestandteil von organischem Material ist neben Cellulose auch Lignin (KADEREIT et al., 2014). Lignin ist eine hochmolekulare Substanz aus Phenylpropaneinheiten, welche durch ihre dreidimensionale Struktur die Verholzung einer Pflanzenzelle bewirkt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Der Anteil an Lignin im zu zersetzenden organischen Material ist u. a. entscheidend für die Zersetzungsgeschwindigkeit, da der Abbau von Lignin ein sehr langsam ablaufender Prozess ist (KADEREIT et al., 2014) und nur von spezialisierten Mikroorganismen, hauptsächlich Pilzen, sowie speziellen Arten von Makroinvertebraten bewerkstelligt werden kann (AUSTIN & BALLARÉ, 2010).

Der Vorgang der Dekomposition läuft, wie in Abbildung 5 schematisch dargestellt, in mehreren Schritten ab. Zunächst finden kurz vor und nach dem Absterben der Pflanzenteile Umwandlungsprozesse durch pflanzeneigene Enzyme statt, welche hochpolymere Verbindungen im Zellinneren des organischen Materials aufbrechen und diese in ihre Einzelbausteine zerlegen (SCHEFFER

& SCHACHTSCHABEL, 2010). Dabei wird beispielsweise Stärke in Zucker umgewandelt, während Aminosäuren (AS) von den Proteinen abgespalten werden und es zu einer Freisetzung von mineralischen Nährstoffen wie Eisen (Fe), Kalium (K) und Magnesium (Mg) kommt. Diese freigesetzten Stoffe stehen im Boden direkt der Wiederverwendung durch Pflanzen zur Verfügung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Anschließend erfolgt die mechanische Zerkleinerung des organischen Materials durch Organismen der Makro- und Mesofauna. Bodenorganismen wie beispielsweise Regenwürmer oder Käfer sorgen außerdem für die Bioturbation, wodurch der Boden von Organismen der Makro- und Mesofauna durchwühlt und durchmischt wird (MEYSMAN et al., 2006). Bioturbation wurde bereits von Charles Darwin⁴ im 19. Jahrhundert als wichtiger Bestandteil der Bodengenese und des Nährstoffrecycling erkannt (MEYSMAN et al., 2006). Zusätzlich zur Bioturbation im Boden nehmen die Bodenorganismen Teile der zerkleinerten, organischen Substanz als Nahrung auf, verdauen sie und scheiden sie wieder aus. In der nächsten Phase werden die zerkleinerten Pflanzenteile sowie die Exkremente durch Mikroorganismen, Bakterien und Pilze vollständig zersetzt und in anorganisches Material umgewandelt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Der Vorgang der Mineralisierung, wobei die mikrobielle Aktivität für den vollständigen Abbau der organischen Substanz in anorganische Stoffe wie CO₂ und Wasser (H₂O) sorgen, ist abgeschlossen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010).

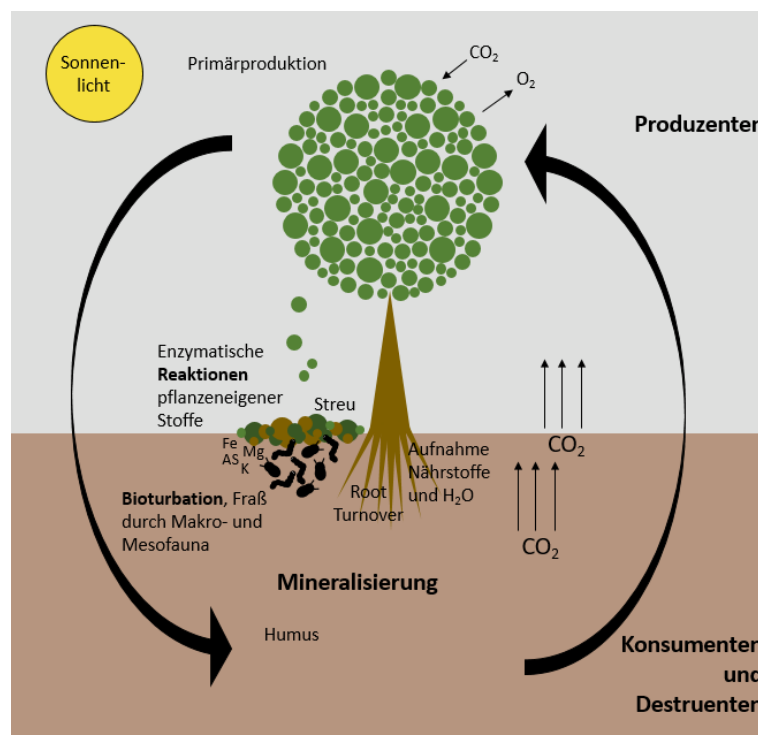


Abbildung 5 Kreislauf von CO₂-Festsetzung und -Freisetzung

⁴ Charles Darwin: *1809, † 1882: Naturforscher

Laubfall ist der dominierende Weg für Nährstoffe, besonders für N und P, in einem stetigen Kreislauf wieder in den Boden zu gelangen, um nach der erfolgten Zersetzung erneut von Pflanzen mit Hilfe der Photosynthese aufgenommen zu werden (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). In Ökosystemen mit einer hohen NPP der Pflanzen, wie beispielsweise in tropischen Wäldern, gibt es eine dementsprechend große Menge an Laubfall, während Gebiete mit niedriger NPP, wie zum Beispiel boreale Nadelwälder, geringen Laubfall aufweisen (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). Neben dem Laubfall gibt es zusätzlich eine andere Möglichkeit für Nährstoffe aus den Pflanzen wieder in den Boden zu gelangen. Sterben Feinwurzeln ab, so werden diese in einem stetigen Prozess der Pflanzen wieder erneuert. Durch diesen Vorgang des Wurzelumsatzes oder Root Turnovers gelangt Kohlenstoff in den Boden und spielt dabei eine wichtige Rolle im unterirdischen Kohlenstoffkreislauf (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013).

Der Zersetzungsprozess von organischem Material im Boden wird von Bodenorganismen, genauer der Mikro-, Meso- und Makrofauna, einschließlich Bakterien und Pilzen, durchgeführt und findet in der Detritusphäre, dem direkten Einflussbereich der Bodenstreu, statt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Dabei dient die Streu den Mikroorganismen sowie der Meso- und Makrofauna als Nahrung, welche bei der Umwandlung in ihre Bestandteile zerlegt wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Beim Zersetzungsprozess werden Nährstoffe freigesetzt und stehen auf diese Weise dem Stoffkreislauf zur Wiederaufnahme durch Pflanzen zur Verfügung. Außerdem wird CO₂ an die Atmosphäre und H₂O an die Umgebung abgegeben und Humus wird gebildet (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013).

Die Geschwindigkeit, mit welcher die Dekomposition vonstattengeht, hängt von physiochemischen Umweltfaktoren, wie beispielsweise dem Klima, insbesondere Temperatur und Feuchtigkeitsverhältnisse, der Streuqualität, dem pH-Wert, dem Nährstoffgehalt und der Zusammensetzung der Zersetzungsorganismen im Boden sowie der mikrobiellen Aktivität, welche letztendlich für die Dekomposition verantwortlich ist, ab (GONZALEZ & SEASTEDT, 2001; HÄTTENSCHWILER et al., 2005). Selbst unter gleichen Umweltbedingungen können große Schwankungen in den Zersetzungsraten auftreten, da nach HÄTTENSCHWILER et al. (2005) die beiden Faktoren Streuqualität und die Zersetzungsorganismen variieren können. Die Unterschiede in der Streuqualität beziehen sich auf die Beschaffenheit der Blätter, deren Gehalt von N und Lignin, die Konzentration an Polyphenolen und das C:N- sowie das Lignin:N-Verhältnis (ALMEIDA CASTANHO et al., 2016). Diese Eigenschaften ziehen Folgen für die mikrobielle Aktivität und deren Aktivität als Zersetzer nach sich (HÄTTENSCHWILER et al., 2005). Die Umsetzungsgeschwindigkeit beeinflusst die Verweildauer des Kohlenstoffs im Boden und damit die Größe des CO₂-Speichers.

2.2.2 STABILISATION VON SOM

Ein wichtiger Prozess, welcher mit der Dekomposition von organischem Material einhergeht, ist die Stabilisation von organischer Bodensubstanz (SOM) (Six et al., 2002). Nach Six et al. (2002) gibt es drei verschiedene Typen der SOM-Stabilisation: (1) chemische, (2) physische und (3) biochemische Stabilisation. Durch die Stabilisation ist es möglich, dass einzelne Fraktionen des gebundenen Kohlenstoffs im Boden längere Verweilzeiten haben (EUSTERHUES et al., 2003). Diese Fraktionen werden als alter Kohlenstoff bezeichnet und kann bis zu mehreren tausend Jahren im Boden verweilen (OADES, 1995).

Die chemische Stabilisation von SOM bezieht sich auf die chemische Bindung des organischen Materials mit Mineralien im Boden, wie beispielsweise Ton und Lehm (Six et al., 2002). Einige Studien konnten zeigen, dass die Stabilisation von organischem Kohlenstoff und Stickstoff im Boden mit dem Gehalt an Ton und Lehm zusammenhängt (FELLER & BEARE, 1997). Physische Stabilisation besteht darin, dass sich Aggregate um das organische Material bilden, welche eine physische Barriere zwischen SOM und der Makro-, Meso- und Mikrofauna bilden, sodass das organische Material nicht abgebaut werden kann (Six et al., 2002). Der Einfluss der Bodentextur rührt nach FELLER & BEARE (1997) zusätzlich noch von einem weiteren Faktor her: Durch die Akkumulation zu größeren Bodenpartikeln werden kleinere Teilchen vor Bodenerosion geschützt. Dadurch wird der Verlust von SOM verringert. Dies spielt in allen von Erosion betroffenen Böden eine Rolle, besonders jedoch in semi-ariden und subhumiden, tropischen Gebieten (FELLER & BEARE, 1997). Eine weitere Form der Stabilisation ist jene durch materialeigene Eigenschaften, wie der Gehalt an Lignin. Hierbei handelt es sich nach Six et al. (2002) um die biochemische Stabilisation, die ebenfalls einen langsameren Abbau nach sich zieht.

2.3 BIODIVERSITÄT

“Biological diversity means the variability among living organisms from all sources, including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems.” (CBD, 1992)

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt, auch Biodiversitätskonvention genannt (Convention on Biological Diversity, CBD), definierte Biodiversität bei der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung im Jahr 1992 in Rio de Janeiro wie im oben angeführten Zitat. Demnach ist Biodiversität die Variabilität unter den lebenden Organismen allen Ursprungs, u. a. der terrestrischen, marinen sowie anderer aquatischer Ökosystemen und den ökologischen

Komplexen, welchen sie angehören. Sie schließt sowohl die genetische Diversität innerhalb einer Art als auch jene zwischen verschiedenen Arten sowie die Diversität der Ökosysteme mit ein (CBD, 1992).

In den letzten Jahrzehnten kann ein starker Rückgang der Biodiversität in allen Ökosystemen der Erde verzeichnet werden (STOCKER et al., 2013). Die Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes von terrestrischen Ökosystemen liegen nach einer Studie von SALA et al. (2000), in welcher Szenarien für die Biodiversität aller global vorkommenden terrestrischen Ökosysteme sowie der Frischwasser-Ökosysteme für das Jahr 2100 erstellt wurden, zu unterschiedlichen Anteilen an folgenden fünf Faktoren: Landnutzungsänderungen, Änderung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, Stickstoffablagerungen und saurer Regen, Klimaänderung und der Austausch von Pflanzen und Tieren zwischen Ökosystemen, welcher beabsichtigt als auch unbeabsichtigt vonstattengehen kann (SALA et al., 2000).

Durch Landnutzungsänderungen werden nach ELLIS et al. (2012) mehr als 75 % der terrestrischen Biosphäre in anthropogenes Land verwandelt. Dazu führten einerseits das Errichten von großen Siedlungen, als auch andererseits das Umwandeln von ursprünglichen, natürlichen Ökosystemen zu Agrarflächen. Diese lassen durch den Anbau von Monokulturen lediglich eine sehr geringe biologische Diversität zu (ELLIS et al., 2012). Eine Folge von Landnutzungsänderungen ist auch die verminderte Verfügbarkeit von essentiellen Nährstoffen im Boden sowie deren heterogene Verteilung (FRATERRIGO et al., 2005).

Saurer Regen ist ein weit gefasster Begriff, der sich auf eine Mischung aus nassen und trockenen Abscheidungen aus der Atmosphäre bezieht, welche erhöhte Mengen an Salpetersäure (HNO₃) und Schwefelsäure (H₂SO₄) enthalten (ORGIAZZI et al., 2016). Neben den natürlichen Quellen der Bildung von saurem Regen, wie Vulkane, haben vor allem anthropogene Emissionen von Schwefeldioxid und Stickoxide durch die Verbrennung von fossilen Rohstoffen einen starken Einfluss. Vermischen sich diese Gase aus der Atmosphäre mit Wasser, Sauerstoff und anderen Chemikalien, bilden sich saure Verbindungen (ORGIAZZI et al., 2016). Saurer Regen bzw. die Bestandteile in der Luft können nach ORGIAZZI et al. (2016) durch Winde mehrere hundert Kilometer über das Entstehungsgebiet hinaus verbreitet werden. Die Folgen sind umfangreich, wie beispielsweise die Veränderung des pH-Werts im Boden, und betreffen alle Gruppen von Bodenorganismen, inklusive der Mikro-, Meso- und Makrofauna, die einen wichtigen Beitrag zum Zersetzungsprozess im Boden und zum Recycling von Nährstoffen beitragen (ORGIAZZI et al., 2016).

Der zwischenstaatliche Ausschuss für Klimaänderungen IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) geht in seinem fünften Sachstandsbericht u. a. auf die bereits beobachteten als auch auf die zukünftigen Klimaänderungen auf der Erde ein. Demnach ist die Erwärmung des

Klimasystems der Erde eindeutig und es ist äußerst wahrscheinlich, dass dies auf den menschlichen Einfluss zurückzuführen ist (STOCKER et al., 2013). Diese Aussage beruht auf Analysen von direkten Messungen sowie Fernerkundungsdaten durch Satelliten. Aus dem IPCC-Bericht aus dem Jahr 2013 geht hervor, dass die Atmosphäre und auch die Ozeane in den letzten Jahrzehnten eine Erwärmung erfahren haben und dass die Konzentrationen der Treibhausgase in der Atmosphäre angestiegen sind. Bei den Treibhausgasen handelt es sich um CO₂, CH₄ und Lachgas (N₂O), welche im Vergleich zur vorindustriellen Zeit um 1750 stark angestiegen sind. Die Konzentration von CO₂ betrug im Jahr 2011 391 ppm und ist damit um 40 % im Vergleich zur vorindustriellen Zeit gestiegen. CH₄ hat mit 1803 ppb um 150 % seit der vorindustriellen Zeit zugenommen, während die Konzentration von N₂O im selben Zeitraum um 20 % auf 324 ppb gestiegen ist. Des Weiteren ist das Ausmaß von Schneedecken und Eismengen seit der vorindustriellen Zeit zurückgegangen, während der globale Meeresspiegel im Durchschnitt um 0,19 m angestiegen ist (STOCKER et al., 2013).

Mit Hilfe von umfassenden Klimamodellen können die zukünftigen Veränderungen des Klimasystems auf der Erde simuliert werden. Dazu werden verschiedene Szenarien mit unterschiedlichen Inputparameter berechnet. Gemäß den Berechnungen des IPCCs werden die globalen Temperaturen bei anhaltenden Treibgasemissionen weiter ansteigen. Eine Stagnation der Klimaänderung kann demzufolge nur durch eine beträchtliche und dauerhafte Minderung des Ausstoßes an Treibhausgasen erreicht werden (STOCKER et al., 2013). Klimaänderungen können in Zukunft auch Auslöser von Artensterben sein, was zu einem weiteren Verlust der Biodiversität führt (THOMAS et al., 2004).

Welche Faktoren den größten Einfluss auf den Biodiversitätsverlust haben, hängt von der Art des Ökosystems ab. Die Auswertungen von SALA et al. (2000) basiert auf globalen Szenarien, welche den Biodiversitätswandel für das Jahr 2100 berechnen. Die Modelle verwenden Daten der Landnutzungs-, Klima- und Vegetationsänderung als auch die Einschätzung von Experten des Fachbereichs Ökologie, welche die Anfälligkeit jedes bewerteten Ökosystems in Bezug auf den Biodiversitätsverlust einschätzen (SALA et al., 2000). In der nachfolgenden Abbildung 6 werden die genannten Faktoren und ihre Einflussstärke in zwölf Biomen aufgezeigt (SALA et al., 2000). Während die Landnutzungsänderung in den Ökosystemen Grünland, Mischwald auf der Nordhalbkugel, Savannen, Tropen, Seen und Flüsse einen dominanten Einfluss auf die Veränderung der Biodiversität haben, hat dieser Faktor in mediterranen und borealen Gebieten sowie in Wüsten einen mittleren Einfluss und wirkt sich in den Mischwäldern der Südhalbkugel sowie in alpinen und arktischen Tundren der Erde kaum aus. Klimaänderungen spielen eine wichtige Rolle vor allem in kalten Ökosystemen. Dabei sind die arktischen Ökosysteme am stärksten betroffen und die alpinen und borealen Gebiete in mittlerem Maß.

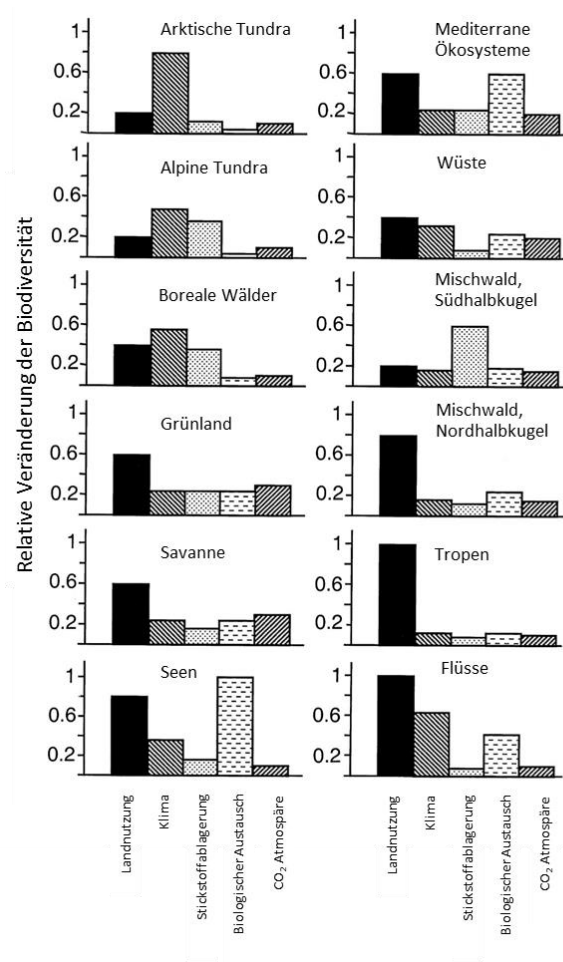


Abbildung 6 Einflussfaktoren der relativen Veränderung der Biodiversität, Bezugsjahr 2100 (verändert nach SALA et al. (2000))

Betrachtet man alle Biome der Erde, so wird nach SALA et al. (2000) im Zeitraum von 1990 bis 2100 die Landnutzungsänderung den größten Einfluss auf die globale Biodiversität haben. Hauptsächlich aufgrund der verheerenden Auswirkungen auf die Habitatverfügbarkeit und dem daraus resultierenden Artensterben. An zweiter Stelle steht laut dieser Studie der Klimawandel. Es wird erwartet, dass sich eine Erwärmung des Klimas insbesondere der höheren Breiten ergibt. Änderungen der atmosphärischen CO₂-Konzentration, das Auftreten von invasiven Arten sowie Stickstoffdepositionen haben zusätzlich einen nicht zu vernachlässigenden negativen Einfluss auf die Biodiversität (SALA et al., 2000). Jedoch kann es bei den letztgenannten Faktoren zu starken regionalen Unterschieden kommen. So könnten beispielsweise Inseln oder Seen durch ihren isolierten Standort besonders anfällig für das Auftreten von invasiven Arten sein. Dadurch können endemische Arten verdrängt werden und es kommt auf diese Weise zu einem Biodiversitätsverlust (SALA et al., 2000).

Der Verlust von Biodiversität hat nach CARDINALE et al. (2012) enorme Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen, welche Energie- und Nährstoffflüsse sowie die Verteilung von organischem Material kontrollieren. Dazu gehören u. a. die Nettoprimärproduktion und die Dekomposition von Pflanzenmasse.

Verschiedene Quellen schreiben der Biodiversität eine Schlüsselrolle in Bezug auf den Kohlenstoffhaushalt der Erde zu. Beispielsweise sehen ORGIAZZI et al. (2016) einen direkten als auch indirekten Einfluss der Biodiversität auf die Kohlenstoffflüsse in und aus dem Boden. Durch die Dekomposition werden demnach jährlich ca. 60×10^{15} g CO₂ aus dem Boden freigesetzt (ORGIAZZI et al., 2016). Dies geschieht durch heterotrophe Respiration. Zusätzlich werden im Boden wichtige Nährstoffe für das Wachstum der Pflanzen zur Verfügung gestellt. Dadurch wird das Pflanzenwachstum positiv beeinflusst und dementsprechend auch die Fähigkeit der Pflanzen CO₂ aus der Atmosphäre aufzunehmen und festzusetzen (ORGIAZZI et al., 2016). Fortschreitende Prozesse wie Bodenerosion, welche von der Landnutzung und der Biodiversität maßgeblich beeinflusst werden, könnten nach ORGIAZZI et al. (2016) den Boden von einer Kohlenstoffsenke zu einer Kohlenstoffquelle verändern. Eine diverse Gemeinschaft an Bodenorganismen ist in der Lage die Bodenerosion und damit Kohlenstoffverluste aus dem Boden durch die Produktion von Polysacchariden und Pilzhyphen zu verhindern. Dies geschieht indem sie Bodenpartikel physikalisch zusammenhalten und auf diese Weise die Anfälligkeit für Bodenerosion mindern (ORGIAZZI et al., 2016). Für den physikalischen Zusammenhalt der Bodenpartikel und damit erosionsmindernd, können auch biologische Bodenkrusten wirken. Diese bestehen zu unterschiedlichen Teilen aus Cyanobakterien, Algen, Flechten, Mikropilzen und Moosen und stellen damit in sich auch eine hohe Biodiversität. Gemeinsam bilden diese Bestandteile eine zusammenhängende, dünne Schicht im oberen Teil der Erde sowie auch einige Millimeter auf der Erde (BELNAP & LANGE, 2003). Diese Schicht hält die Bodenteilchen zusammen und schützt sie vor Erosion durch verschiedene Umwelteinflüsse, wie z. B. Regenwasser oder Wind (LANGE, 2003).

Jedoch herrscht Uneinigkeit darüber, ob die Biodiversität per se Auswirkungen auf die ablaufenden Prozesse in Ökosystemen hat. Nach HOOPER et al. (2005) werden diese Prozesse hauptsächlich von den funktionalen Eigenschaften einzelner, dominanter Arten geleistet. Demnach könnte die Diversität eine untergeordnete Rolle spielen, sofern diese Schlüsselarten vorhanden sind.

Den Forschungen der letzten zwei Jahrzehnten zufolge (zusammengefasst von CARDINALE et al. (2012)) liegen eindeutige Hinweise vor, dass der Verlust an biologischer Vielfalt die Effizienz der ökologischen Gemeinschaft, mit welcher Ressourcen erfasst, Biomasse produziert und wertvolle Nährstoffe recycelt werden, verringert. Des Weiteren gilt es zu beachten, dass der Einfluss von Biodiversität nicht linear verläuft. So kann der anfängliche Verlust von einigen Arten geringen

Einfluss auf das Ökosystem und dessen Ökosystemleistungen haben, während zunehmende Verluste, insbesondere von Schlüsselarten, zu beschleunigten Veränderungsraten führen können. Allerdings gibt es bisher noch keine verlässlichen Aussagen darüber, ab welchem Maß des Biodiversitätsverlustes sich signifikante Änderungen in den Prozessen der Ökosysteme einstellen (CARDINALE et al., 2012).

Die Verluste der Biodiversität sind global gesehen nicht gleich verteilt, sondern variieren auf lokaler Ebene. Demnach können in einigen Regionen der Erde größere Verluste in der Diversität der Pflanzen verzeichnet werden. In Abbildung 7 ist eine Weltkarte mit dem Verlust der Pflanzenarten des Anthropozens in % nach ORGIAZZI et al. (2016) zu sehen. In einigen Regionen der Erde, wie beispielsweise im Amazonasgebiet in Südamerika, kann ein Verlust von über 50 % des Artenreichtums (siehe Abbildung 7, rot abgebildet) festgestellt werden.

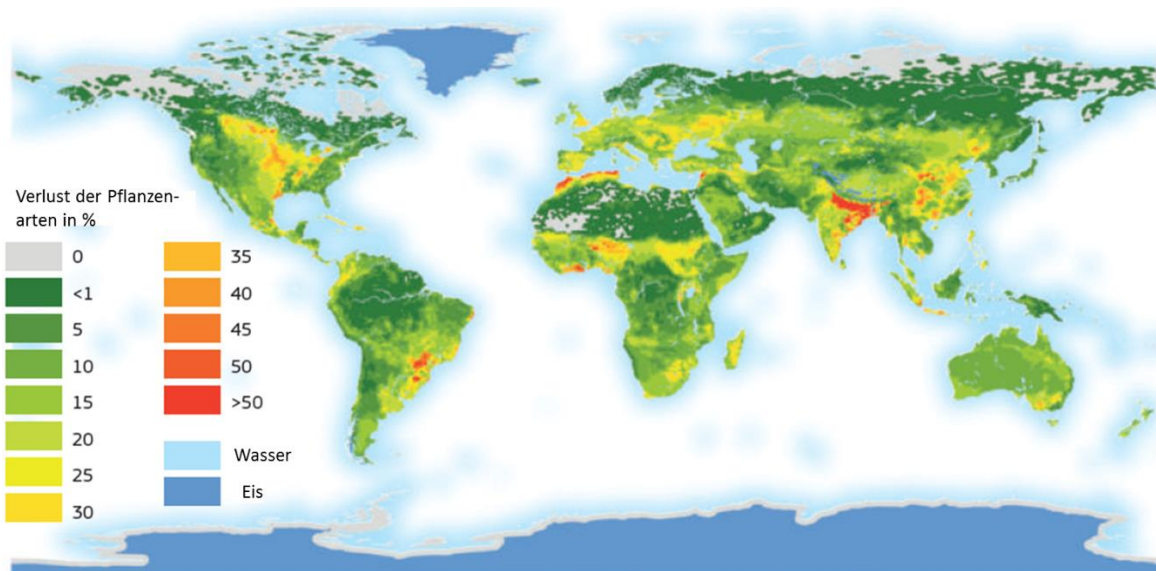


Abbildung 7 Verlust der Pflanzenarten in % (verändert nach ORGIAZZI et al. (2016))

2.3.1 BODENORGANISMEN

Alle Lebewesen, welche im und auf dem Boden leben, werden als Edaphon zusammengefasst (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Das Edaphon kann unterteilt werden in Makro-, Meso-, und Mikrofauna. Die Unterteilung wird anhand des Körperdurchmessers der Lebewesen vorgenommen und reflektiert dadurch den besiedelbaren Porenraum (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Die Mikroorganismen, welche sich aus Mikroflora und -fauna zusammensetzen, haben nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) einen Körperdurchmesser von < 0,1 mm, bei der Mesofauna beträgt der Körperdurchmesser 0,1 bis 2 mm. Lebewesen mit einem Durchmesser von 2 bis 20 mm gehören zur Makrofauna; größere Lebewesen bilden die Gruppe der Megafauna (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010).

Die Gesamtheit der Bodenorganismen übernimmt in einem terrestrischen Ökosystem viele wichtige Funktionen, wie beispielsweise die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und der Bodenstruktur und ist durch die Dekomposition für den Nährstoffkreislauf essentiell (YIN et al., 2010). Das Vorkommen der Bodenfauna hängt mit den Umweltbedingungen zusammen. Es korreliert nach YIN et al. (2001) positiv mit dem Gehalt an SOM und wird von Störungen, wie intensiver Landnutzung, Feuerereignissen, Düngung und Kontaminationen mit Schwermetallen und Toxinen, negativ beeinflusst. In tropischen und subtropischen Gebieten herrscht aufgrund der höheren Temperaturen und der für die Bodenfauna günstigeren Bedingungen eine höhere Abundanz an Lebewesen im Boden (GONZALEZ & SEASTEDT, 2001).

Die Makrofauna, wie zum Beispiel Regenwürmer und Termiten, lockert durch das Graben von Gängen und Höhlen den Boden (YIN et al., 2010). Dadurch wird die Wasserspeicherkapazität erhöht und die Infiltration des Wassers wird verbessert. Zusätzlich zerkleinern sie abgestorbenes Pflanzenmaterial mechanisch, in dem sie es als Nahrung nutzen, verdauen und wieder ausscheiden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Diese Prozesse tragen zu günstigen Bedingungen für Mikroorganismen bei und spiegelt sich in einer hohen Anzahl, Diversität sowie einer hohen Aktivität der Mikroorganismen wieder (YIN et al., 2010).

Es gibt eine Vielzahl von Wechselwirkungen zwischen den Bodenlebewesen, deshalb ist von einem gegenseitigen Mutualismus der verschiedenen Gruppen der Bodenorganismen (Makro-, Meso- und Mikroorganismen) die Rede (YIN et al., 2010).

2.4 TOTHOLZ

Als Totholz wird abgestorbenes Holz bezeichnet, welches aufgrund seines stabilen Aufbaus aus Lignin und Cellulose nur langsam von spezialisierten Organismen abgebaut werden kann (SCHAEFER, 2012). Totholz beherbergt einen großen Pool an Lebewesen aufgrund der vielfältigen Mikrohabitaten für verschiedene Organismen und fördert damit die Biodiversität (NORDÉN & PALTTO, 2001). Die wichtigsten Organismen, welche zum Ligninabbau befähigt sind, sind Basidiomyceten (Ständerpilze) (STOKLAND et al., 2012). Hinzu kommen andere Arten von Pilzen, spezialisierte Bakterien und bestimmte Termitenarten (NAKASHIMA et al., 2002). Die Besiedlung von Totholz hängt u. a. auch vom Bestandsalter des Waldes ab (NORDÉN & PALTTO, 2001).

Der Ligninanteil der verholzten Bestandteile von Bäumen kann stark variieren. Generell haben Nadelhölzer mit 25 bis 35 % einen höheren Ligninanteil als Laubgehölze mit 18 bis 25 % Ligninanteil (STOKLAND et al., 2012).

2.5 KLIMABEZUG

Ökozonen sind nach SCHULTZ (2008) Großräume der Erde, welche sich durch eine eigenständige Klimagenese, Morphodynamik, Bodenbildungsprozesse, Lebensweisen von Pflanzen und Tieren sowie Ertragsleistungen in der Agrar- und Forstwirtschaft auszeichnen. Dementsprechend werden Ökozonen aufgrund von Übereinstimmungen von Charakteristika wie Klima, Vegetation, Bodenbildungsprozessen und landwirtschaftlicher Nutzung unterschieden. So haben verschiedene Ökozonen unterschiedliche Ausgangsbedingungen, welche zu Unterschieden im jährlichen und täglichen Klimagang, den Bodentypen und den Pflanzenformationen führen (SCHULTZ, 2000). Obwohl die Ziehung einer Grenze zwischen Ökozonen nicht exakt durchgeführt werden kann, ist eine Abgrenzung aufgrund der Hauptmerkmale sinnvoll, denn im Vordergrund stehen die Erfassung der Kernräume und deren mittlere vorherrschende Verhältnisse. Es muss jedoch beachtet werden, dass keine Ökozone aus rein homogenen Bedingungen besteht (SCHULTZ, 2008).

Ökozonen haben stets ein vorherrschendes, charakteristisches Klima, welches das Ökosystem und dessen Eigenschaften entscheidend prägt. Verändert sich das Klima, kann es zu drastischen Veränderungen in den exogenen geomorphologischen Prozessen, der Bodengenese, der Vegetationsentwicklung und des Landnutzungspotentials kommen (SCHULTZ, 2008). Des Weiteren bringt der Klimawandel Prozessveränderungen im Ökosystem in ihrer Form und Geschwindigkeit mit sich.

Die Klimaänderung nimmt insbesondere direkten Einfluss auf die Dekomposition. Dies geschieht durch die Faktoren Temperatur und Feuchtigkeit (AERTS, 1997). Indirekt werden dadurch auch die Streuqualität und das Auftreten der Bodenorganismen kontrolliert, da Pflanzenarten an ein bestimmtes Klima angepasst sind und somit ihr Vorkommen und auch das Vorhandensein der Laubstreu festgelegt werden. Landnutzungsänderungen durch Landwirtschaft und Kahlschläge von Wäldern führen zu massiven Bodenstörungen, welche eine Beschleunigung der Dekomposition von SOC bewirken können (ORGIAZZI et al., 2016). SCHLESINGER & BERNHARDT (2013) gehen davon aus, dass bei einer Zunahme der Dekomposition um 1 % durch die globale Erwärmung fast $0,6 \times 10^{15}$ g Kohlenstoff pro Jahr in die Atmosphäre freigesetzt werden. Des Weiteren beeinflusst das Klima die Nährstoffverfügbarkeit und dadurch auch das Auftreten der Mikroorganismen bzw. die mikrobielle Aktivität (AERTS, 1997).

3 METHODEN

Nachfolgend werden in diesem Kapitel alle angewandten Methoden beschrieben. Neben der Methode zur Generierung der verschiedenen Parameter und der Dekomposition von Grüntee und Rooibostee, werden die Methoden zur Bestimmung möglicher Einflussparameter auf die Dekomposition beschrieben. Nicht alle Methoden wurden von der Autorin selbst durchgeführt, da im Rahmen des internationalen Forschungsprojekts (BEF-China) auf einen großen Datenpool zugegriffen werden kann. Bei den möglichen Einflussgrößen handelt es sich neben dem pH-Wert, dem TOC, dem N-Vorkommen des Bodens und der vorherrschenden Biodiversität auf den Plots auch um topographische Parameter, wie beispielsweise Hangneigung und Exposition, sowie einige weitere potentielle Einflussparameter. Ob tatsächlich ein Einfluss der vorgestellten Parameter auf die Dekomposition vorliegt, wird anschließend in Kapitel 4 (S. 34 ff) durch verschiedene statistische Auswertungen geprüft.

3.1 TEA BAG INDEX

Bei dem Tea Bag Index (TBI) handelt es sich um eine neue, standardisierte und kostengünstige Methode, um Dekompositionsraten sowie Stabilisationsfaktoren von Bodenstreu zu ermitteln (KEUSKAMP et al., 2013). Um die Methode umzusetzen, werden kommerziell verfügbare Teebeutel, welche als standardisierte Testkits dienen, verwendet. Durch den unkomplizierten Versuchsaufbau und die weltweite Verfügbarkeit des Versuchsmaterials kann die Methode global angewendet werden und soll auf diese Weise in kurzer Zeit eine globale Datenbank generieren. Darin sollen Dekompositionsraten und Stabilisationsfaktoren aus allen Klimazonen und terrestrischen Ökosystemen enthalten sein.

Zur Ermittlung der Zersetzungsraten k und der Stabilisationsfaktoren S werden zwei spezifische Sorten Tee – Grüntee und Rooibostee – eines bestimmten Herstellers genutzt, welche unterschiedliche Zersetzungsstabilitäten aufweisen. Die Zersetzung von organischem Material und deren Geschwindigkeit ist von dessen Zusammensetzung abhängig. Je höher die Anteile an Stickstoff und Phosphor, desto schneller läuft der Zersetzungsprozess ab (AERTS, 1997), während hohe Ligninanteile den Abbau erschweren und damit den Abbauprozess verlangsamen (KADEREIT et al., 2014).

3.1.1 CHEMISCHE ANALYSE

Die chemische Analyse der Teebeutel wurde von KEUSKAMP et al. im Jahr 2013 durchgeführt. Es wurde festgestellt, dass die Inhaltsstoffe der Lipton-Teebeutel weltweit nahezu identisch sind.

Daher können die Ergebnisse der durchgeführten Analysen aus verschiedenen Produktionschargen für diesen Versuch mit Lipton-Teebeuteln übernommen werden. Der Inhalt der Lipton-Teebeutel Grüntee besteht nach KEUSKAMP et al. (2013) zu 89 % aus Grüntee und der Inhalt der Rooibosteebeutel aus 93 % Rooibos. Beide Teesorten wurden mit natürlichen Aromen versetzt (KEUSKAMP et al., 2013). Um genauere Informationen über die Inhaltsstoffe des Tees zu ermitteln, wurde von KEUSKAMP et al. (2013) eine chemische Analyse von vier verschiedenen Produktionseinheiten des Grün- und Rooibostees durchgeführt. Dabei wurde ein sequentielles Extraktionsverfahren nach RYAN et al. (1990) angewandt und vier verschiedene Fraktionen extrahiert: unpolares Extrakt, wie beispielsweise Fette und Wachse, wasserlösliche Anteile, wie Phenole und Einfachzucker, essiglösliche Fraktionen, wie Zellulose, und essigunlösliche Fraktionen, wie Lignin.

Die hydrolysierbare Fraktion *H* gilt als Summe der unpolaren, wasserlöslichen und essiglöslichen Fraktion und kann als instabiler Anteil des Tees gesehen werden, welcher generell schnell zersetzt werden kann. Der restliche Anteil des Tees, der essigunlösliche Teil, stellt die stabile Fraktion dar, welche schwer zu zersetzen ist (KEUSKAMP et al., 2013).

3.1.2 VORGEHEN IM FELD

Die Ermittlung der Dekompositionsraten wurde nach der von KEUSKAMP et al. (2013) publizierten Methode durchgeführt, welche eine genaue Beschreibung der Vorgehensweise stellt. Zusätzlich wurde das Protokoll der TreeDivNet-Initiative, einem globalen Netzwerk für Diversitätsexperimente (TREEDIVNET, 2017), herangezogen.

Es wurden kommerziell verfügbare, tetraederförmige Teebeutel der Marke Lipton von Unilever verwendet – Grüntee (EAN 87 22700 05552 5) und Rooibostee (EAN 87 22700 18843 8) (siehe Abbildung 8). Diese Teesorten sind weltweit verfügbar und stellen daher nahezu identisches Ausgangsmaterial für alle Dekompositionsexperimente dieser Art, wodurch die Vergleichbarkeit der Experimente ermöglicht wird (siehe Kapitel 4.1.1, S. 34 ff). Die Teebeutel haben eine Kantenlänge von 5 cm und verfügen über eine Maschenweite von 0,25 mm. Dies bedeutet, dass Mikroorganismen sowie Teile der Mesofauna Zugang zum Tee haben, während Lebewesen der Makro- und Megafauna, welche einen größeren Körperdurchmesser als 0,25 mm aufweisen, exkludiert werden (KEUSKAMP et al., 2013).



Abbildung 8 Verwendete Teebeutel: Rooibostee (links) und Grüntee (rechts) (KEUSKAMP et al., 2013)

Die Teebeutel wurden bei 70 °C für 48 Stunden im Trockenschrank getrocknet. Dies geschah, um zu gewährleisten, dass den Teebeuteln die Feuchtigkeit entzogen wird, welche sie u. a. durch die Luftfeuchtigkeit aufgenommen haben könnten. Anschließend wurde das Trockengewicht der Teebeutel auf drei Dezimalen genau mit einer Waage (Mettler Toledo PB 303-L) ermittelt und jeder Teebeutel mit einem eindeutigen Identifizierungscode versehen. Danach erfolgte das Vergraben der Teebeutel in der Humusschicht in 3 bis 6 cm Tiefe auf den Versuchsflächen des BEF-China-Projekts. Ein Teebeutel mit Grüntee und ein Teebeutel mit Rooibostee wurden stets mit einem Abstand von 10 cm nebeneinander vergraben und werden im Folgenden als ein Replikat bezeichnet.

Das Versuchsdesign wurde in zwei verschiedenen Varianten aufgestellt. Es gibt das Versuchsdesign der TreeDivNet-Initiative sowie einen zweiten Versuchsansatz, welcher selbst zusammengestellt wurde und im Folgenden als Master-Experiment bezeichnet wird.

3.1.2.1 VERSUCHSDESIGN DER TREETDIVNET-INITIATIVE

Als Teil der TreeDivNet-Initiative sollen die in den Subtropen Chinas gewonnenen Daten mit in anderen Projekten ermittelten Daten vereint werden. Das Projekt wurde 2016 in 23 Untersuchungsgebieten in vier verschiedenen Klimazonen durchgeführt (TREETDIVNET, 2017). Neben den Tropischen und Subtropischen Klimazonen wurden Mediterrane Gebiete, die Gemäßigte Zone und die Boreale Zone beprobt (siehe Abbildung 9).

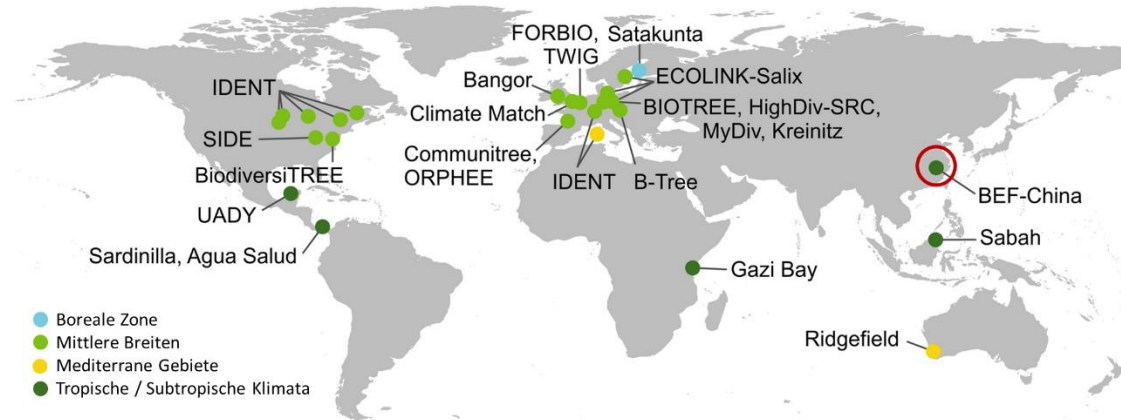


Abbildung 9 Lage der TreeDivNet-Projekte weltweit (verändert nach TREEDivNET (2017))

Dem Protokoll der TreeDivNet-Initiative folgend wurden 144 Teebeutel mit Grüntee sowie 144 Teebeutel mit Rooibostee auf zehn Plots auf Site A eingegraben. Die ausgewählten Plots verfügen über verschiedene Biodiversitätsstufen. Es sind Monokulturen mit einer Art vorhanden sowie 8-Arten-Plots und 24-Arten-Plots. Die Teebeutel wurden um sogenannte focal species herum vergraben. Dabei handelt es sich um die immergrünen Arten *Castanopsis eyrei*, *Schima superba* und *Koelreuteria bipinnata* (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1 Biodiversitätsstufen der Plots für das TreeDivNet-Versuchsdesign

Focal species:	1-Arten-Plot	8-Arten-Plot	24-Arten-Plot
<i>Castanopsis eyrei</i>	L10 N29	P27 T15	N9 R18
<i>Schima superba</i>	T18 K19	P27 T15	N9 R18
<i>Koelreuteria bipinnata</i>	Q13 G24	P27 T15	N9 R18

Auf den Plots wurden zwei Bäume der gleichen focal species mit etwa 5 m Abstand ausgewählt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Bäume nicht am Rand eines Plots wachsen und dass alle direkt benachbarten Bäume am Leben waren und somit keine Lücken im Baumbestand existierten. Um die ausgewählten Bäume wurden jeweils vier Teebeutelreplikate – insgesamt vier Teebeutel mit Gün Tee sowie vier Teebeutel mit Rooibostee – vergraben. Alle Teebeutel wurden im hangabwärtsgelegenen Bereich der Bäume alternierend mit ca. 10 cm Abstand voneinander und ca. 30 cm Abstand von dem Baum so vergraben, dass sich die Fäden der Teebeutel sowie die Label mit dem Identifizierungscode an der Oberfläche befinden (Abbildung 10 und 11). Zusätzlich wurden die Teebeutel von links nach rechts in aufsteigender Seriennummer platziert, um bei fehlenden oder verwitterten Labeln die verlorenen Seriennummern aufgrund der benachbarten Teebeutel beim Ausgraben rekonstruieren zu können. Abschließend wurde der Bereich, in welchem die Teebeutel vergraben wurden, mit einem roten Band markiert und die Position

der focal species auf dem Plot notiert, um die Teebeutel beim Ausgraben leicht wieder auffinden zu können. Nach ca. 90 Tagen wurden jeweils ein Teebeutel mit Grüntee und ein Teebeutel mit Rooibostee pro Baum der focal species vorsichtig wieder ausgegraben. Die verbleibenden drei Replikate werden nacheinander nach einem Zeitraum von insgesamt jeweils 12, 24 bzw. 36 Monaten wieder ausgegraben. Die Ergebnisse dieser Arbeit beinhalten die Werte der Dekomposition der Teebeutel nach 90 Tagen.

Nachdem die Teebeutel ausgegraben wurden, wurde die Erde an der Außenseite der Teebeutel entfernt und die Teebeutel wurden bei 70°C für 48 Stunden im Trockenschrank getrocknet. Anschließend wurde das verbliebene Substrat mit dem Teebeutel gewogen. Hierzu wurden die Reste des Labels entfernt. Dies ist nötig, da die Label nach den drei Monaten im Untersuchungsgebiet unterschiedlich verwittert sein können und der Unterschied des Gewichts der Labels nicht als vermeintliche Dekomposition mit eingerechnet werden soll. Es wurde daher ein Anfangsgewicht von $0,0992 \pm 0,0001$ g ($n=20$) der Labels ermittelt. Dieses Gewicht wird bei der Berechnung der Teemasse vor der Inkubationszeit im Boden abgezogen.

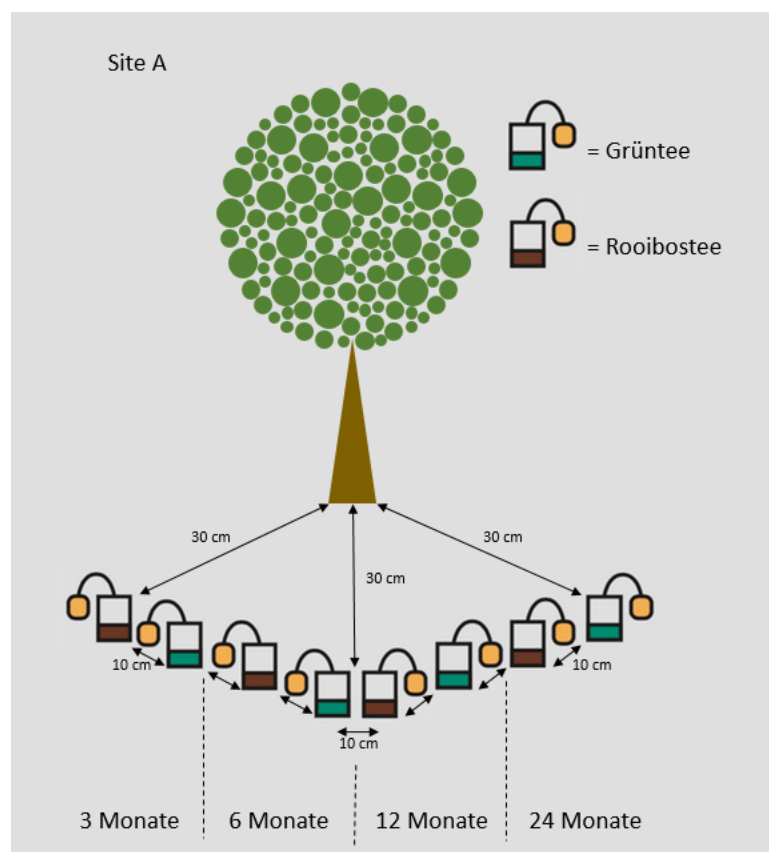


Abbildung 10 Schematische Veranschaulichung der Lage der Teebeutel (TreeDivNet)



Abbildung 11 Vergrabene Teebeutel: Faden und Label sind an der Oberfläche sichtbar

3.1.2.2 MASTER-EXPERIMENT

Zusätzlich zu der Vorgehensweise der TreeDivNet-Initiative wurde ein eigenes Konzept zur Ermittlung von Dekompositionsraten mit Hilfe von Teebeuteln erstellt, das im Folgenden als Master-Experiment bezeichnet wird. Ziel ist es, verschiedene Einflussvariablen auf die Dekomposition zu evaluieren. Zentrale Parameter sind hierbei die verschiedenen Biodiversitätsstufen. Außerdem werden weitere Variablen, wie beispielsweise der pH-Wert des Bodens, der N- und der TOC-Gehalt sowie topographische Parameter, auf deren Einfluss auf die Dekomposition untersucht. Die Laubstreu wird durch Grüntee und Rooibostee repräsentiert. Des Weiteren sollen innerhalb eines Plots kleinräumige Unterschiede in den Standorten beprobt und ausgewertet werden.

Die Teebeutel wurden, wie bereits in Kapitel 3.1.2.1 (S. 23 ff) beschrieben, im Labor getrocknet, gewogen, beschriftet und anschließend in den Untersuchungsgebieten Site A und B in 3 bis 6 cm Tiefe in der Humusschicht vergraben. Für diese Vorgehensweise wurden 280 Teebeutel mit Grüntee sowie 280 Teebeutel mit Rooibostee benötigt; dies entspricht 280 Replikaten.

Auf Site B wurden bereits im April 2014 von dem Teilprojekt SP 10 140 Totholzstücke ausgelegt, welche aus *Pinus massoniana* und *Castanopsis eyrei* bestehen. Sie haben einen Durchmesser von ca. 20 cm und sind 50 cm lang (siehe Abbildung 12). Auf jedem der 35 beprobten Plots wurden jeweils zwei Totholzstücke der beiden Arten ausgelegt. Pro Plot wurden insgesamt vier Teebeutelreplikate eingegraben, zwei Replikate ca. 10 cm hangabwärts eines Totholzstückes – ein Replikat bei *Pinus massoniana*, ein Replikat bei *Castanopsis eyrei* – und zwei Replikate bei einem Baum unbestimmter Art. Dabei wurden Bäume, die ungefähr einen Meter links (mit Blickrichtung hangaufwärts) vom Totholzstück ausgewählt, welche auf demselben Höhenlevel wachsen.

Die Plots auf Site A weisen keine Totholzstücke auf, deshalb werden zwei Replikate mit einem maximalen Abstand zu den Bäumen ausgebracht, dies entspricht ca. 65 cm, und zwei Replikate um Bäume vergraben, welche einen Meter links (mit Blickrichtung hangaufwärts) von den anderen zwei Replikaten wachsen.

Folgende Angaben wurden dabei eingehalten (siehe Abbildung 13): der Abstand zwischen den Teebeuteln und den Bäumen beträgt ca. 30 cm, während der Abstand zwischen dem Totholz und den Teebeuteln ca. 10 cm beträgt. Des Weiteren wurde ein Abstand von ca. 10 cm zwischen den Teebeuteln eingehalten. Auf den Plots, auf denen keine Bäume wachsen, wurden die Teebeutel mittig vergraben. Die beprobten Plots auf Site A und B sowie die Anzahl der Baumarten auf den Plots kann Tabelle 2 entnommen werden.



Abbildung 12 Totholz auf Site B: *Pinus massoniana* (links), *Castanopsis eyrei* (rechts)

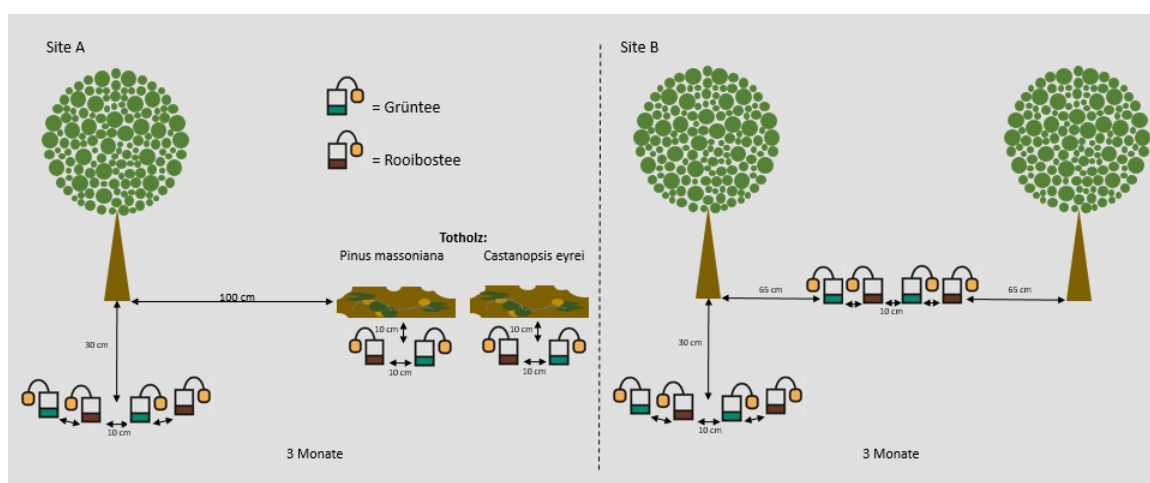


Abbildung 13 Versuchsaufbau des eigenen Versuchsdesigns auf Site A mit Totholz (links) und auf Site B ohne Totholz (rechts)

Tabelle 2 Übersicht über die Anzahl der Baumarten auf den Plots von Site A und B

Plots auf Site A	Anzahl der Baumarten	Plots auf Site A	Anzahl der Baumarten	Plots auf Site B	Anzahl der Baumarten	Plots auf Site B	Anzahl der Baumarten
C32	2	L22	16	D29	1	R3	4
E31	1	N8	4	F26	0	R29	1
E33	1	N9	24	G28	2	S18	4
E34	1	N11	1	I25	1	S22	16
F21	1	N13	1	J29	8	T8	24
F27	4	N17	1	M7	1	T10	0
G24	1	O22	1	M22	4	T13	1
G28	0	O27	1	M24	2	T29	1
H31	2	P19	4	M29	2	U16	1
I27	2	P23	2	N5	1	U27	2
I28	1	P26	2	N28	1	V15	2
J21	2	Q9	2	O27	2	V19	2
K19	1	Q21	2	O31	4	V23	2
L4	0	R14	1	Q17	8	V24	1
L10	1	S10	8	Q23	0	W10	1
L11	1	T15	8	Q27	1	W11	1
L20	0	W12/X12	4	Q29	1	X21	1

3.1.3 PARAMETER DES TEA BAG INDEX

Zersetzung wird als Gewichtsverlust pro Zeiteinheit gemessen (KEUSKAMP et al., 2013). Deshalb wird eine Annäherung an den Dekompositionsprozess mit einer exponentiellen Zersetzungs-kurve mit der Dekompositionskonstante k beschrieben. Diese Vorgehensweise setzt voraus, dass die Halbwertszeit der Streu konstant ist. Nach KEUSKAMP et al. (2013) besteht die Streu jedoch aus einer einfach zu zersetzenden Fraktion sowie aus einer sehr resistenten Fraktion, welche nur sehr langsam abgebaut werden kann. Folgt man dieser Überlegung, so ist k keine Konstante, da k mit der Zeit und einhergehend mit dem Abbau der leicht zu zersetzenden Fraktion a abnimmt (KEUSKAMP et al., 2013).

Um eine bessere Annäherung an den Zersetzungsprozess zu erlangen, wird die Biomasse deshalb in eine Gruppe von leicht zersetzbarem Material sowie in eine Gruppe schwer zersetzbarem Material geteilt. Demzufolge wird von KEUSKAMP et al. (2013) folgende Formel (2) angenommen:

$$W(t) = ae^{-k_1 t} + (1 - a)e^{-k_2 t} \quad (2)$$

Dabei ist $W(t)$ das Gewicht der Biomasse nach der Zeit t , a die instabile Fraktion, welche relativ leicht zersetzt werden kann, und $(1 - a)$ die stabile Fraktion. Im Exponent stehen die Dekompositionskonstanten k_1 für die instabile Fraktion und k_2 für die stabile Fraktion des Substrats sowie jeweils ein Minuszeichen, da es sich bei der Zersetzung um einen Massenverlust handelt. In der ersten Phase wird die instabile Fraktion zersetzt. Der Gewichtsverlust der Biomasse kann mit k_1 beschrieben werden. Sobald die instabile Fraktion zersetzt wurde, wird der Gewichtsverlust mit k_2 beschrieben. Dieser ist jedoch per Definition sehr gering und kann nur über lange Zeiträume gemessen werden, da die stabile Fraktion nur sehr schwer zersetzt werden kann.

Dementsprechend wird in dieser Annäherung angenommen, dass der Gewichtsverlust der stabilen Fraktion in der Zeit des Feldversuchs von drei Monaten Null und demzufolge $k_2 = 0$ ist. Aus dieser Schlussfolgerung heraus kürzt sich Gleichung (2) auf:

$$W(t) = ae^{-k_1 t} \quad (3)$$

Um k und a zu berechnen werden zwei Substratsorten mit unterschiedlichen Zersetzungsraten verwendet. Nach KEUSKAMP et al. (2013) ist die Zersetzungsrates von Rooibostee im Vergleich zu Grüntee langsamer. Daher findet die Zersetzung des Rooibostees weiter statt, während die Zersetzung der instabilen Fraktion des Grüntees bereits abgeschlossen ist. Diesem Sachverhalt ist es zu verdanken, dass man die zersetzbare Fraktion des Grüntees und die Zersetzungsrates k des Rooibostees zu einem Zeitpunkt berechnen kann.

Des Weiteren ist es notwendig die instabile Fraktion des Rooibostees a_r zu bestimmen. Dies geschieht indem die Beziehung zwischen der zersetzbaren Fraktion a , welche im Feld gemessen wurde, und der hydrolisierbaren Fraktion H , herangezogen wird. Die hydrolisierbare Fraktion H , welche im Labor von KEUSKAMP et al. (2013) ermittelt wurde, kann als instabiler Anteil des Tees gesehen werden. H_g beträgt demnach 0,842 g und H_r wurde auf 0,552 g bestimmt. a_r kann mit Hilfe der zersetzbaren Funktion des Grüntees a_g abgeschätzt werden, wenn man wie KEUSKAMP et al. (2013) annimmt, dass der Zusammenhang zwischen a und H von den Umweltbedingungen abhängt.

Nach PRESCOTT (2010) wandeln sich Teile der instabilen Fraktion während des Zersetzungsprozesses zu stabilen Bestandteilen. Dieser Vorgang, welcher von Umweltbedingungen abhängt, hat zur Folge, dass die Menge der tatsächlich zersetzten Fraktion a von der im Labor gemessenen hydrolisierbaren Fraktion H abweicht. Diese Abweichung wird von KEUSKAMP et al. (2013) als der hemmende Effekt von Umweltbedingungen auf die Dekomposition der labilen Fraktion interpretiert und als Stabilisationsfaktor S definiert:

$$S = 1 - \frac{a_g}{H_g} \quad (4)$$

Die zersetzbare Fraktion des Rooibostees a_r wird nach der folgenden Formel (5) in Abhängigkeit von der hydrolisierbaren Fraktion H_r , wie sie im Labor ermittelt wurde, berechnet:

$$a_r = H_r (1 - S) \quad (5)$$

Mit den ermittelten Werten für $W_r(t)$ und a_r , kann die Exponentialfunktion nach Gleichung (3) gelöst und die Dekompositionsrate k berechnet werden (siehe Gleichung (6)). Voraussetzung für die Annahme in Gleichung (4) ist, dass der Stabilisationsfaktor S sowohl für die instabile als auch für die stabile Fraktion des Rooibostees und des Grüntees aufgrund der selben vorherrschenden Umweltbedingungen gleich ist.

$$k = \ln \frac{a_r}{W_t - (1 - a_r)} \quad (6)$$

Für die Gleichungen (2) bis (6) gelten folgende Parameter:

a = instabile Fraktion des Tees

a_g = Vorhergesagte labile / instabile Fraktion des Grüntees

a_r = Vorhergesagte labile / instabile Fraktion des Rooibostees

H = Hydrolisierbare Fraktion

H_g = Hydrolisierbare Fraktion des Grüntees = 0,842 g (KEUSKAMP et al., 2013)

H_r = Hydrolisierbare Fraktion des Rooibostees = 0,552 g (KEUSKAMP et al., 2013)

k = Dekompositionsrate

S = Stabilisationsfaktor

t = Zeit in Tagen

$W(t)$ = Gewicht der Biomasse nach der Zeit t

3.1.4 KLIMADATEN

Um die Dekompositionsraten in Bezug zu den vorherrschenden Klimaverhältnissen zu setzen, werden neben dem Jahresgang der Temperatur und des Niederschlags auch die tägliche Temperatur sowie Daten zur Feuchtigkeit im Untersuchungsgebiet aufgezeichnet. Die übergeordneten klimatischen Daten wurden der Klimastation im ungefähr 20 km-entfernten Wuyuan entnommen (WORLDWEATHERONLINE.COM, 2017). Die Aufnahme der plotbasierten Daten erfolgte in den ersten zwei Monaten der Inkubationszeit der Teebeutel von Mitte August bis Mitte Oktober 2016 anhand von Datenloggern (HOBO U23 Pro v2), welche auf den beprobten Plots in 1 m Höhe über dem Boden installiert sind (SP 1, BEF-China).

3.2 DESTRUENTEN: MESO- UND MAKROFAUNA

Um die an der Zersetzung beteiligte Mesofauna und Makrofauna im Bereich der Teebeutel zu ermitteln, wurden $10 \times 10 \times 10$ cm (1.000 cm^3) große Bodenproben neben den Teebeuteln entnommen und vor Ort beprobt. Identifiziert werden sollten folgende Gruppen: Lumbricidae (Regenwürmer), Isoptera (Termiten), Diplopoda (Doppelfüßer), Isopoda (Asseln), Acari (Milben), Coleoptera (Käfer) und Collembola (Springschwänze). Hinzu sollte die Gruppe Sonstige kommen, in der alle anderen, nicht zuzuordnenden Kleinstlebewesen zusammengefasst werden sollten. Die zweifache Probenahme fand direkt neben den eingegrabenen Teebeuteln statt und wurde mit einem Stechzylinder mit den Maßen $10 \times 10 \times 10$ cm bewerkstelligt. Anschließend wurden die Bodenproben vor Ort im Untersuchungsgebiet in einer Plastiktüte nach Makroinvertebraten durchsucht und diese in 70 prozentigem Alkohol eingelegt. Die Bestimmung der Makrofauna bzw. die Einordnung in die entsprechenden Familien sollte vor Ort im Feldlabor vorgenommen werden.

3.3 BIODIVERSITÄT

Zu Beginn des Projekts 2009 wurden die Bäume der Flächen des Untersuchungsgebiete Site A und B geschlagen und anschließend mit über 400.000 Jungbäumen bepflanzt. Es wurden 42 einheimische Baumarten ausgewählt (Artenliste siehe Tabelle 10 im Anhang, S. 80) und auf den Plots, welche jeweils 400 Bäume umfassen, in bestimmter Zusammensetzung angepflanzt: Neben 1-Arten-Plots, welche eine Monokultur bilden, gibt es Plots mit 0, 2, 4, 8, 16 und 24 Arten. Auf 0-Arten-Plots werden keine Eingriffe in die Vegetation vorgenommen und stellen daher den Zustand einer freien Sukzession dar. Die Auswahl, auf welchen Plots wie viele Arten angepflanzt wurden, erfolgte zufällig. Die Bäume auf Site A wurden 2009 gepflanzt, die Pflanzen auf Site B im Jahr 2010.

3.4 TOPOGRAPHISCHE MERKMALE

Die Hangneigungen der Plots, auf denen Teebeutel vergraben wurden, wurden mit Hilfe eines Inklinometers festgestellt. Zur Ermittlung der Exposition wurde ein Kompass verwendet und die Höhenlage der Plots wurde mit einem GPS-Gerät (Garmin GPSMap® 60CSx) bestimmt.

Zusätzlich wurde topographische Parameter von SCHOLTEN et al. (2017) zur Verfügung gestellt. MCCA (Monte-Carlo flow accumulation) dient als Indikator für Wasserverfügbarkeit auf den Plots und wird als Summe der Pixel über jedem Pixel des digitalen Höhenmodells (DHM) ausgedrückt (BEHRENS et al., 2008; SCHOLTEN et al., 2017). Weiter wurde der TRI (terrain ruggedness index / topographic roughness index) verwendet. Der TRI ist ein Maß für die Höhendifferenz zwischen benachbarten Zellen eines digitalen Höhenmodells. Es wird der Unterschied der Höhenwerte zwischen einer zentralen Zelle zu den acht Zellen, die unmittelbar danebenliegen, berechnet. Um einen positiven Wert zu erlangen, werden alle acht Werte quadriert und anschließend gemittelt. Der TRI ist die Quadratwurzel des Mittelwerts (RILEY, 1999). Northness und Eastness repräsentieren die Abweichung von der Nord- bzw. Ostausrichtung der Plots. Es handelt sich dabei um eine lineare Transformation der Exposition. Northness und Eastness repräsentieren für Pflanzen wichtige, kleinräumige, klimatische Bedingungen. Die beiden Parameter ergänzen die Exposition in °, da diese Werte in ihrer Funktionalität und Aussage überlegen sind (ROBERTS, 1986).

3.5 PH-WERT, TOC UND N

Der pH-Wert ist gemäß der ÖNORM L 1083 (2006) als der negative dekadische Logarithmus der Aktivität der H_3O^+ -Ionen in der Bodenlösung definiert. Er ist ein Maß für die Acidität von Böden.

Der Wertebereich erstreckt sich von 0 bis 14. Werte im Bereich 6,5 bis 7,5 sind neutral, Werte $< 6,5$ sind sauer und Werte $> 7,5$ alkalisch.

Kohlenstoff kann im Boden in unterschiedlichen Bindungsformen vorliegen. Man unterscheidet zwischen anorganisch (TIC, total inorganic carbon) und organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC, total organic carbon). Der gesamte organische Kohlenstoff im Boden setzt sich aus dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC), dem ungelösten organischen Kohlenstoff (POC) und dem flüchtigen organischen Kohlenstoff (VOC) zusammen. Für die folgende Auswertung wird der TOC verwendet. Stickstoff zählt zu den Hauptnährelementen von Pflanzen und ist ebenfalls für Bodenorganismen essentiell (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010).

Zur Ermittlung der pH-Werte sowie der TOC- und N-Gehalte wurden Bodenproben auf den Plots genommen, luftgetrocknet, auf < 2 mm gesiebt und in einer Kugelmühle gemahlen. Die Proben wurden mit Hilfe des Elementaranalysators Vario EL III (Elementa®) analysiert. Der pH-Wert wurde in Kaliumchlorid (KCl) mit einem pH-Meter (WTW®) und einer SenTix® 81 Elektrode bestimmt. Dazu wurden 10 g Boden in 25 ml 1 molarer KCl gelöst.

3.6 STATISTISCHE AUSWERTUNG

Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Programm R Version 3.3.2 und Microsoft Excel 2016 Version 1609 durchgeführt. Neben den Standardfunktionen von R wurden zusätzlich die Pakete rpart (THERNEAU et al., 2010), party (HOTHORN et al., 2006) und caret (KUHN, 2008) installiert.

Die Daten wurden zunächst mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung geprüft. Sofern eine Normalverteilung der Daten vorlag, wurden in der weiteren Auswertung parametrische Tests angewendet. Da es sich jedoch größtenteils um nichtnormalverteilte Daten handelt, wurden hauptsächlich nichtparametrische Tests angewendet und jeweils entsprechend gekennzeichnet.

Die ermittelten Stabilisationsfaktoren S und die Dekompositionsraten k wurden separat von den Replikaten des TreeDivNet-Experiments und den Replikaten des Master-Experiments auf Site A sowie auf Site B ermittelt. Die Daten wurden mit dem Kruskal-Wallis-H-Test darauf getestet, ob die Stichproben derselben Grundgesamtheit entstammen (HEDDERICH & SACHS, 2012).

Zur Feststellung der Korrelationen zwischen der Dekomposition und den verschiedenen Einflussvariablen wurde der Rangkorrelationskoeffizient ρ nach Spearman berechnet. ρ setzt keine lineare Beziehung zwischen den Variablen voraus und ist robust gegenüber Ausreißern (HEDDERICH & SACHS, 2012).

Um die Relevanz der verschiedenen Parameter in Bezug auf die Dekomposition des Tees festzustellen, wurde das CART-Verfahren (Classification And Regression Tree) angewendet. Klassifikationsbäume oder auch Entscheidungsbäume geben Auskunft darüber, welchen Einfluss die Variablen in Bezug auf das Ergebnis haben. An oberer Stelle steht die wichtigste Variable in Bezug auf die Dekomposition. An den Knotenpunkten wird diejenige Einflussvariable gesucht, die die größte Aussagekraft in Bezug auf die Zielvariable (Dekomposition) gibt, und es erfolgt eine binäre Austeilung in zwei Gruppen. Folgt man den Ästen anhand der getroffenen Entscheidungen ($>$ oder $<$), kommt man an der Spitze der Äste zum Ergebnis der Dekomposition in % der ursprünglichen Teemasse nach der Inkubationszeit von 90 Tagen. Neben Klassifikationsbäumen, welche die Dekomposition des Grün- bzw. Rooibostees erklären, wurden Klassifikationsbäume erstellt, welche den Zustand der Teebeutelnetze (beschädigt oder intakt) beschreiben.

Klassifikationsbäume nach dem CART-Verfahren können jedoch unscharf sein, da die Parameter in Abhängigkeit von ihrer Kombination im Baum gerankt werden und somit die gegebene Konstellation der gesetzten Parameter die Teilmengen bestimmt, mit welchen die weiteren Parameter, aber auch derselbe Parameter erneut, getestet werden. Daher wurde zusätzlich ein multiples zufallsbasiertes Testverfahren angewendet. Mit CARET (Classification And Regression Training) wurden eine Vielzahl von Bäumen errechnet und die Effekte über die mittlere Position der Parameter ausgegeben (R-Paket: caret (KUHNN, 2008)).

Um Unterschiede in der Dekomposition verschiedener Standorte (vgl. Versuchsdesign des Master-Experiments, Kapitel 3.1.2.2, S. 26 ff) zu identifizieren, wurden die Dekompositionsdaten der zu vergleichenden Standorten bei Normalverteilung mit dem Zweistichproben-t-Test und bei nicht normalverteilten Daten mit dem zweiseitigen Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test verglichen (HEDDERICH & SACHS, 2012).

4 ERGEBNISSE

Anschließend werden die Ergebnisse der im vorigen Kapitel 3 (S. 21 ff) beschriebenen Methoden dargestellt. Dabei gestaltet sich der Aufbau dieses Kapitels wie im vorangegangenen. Zunächst werden die Ergebnisse der chemische Analyse des Grüntees und des Rooibostees nach KEUSKAMP et al. (2013) gezeigt. Anschließend wird eine Datensichtung vorgenommen, welche verwendbare von nicht verwendbaren Teebeuteln aufgrund von Beschädigungen trennt. Von den intakten Replikaten der Teebeutel werden die TBI-Parameter dargestellt und zusätzlich die Dekompositionen von allen intakten Teebeuteln des Grün- und Rooibostees gezeigt. Nachfolgend wird die Dekomposition der verschiedenen Standorte separat betrachtet. Es folgen die potentiellen Einflussparameter auf die Dekomposition. Diese werden in der anschließenden statistischen Auswertung der Dekomposition, mit Hilfe von Klassifikationsbäumen und der Berechnung der Rangkorrelationen nach Spearman, mit einbezogen.

4.1 TEEBEUTEL

4.1.1 CHEMISCHE ANALYSE

KEUSKAMP et al. (2013) führten eine chemische Analyse des Tees durch (siehe Tabelle 3). Die hydrolysierbare Fraktion H des Grüntees ($0,842 \pm 0,023 \text{ g g}^{-1}$) ist deutlich größer als jene des Rooibostees ($0,552 \pm 0,050 \text{ g g}^{-1}$). Diese Werte wurden zur Berechnung der Dekompositionsraten k und der Stabilisationsfaktoren S verwendet. Beim Kohlenstoffgehalt beider Teesorten können keine großen Unterschiede festgestellt werden. Die Werte liegen bei $49,055 \pm 0,109 \%$ für Grüntee und $50,511 \pm 0,286 \%$ für den Rooibostee. Die Stickstoffgehalte variieren hingegen stark. In Grüntee konnten $4,019 \pm 0,049 \%$ N nachgewiesen werden, was einem C:N-Verhältnis von $12,229 \pm 0,129$ entspricht. Im Rooibostee hingegen sind $1,185 \pm 0,048 \%$ N enthalten, das C:N-Verhältnis beläuft sich entsprechend der Auswertung auf $42,870 \pm 1,841$.

Beim Wiegen der leeren Teebeutel aus verschiedenen Produktionschargen wurde eine starke Konstanz des Gewichts festgestellt. Der Mittelwert liegt bei $0,246 \pm 0,001 \text{ g}$ für die Beutel des Grüntees und bei $0,245 \pm 0,001$ für die Teebeutel der Rooibostees (KEUSKAMP et al., 2013). Leere Teebeutel ($n = 20$) wurden auch vor der Durchführung dieses Experiments gewogen, der Mittelwert beträgt $0,245 \pm 0,001 \text{ g}$.

Tabelle 3 Ergebnisse der ANOVAS der Qualitätsparameter und des Gewichts von vier Proben Grün- bzw. Rooibostee aus verschiedenen Produktionschargen (n = 3), Sternchen stehen für verschiedene Signifikanzniveaus: *P<0,05; **P<0,01; *P<0,001 (KEUSKAMP et al., 2013)**

	Grüntee			Rooibostee		
	Mittelwert ±	F(3,8)	P	Mittelwert ±	F(3,8)	P
Unpolare, extrahierbare Fraktion (g g ⁻¹)	0,066 ± 0,003	5,062	0,030*	0,049 ± 0,013	12,950	0,002**
Wasserlösliche Fraktion (g g ⁻¹)	0,493 ± 0,021	0,975	0,451	0,215 ± 0,009	0,418	0,745
Essiglösbare Fraktion (g g ⁻¹)	0,283 ± 0,017	0,625	0,618	0,289 ± 0,040	2,149	0,172
Essigunlösbare Fraktion (g g ⁻¹)	0,156 ± 0,009	0,356	0,787	0,444 ± 0,040	1,166	0,381
Mineralische Fraktion (g g ⁻¹)	0,002 ± 0,0009	7,084	0,012*	0,004 ± 0,0006	3,158	0,086
Hydrolisierbare Fraktion H (g g ⁻¹)	0,842 ± 0,023	0,295	0,828	0,552 ± 0,050	1,189	0,374
Gesamtkohlenstoff C (%)	49,055 ± 0,109	0,243	0,864	50,511 ± 0,286	2,769	0,111
Gesamtstickstoff N (%)	4,019 ± 0,049	0,151	0,926	1,185 ± 0,048	0,727	0,564
C:N-Verhältnis	12,229 ± 0,129	0,145	0,930	42,870 ± 1,841	0,774	0,541
Gesamtgewicht Teebeutel (g)	2,019 ± 0,026	1,260	0,351	2,152 ± 0,013	0,848	0,506
Gewicht leere Teebeutel (g)	0,246 ± 0,001	2,058	0,184	0,245 ± 0,001	0,487	0,701

4.1.2 TEA BAG INDEX

Die Teebeutel wurden sowohl vor dem Eingraben als auch nach dem Ausgraben nach erfolgter Trocknung im Trockenschrank mit einer Waage auf drei Dezimalstellen genau gewogen. Zur Ermittlung der beiden zentralen Parameter des TBI – Dekompositionsrate k und Stabilisationsfaktor S – ist es notwendig, den Massenverlust des Tees während der Inkubationszeit im Boden von ca. 90 Tagen zu bestimmen. Aufgrund der unterschiedlichen Zersetzbarkeit der beiden Teesorten, welche auf die verschiedenen Inhaltsstoffe (u. a. C:N-Verhältnis, Lignin) zurückzuführen ist, ist es von entscheidender Wichtigkeit, sowohl die Daten des Massenverlustes des Grüntees als auch des dazugehörigen Rooibostees eines Replikats zu bestimmen. Fehlen die Daten des Grüntees, kann der Stabilisationsfaktor S nicht berechnet werden (siehe Gleichung (4), S. 30). Folglich kann die Dekompositionsrate k nach Gleichung (6) (siehe S. 30) nicht berechnet werden, da sich diese neben der zersetzten Fraktion des Rooibostees auch aus dem Stabilisationsfaktor S errechnet.

Zusätzlich wurde die Dekomposition der einzelnen Teebeutel in % berechnet, um ebenfalls die Daten aller intakter Teebeutel verwenden zu können und nicht nur jene der vollständigen Replikate.

4.1.2.1 BESCHÄDIGUNG DER TEEBEUTEL

Für die statistische Auswertung der gesammelten Daten wurde zunächst eine Datensichtung vorgenommen, bei welcher nicht verwendbare Daten bzw. nicht verwendbare Replikate aufgrund von Beschädigungen aussortiert wurden. Es konnte festgestellt werden, dass es einen beträchtlichen Datenverlust aufgrund beschädigter Teebeutel gab. Beim Versuchskonzept der

TreeDivNet-Initiative wurden insgesamt 144 Replikate im Boden vergraben mit der Absicht 36 Replikate nach ca. drei Monaten wieder auszugraben. Jeweils weitere 36 Replikate sollen nach einer Inkubationszeit im Boden von insgesamt 6, 12 und 24 Monaten wieder ausgegraben werden. Von den 72 Teebeuteln, welche im November 2016 ausgegraben wurden, waren drei Teebeutel mit Grüntee und 17 Teebeutel mit Rooibostee beschädigt. Von 36 Replikaten konnten 17 Replikate zur Auswertung verwendet werden. Dies entspricht 12 % der ursprünglich vergrabene bzw. 47,2 % der potentiell zu diesem Zeitpunkt möglichen Replikate.

Von jeweils 12 potentiellen Replikaten pro Biodiversitätsstufe waren sechs auf 1-Arten-Plots (50,0 %), drei auf 8-Arten-Plots (25,0 %) und acht auf 24-Arten-Plots (66,7 %) intakt (siehe Abbildung 14 und dazugehörig Tabelle 4).

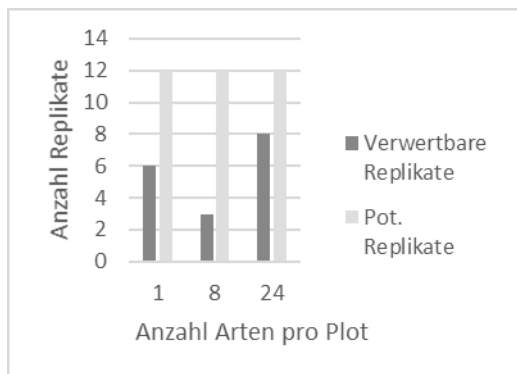


Tabelle 4 Potentielle und tatsächlich verwendbare Replikate auf Site A; tatsächliche Anzahl und Prozentsatz (TreeDivNet)

Anzahl Arten pro Plot	Pot. Replikate	Verwendbare Replikate	Verwendbare Replikate in %
1	12	6	50,0
8	12	3	25,0
24	12	8	66,7

Abbildung 14 Biodiversitätsstufe der verwendbaren Replikate (TreeDivNet)

Für die Durchführung des Master-Experiments wurden insgesamt 560 Teebeutel vergraben und ausnahmslos während der Geländearbeit im November 2016 wieder ausgegraben. Auf Site A konnten die Daten von 14 von 140 Teebeuteln Grüntee sowie 85 von 140 Teebeuteln Rooibostee aufgrund von Beschädigung nicht verwendet werden. Daraus ergeben sich von 140 möglichen Replikaten 55 intakte Replikate (39,3 %), welche für die Berechnung des TBIs verwendet werden können. Auf Site B waren von 140 Grüntee Teebeuteln 26 beschädigt und von 140 Teebeuteln Rooibostee 92 nicht verwendbar. Somit standen von 140 möglichen Replikaten 34 vollständige, verwendbare Replikate (24,3 %) zur Verfügung.

Die Verteilung der Biodiversitätsstufen der Plots in Zusammenhang mit den verwendbaren Replikaten ist in Abbildung 15 dargestellt und wird anhand Tabelle 5 erläutert. Jedoch fand zusätzlich auch eine Auswertung aller intakten Teebeutel (insgesamt 269 Grün- und 118 Rooibostee) statt, unabhängig davon, ob ein vollständiges Replikat vorhanden war.

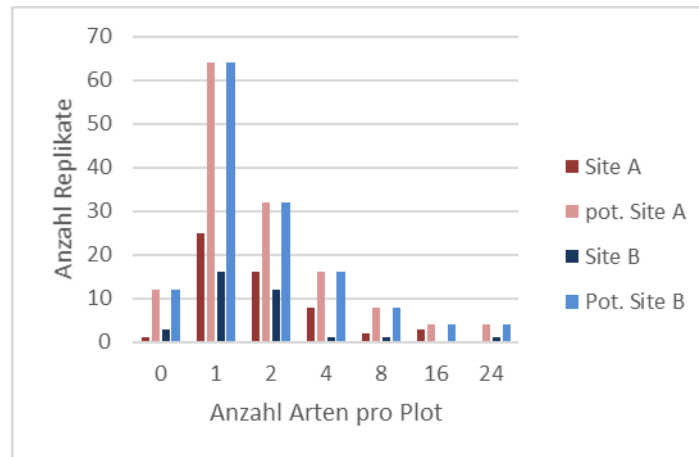


Abbildung 15 Biodiversitätsstufen der verwendbaren Replikate im Vergleich zu den potentiell verfügbaren Replikaten (Master-Experiment)

Tabelle 5 Potentielle und tatsächlich verwendbare Replikate auf Site A und B; tatsächliche Anzahl und Prozentsatz (Master-Experiment)

Anzahl Arten pro Plot	pot. Replikate Site A	Verwendbare Replikate Site A	Verwendbare Replikate Site A in %	pot. Replikate Site B	Verwendbare Replikate Site B	Verwendbare Replikate Site B in %
0	12	1	8,3	12	3	25,0
1	64	25	39,1	64	16	25,0
2	32	16	50,0	32	12	37,5
4	16	8	50,0	16	1	6,3
8	8	2	25,0	8	1	12,5
16	4	3	75,0	4	0	0,0
24	4	0	0,0	4	1	25,0
Gesamt:	140	55	39,3	140	34	24,3

4.1.2.2 STABILISATIONSFAKTOR S UND DEKOMPOSITIONSRATE K

Die Auswertung des Stabilisationsfaktors S und der Dekompositionsrate k wurden jeweils von den Replikaten des TreeDivNet-Experiments ($n = 17$) sowie von den Replikaten des Master-Experiments von Site A ($n = 55$) und Site B ($n = 34$) vorgenommen (siehe Abbildung 16 und 17).

Die S -Werte (siehe Abbildung 16) des TreeDivNet-Experiments (Median 0,07308), von Site A (Median 0,07769) sowie Site B (Median 0,09553) entstammen laut dem Kruskal-Wallis-H-Test nicht einer Grundgesamtheit. Die S -Werte des TreeDivNet-Experiments, welche auf Site A ermittelt wurden, und jene des Master-Experiments auf Site A gehören laut dem Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test einer Grundgesamtheit an. Die ermittelten Dekompositionswerte k (siehe Abbildung 17) der drei verschiedenen Gruppen entstammen einer Grundgesamtheit (Kruskal-Wallis-H-Test).

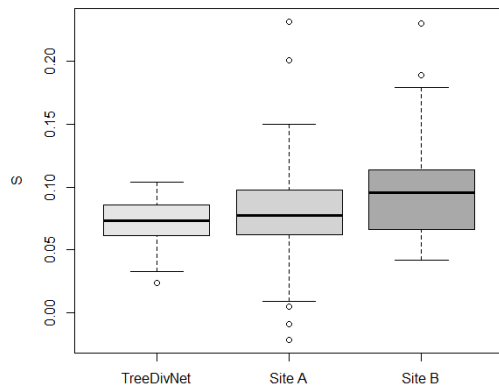


Abbildung 16 Stabilisationsfaktor S : TreeDivNet, Site A und Site B

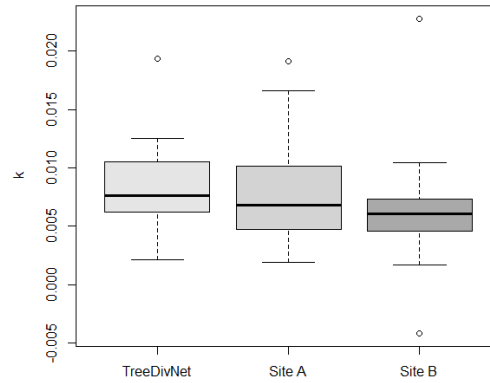


Abbildung 17 Dekompositionsrate k : TreeDivNet, Site A und Site B

4.1.2.3 DEKOMPOSITION GRÜN- UND ROOIBOSTEE

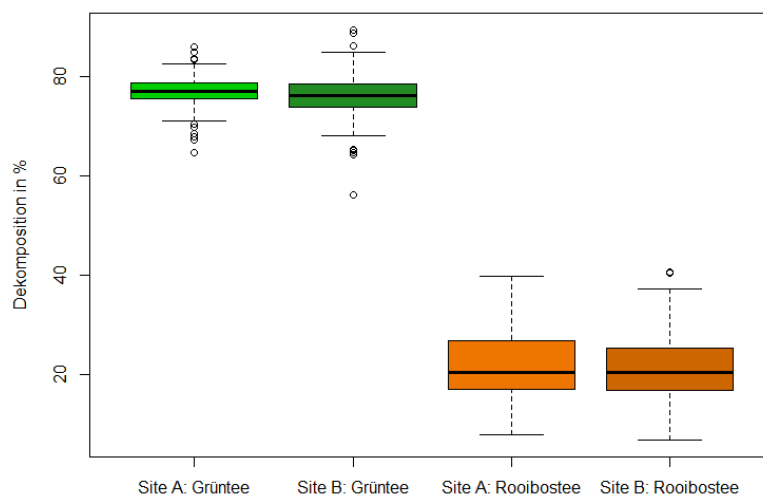
Beim Versuchsdesign der TreeDivNet-Initiative wurde neben den verschiedenen Biodiversitätsstufen auch jeweils eine der drei focal species *Castanopsis eyrei*, *Schima superba* und *Koelreuteria bipinnata* auf deren Effekt auf die Dekomposition betrachtet. Tabelle 6 zeigt die gemittelten Ergebnisse der jeweils vier potentiellen Teebeutel pro Biodiversitätsstufe und focal species. Aufgrund der Beschädigung durch Bodenorganismen sind Datenverluste v. a. bei Rooibostee vorhanden. Bei Monokulturen liefert die focal species *Koelreuteria bipinnata* sowohl bei Grün- als auch bei Rooibostee die höchste Zersetzung. Gefolgt von *Schima superba* und *Castanopsis eyrei* mit der niedrigsten Zersetzung. Bei 8-Arten-Plots ist die Reihenfolge anders. *S. superba* zeigt die höchste Dekomposition auf, gefolgt von *C. eyrei* und *K. bipinnata*. Für Rooibostee liegen weniger Daten vor, denen zu folge ist die Reihenfolge auf 8-Arten Plots gleich wie von Grüntee, wobei für *K. bipinnata* keine Daten vorhanden sind. Auf 24-Arten-Plots ist die Dekomposition von Rooibostee bei *C. eyrei* am höchsten, dicht gefolgt von *S. superba* und mit einigem Abstand *K. bipinnata*. Außerdem wurden die Dekompositionsergebnisse ohne Beachtung der Biodiversitätsstufe auf dem Plot, lediglich mit Bezug auf die focal species, ausgewertet und gemittelt. Bei Grün- und Rooibostee ist die Zersetzung bei *S. superba* am höchsten.

Tabelle 6 Dekomposition von Grün- und Rooibostee in %, nach Biodiversität und focal species sortiert (TreeDivNet)

Biodiversität in Arten pro Plot	Focal species	Dekomposition Grüntee in % der ursprünglichen Teemasse (Mittelwert)	Dekomposition Rooibostee in % der ursprünglichen Teemasse (Mittelwert)
1	<i>Castanopsis eyrei</i>	78,62 ± 1,70 (n = 4)	29,06 (n = 1)
	<i>Schima superba</i>	80,83 ± 1,74 (n = 4)	32,95 ± 2,04 (n = 4)
	<i>Koelreuteria bipinnata</i>	81,95 ± 1,71 (n = 4)	30,19 (n = 1)
8	<i>Castanopsis eyrei</i>	79,81 ± 1,31 (n = 3)	31,19 ± 0,84 (n = 2)
	<i>Schima superba</i>	80,14 ± 2,72 (n = 4)	40,01 (n = 1)
	<i>Koelreuteria bipinnata</i>	77,77 ± 1,57 (n = 4)	– (n = 0)
24	<i>Castanopsis eyrei</i>	80,83 ± 1,03 (n = 4)	35,73 ± 2,46 (n = 4)
	<i>Schima superba</i>	82,84 ± 1,35 (n = 3)	34,93 ± 4,06 (n = 2)
	<i>Koelreuteria bipinnata</i>	80,42 ± 0,76 (n = 3)	28,04 ± 9,01 (n = 3)
Alle	<i>Castanopsis eyrei</i>	79,78 ± 1,67 (n = 11)	35,47 ± 3,33 (n = 7)
	<i>Schima superba</i>	81,13 ± 2,34 (n = 11)	37,91 ± 3,59 (n = 7)
	<i>Koelreuteria bipinnata</i>	80,01 ± 2,31 (n = 11)	34,16 ± 9,17 (n = 4)

Um möglichst alle intakten Teebeutel und deren ermittelten Daten nutzen zu können, wurden neben den TBI-Parametern S und k auch die Dekomposition von allen intakten Teebeuteln des Grüntees und des Rooibostees ausgewertet (siehe Abbildung 18). Die Dekomposition wird in % der ursprünglichen Teemasse nach der Inkubationszeit im Boden angezeigt. Der Grüntee auf Site B weist im Vergleich zu Site A eine leicht stärkere Zersetzung auf (Median: Site B: 76,31 %, Site A: 77,06 %; Mittelwert: Site B: 75,77 %, Site A: 76,92 %). Rooibostee wurde in beiden Untersuchungsgebieten etwa gleich zersetzt (Median: Site A: 20,55 %, Site B 20,45%; Mittelwert: Site A: 22,01 %, Site B: 22,10 %).

Laut dem Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test entstammen die Werte für die Dekomposition von Grüntee auf Site A und jene auf Site B aus der gleichen Grundgesamtheit. Selbiges gilt auch für die Dekompositionswerte von Rooibostee.

**Abbildung 18 Dekomposition von Grün- und Rooibostee in % auf Site A und B**

4.1.2.4 STANDORTE

Das Versuchsdesign des Master-Experiments zielte neben der Ermittlung der zentralen TBI-Parameter und der separaten Betrachtung der Zersetzung von Grün- und Rooibostee auch auf den Vergleich von verschiedenen Standorten der Teebeutel innerhalb eines Plots ab. Auf Site A wurden jeweils zwei Replikate bei einem Baum vergraben sowie zwei weitere Replikate mit maximalem Abstand zwischen zwei Bäumen, welcher ca. 65 cm beträgt, und die Dekomposition ausgewertet (Siehe Abbildung 19). Die Mittelwerte der Dekomposition von Grüntee liegen für die Teebeutel bei den Bäumen ($n = 65$) bei 77,27 % (Median 77,42 %) und bei den Teebeuteln mit maximalem Abstand zu den Bäumen ($n = 61$) bei 76,55 % (Median 76,81 %). Die Werte für die Dekomposition des Rooibostees bei den Bäumen ($n = 24$) liegen für den Mittelwert bei 22,39 % (Median 20,673 %) und jene der Dekomposition mit maximalem Abstand zu den Bäumen ($n = 29$) bei 21,70 % für den Mittelwert (Median 20,31 %).

Anhand der t-Tests konnten keine Unterschiede in den Verteilungen der Dekomposition von Grüntee bei einem Baum und mit maximalem Abstand zu den Bäumen festgestellt werden. Selbiges gilt für die Dekomposition von Rooibostee.

Bei dem Baumstandort wurden drei Teebeutel des Grüntees und 45 Teebeutel des Rooibostees von jeweils insgesamt 70 Teebeuteln beschädigt. Bei dem Standort mit maximalen Abstand zu den Bäumen wurden acht Teebeutel des Grüntees und 40 Teebeutel des Rooibostees von jeweils insgesamt 70 Teebeuteln durch Bodenorganismen beschädigt.

Die 2014 ausgelegten Totholzstücke dienten auf Site B als zusätzliche Versuchskomponente. Innerhalb eines jeden beprobten Plots wurden jeweils zwei Teebeutelreplikate neben den Totholzstücken vergraben und zwei Replikate bei einem Baum (siehe Abbildung 20). Der Mittelwert der Dekomposition des Grüntees bei dem Totholz ($n = 58$) beträgt 76,85 % (Median 76,26 %) und für den Standort nahe bei einem Baum ($n = 56$) 75,69 % (Median 76,34 %). Für Rooibostee konnten folgende Werte ermittelt werden: Der Mittelwert bei Totholz beträgt 21,80 % ($n = 19$; Median 20,89 %) und der Mittelwert für die Teebeutel bei einem Baum ($n = 29$) beträgt 22,29 % (Median 19,76 %). Laut dem Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test entstammen die Werte der Dekomposition von Grüntee bei Totholz und jene bei einem Baum derselben Grundgesamtheit. Das Gleiche gilt für die Werte der Dekomposition von Rooibostee an den verschiedenen Standorten.

Die Beschädigung der Teebeutel war bei dem Totholzstandort des Rooibostees mit 51 beschädigten von insgesamt 70 Teebeuteln etwas höher als bei dem Baumstandort mit 41 beschädigten von insgesamt 70 Teebeuteln. Bei dem Grüntee konnte lediglich ein geringer Unterschied festgestellt werden. Bei dem Totholzstandort wurden 12 von insgesamt 70 Teebeutel beschädigt, während beim Baumstandort 14 von insgesamt 70 Teebeutel beschädigt wurden.

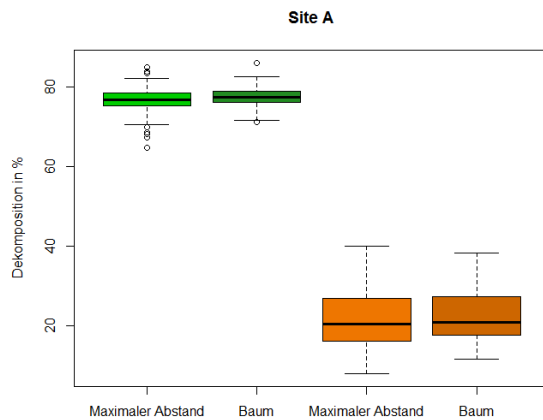


Abbildung 19 Dekomposition in % der Ausgangsmasse nach drei Monaten Inkubationszeit im Boden auf Site A; Standorte von Grün- (links) und Rooibostee (rechts) mit maximalem Abstand zu Bäumen und nahe bei einem Baum

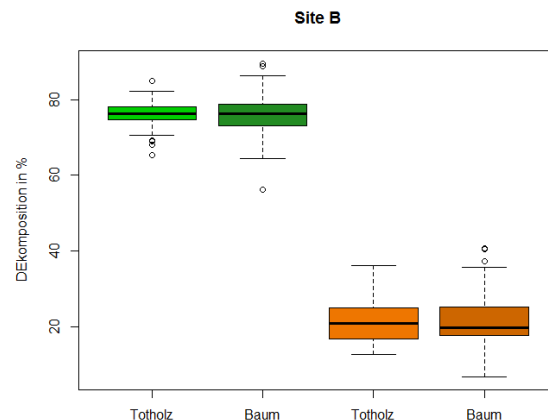


Abbildung 20 Dekomposition in % der Ausgangsmasse nach drei Monaten Inkubationszeit im Boden auf Site B; Standorte von Grün- (links) und Rooibostee (rechts) bei Totholz und nahe bei einem Baum

4.1.3 PLOTBASIERTE UND ÜBERGEORDNETE KLIMADATEN

Plotbasierte Klimadaten sind auf Site A für die ersten zwei Monate von Mitte August bis Mitte Oktober vorhanden. 50 % der Daten der durchschnittlichen Temperatur auf den beprobten Plots liegen im Bereich von 24,94 und 26,60 °C (Median 25,42 °C) (siehe Abbildung 21). Die maximale durchschnittliche Temperatur auf den beprobten Plots beträgt 27,43 °C und die minimale durchschnittliche Temperatur beträgt 24,35 °C. Zusätzlich wurde die Luftfeuchtigkeit auf den beprobten Plots aufgenommen (siehe Abbildung 22). Der Median liegt bei 80,20 % und 50 % der Werte liegen im Bereich von 77,29 bis 82,29 %. Die maximale gemessene durchschnittliche Luftfeuchtigkeit auf den Plots ist 87,29 % und der durchschnittliche minimale Wert liegt bei 73,90 %.

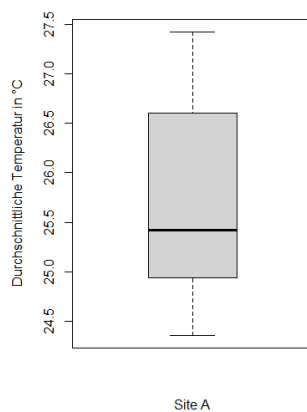


Abbildung 21 Temperatur (°C) auf den beprobten Plots Site A (Mitte August bis Mitte Oktober 2016)

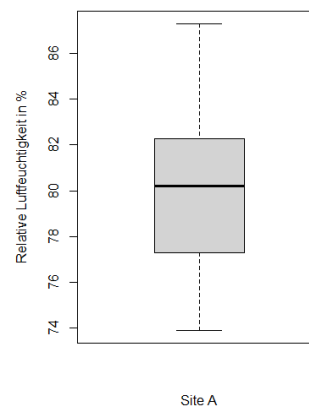


Abbildung 22 Rel. Luftfeuchtigkeit (°C) auf den beprobten Plots Site A (Mitte August bis Mitte Oktober 2016)

Um eine Übersicht über die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse in der Region im Jahr 2016 zu bekommen, wurden die Werte aus Wuyuan (siehe Abbildung 23) herangezogen (WORLDWEATHERONLINE.COM, 2017). Der relevante Zeitraum für die Inkubation der Teebeutel wurde rot markiert. Im August, zu Beginn des Teebeutel-experiments, wurde eine Durchschnittstemperatur von bis zu 34 °C erreicht. In den folgenden Monaten sank die durchschnittliche Temperatur stetig. Der gesamte Niederschlag des Jahres 2016 beträgt in Wuyuan 2.406 mm und liegt damit über dem langjährigen Jahresmittel von 1737 mm. Der Niederschlag lag im August 2016 bei 96 mm, im September bei 183 mm, im Oktober bei 82 mm und im November bei 102 mm (WORLDWEATHERONLINE.COM, 2017).

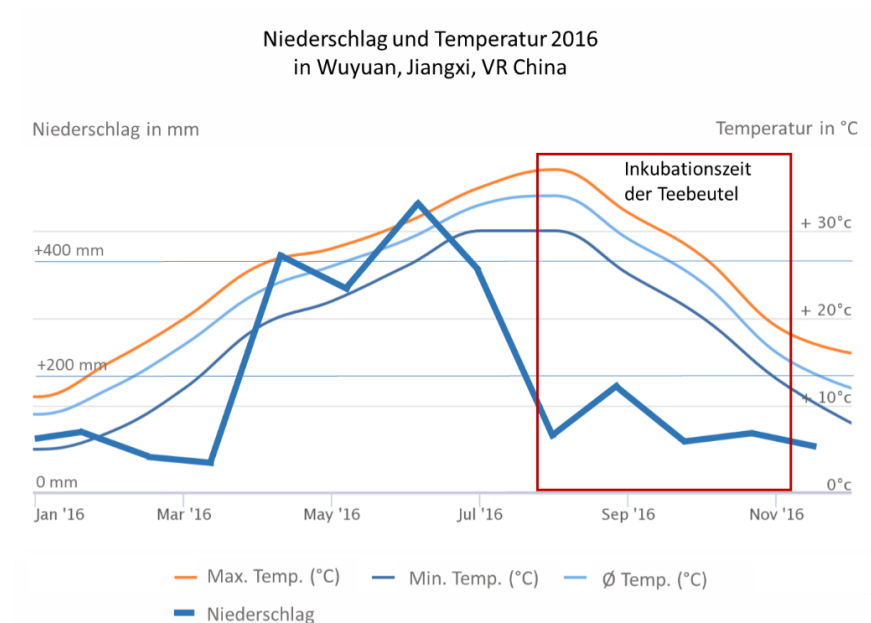


Abbildung 23 Niederschlag und Temperatur im Jahr 2016 in Wuyuan, Jiangxi, VR China (verändert auf der Datengrundlage von WORLDWEATHERONLINE.COM (2017))

4.2 DESTRUENTEN: MESO- UND MAKROFAUNA

Bei der Beprobung der Meso- und Makrofauna sollten folgende Gruppen identifiziert werden: Lumbricidae (Regenwürmer), Isoptera (Termiten), Diplopoda (Doppelfüßer), Isopoda (Asseln), Acari (Milben), Coleoptera (Käfer) und Collembola (Springschwänze).

Die Beprobung konnte jedoch keine Ergebnisse zur Abundanz der verschiedenen Gruppen der Makro- und Mesofauna liefern, da bei der Probenahme auf den Plots keine Bodenorganismen gefunden wurden.

4.3 BIODIVERSITÄT

Die Teebeutel-experimente fanden auf den sogenannten VIPs (Very Intensively Studied Plots) mit verschiedenen Biodiversitätsstufen statt. Die Biodiversitätsstufen der Bäume erstrecken sich

von Null Baumarten, dort sind nur Sträucher vorhanden, bis 24 Baumarten (siehe Tabelle 7 und Abbildung 47 und 48 im Anhang, S. 81 f).

Tabelle 7 Anzahl der Baumarten auf den Plots und ROPs

Biodiversitätsstufe / Baumarten pro Plot	0	1	2	4	8	16	24
Plots auf Site A	2	16	8	4	2	1	1
Plots auf Site B	2	16	8	4	2	1	1

4.4 TOPOGRAPHISCHE MERKMALE

Die Höhenlagen (siehe Abbildung 25 und 26) der beprobten Plots auf Site A (n = 35) erstrecken sich von 127,4 bis 227,6 m ü. NN und auf Site B (n = 35) von 115,5 bis 152,6 m ü. NN (siehe Abbildung 24). Die Plots auf Site A sind deutlich höher gelegen, was durch den höheren Median von 209,8 m ü. NN gegenüber 145,5 m ü. NN auf Site B deutlich wird. Der Mittelwert auf Site A liegt bei 200,0 m und auf Site B bei 145,0 m.

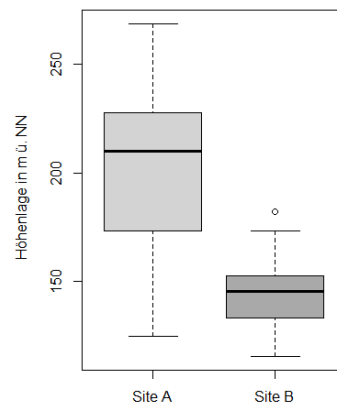


Abbildung 24 Verteilung der Höhenlagen der beprobten Plots auf Site A und B

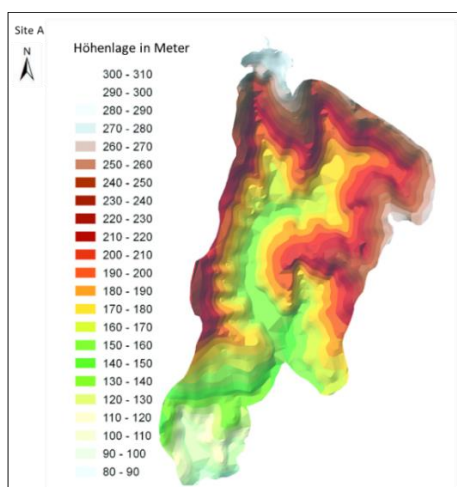


Abbildung 25 Topographische Karte Site A (verändert nach BRUELHEIDE (2010))

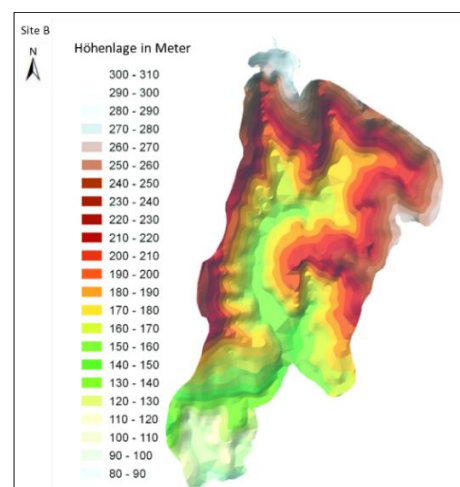


Abbildung 26 Topographische Karte Site B (verändert nach BRUELHEIDE (2010))

Während die Plots auf Site A ($n = 35$) hauptsächlich nach Süden (51,4 %) und Westen (40,0 %) und kaum nach Norden (5,7 %) und Osten (2,9 %) exponiert sind, sind die Plots auf Site B ($n = 35$) zu 40,0 % nach Osten ausgerichtet (siehe Abbildung 27). Die übrigen Plots sind zu ähnlichen Teilen nach Norden (22,9 %), Süden (20,0 %) und Westen (17,1 %) exponiert. In der weiteren Auswertung wird mit den Daten Northness und Eastness verfahren, die aus der Exposition errechnet wurden (SCHOLTEN et al., 2017).

Die Hangneigungen der Plots des Teebeutel-experiments sind auf Site A leicht geringer als auf Site B, die Mediane auf Site A und B liegen bei 26,49 ° respektive 28,87 ° (siehe Abbildung 28). Auf Site B liegen die Extremwerte der maximalen Hangneigung der beprobten Plots bei 43,21 °.

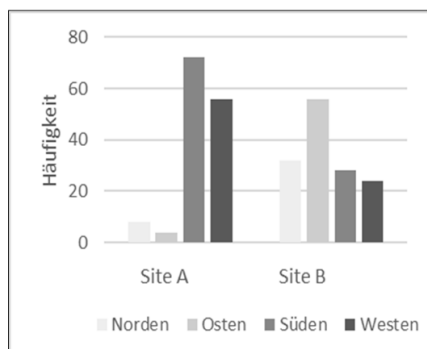


Abbildung 27 Expositionen der beprobten Plots auf Site A und B in den Kategorien N, O, S und W

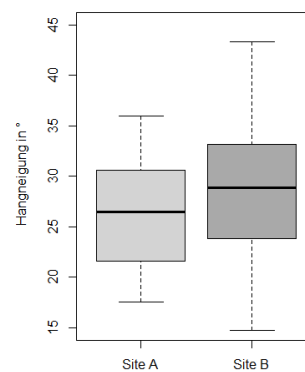


Abbildung 28 Hangneigungen der beprobten Plots auf Site A und B

Der topographische Parameter MCCA (Einheit $(-\log_{10}[\text{Sum Px}])$), welcher als Indikator für die Wasserverfügbarkeit auf den Plots dient, ist im Mittel auf Site A höher (Mittelwert 2,378) als auf Site B (Mittelwert 2,050). D. h. auf Site A ist die Wasserverfügbarkeit im Boden größer (siehe Abbildung 29).

Die TRI-Werte der beprobten Plots (siehe Abbildung 30) weisen auf Site B einen größeren Wertebereich auf, die Mediane sind jedoch beinahe identisch (Site A 2,617 m, Site B 2,629 m) und die Mittelwerte sind ähnlich (Site A 2,446 m, Site B 2,644 m).

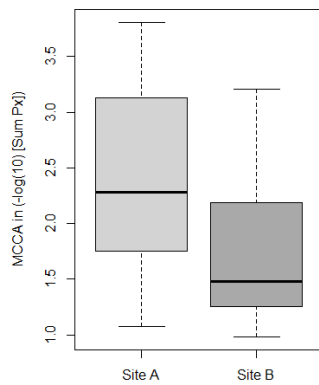


Abbildung 29 MCCA auf den beprobten Plots auf Site A und B

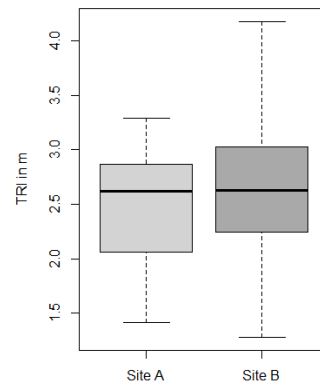


Abbildung 30 TRI auf den beprobten Plots auf Site A und B

4.5 PH-WERT, TOC UND N

Die pH-Werte wurden aus Bodenmischproben von den Plots im Labor ermittelt (siehe Abbildung 31). Die Werte liegen im sauren Bereich zwischen 3,49 und 4,12 auf Site A bzw. zwischen 3,23 und 3,87 auf Site B. Die Mediane der pH-Werte unterscheiden sich leicht; jener auf Site A liegt bei 3,80 (n = 35), während der pH-Wert auf Site B etwas niedriger bei 3,58 liegt (n = 34) und der Boden damit auf Site B tendenziell stärker sauer ist.

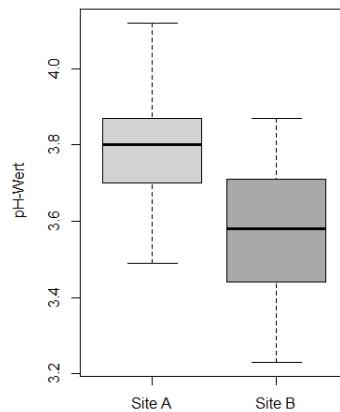


Abbildung 31 pH-Werte des Bodens der beprobten Plots auf Site A und B

Der Anteil des gesamten organischen Kohlenstoffs in den Bodenproben der beprobten Plots wurde im Labor ermittelt (siehe Abbildung 32). Die beprobten Plots auf Site A weisen einen leicht höheren TOC-Median (3,394 %) als Site B (2,778 %) auf. Der Wertebereich erstreckt sich von 2,184 bis 5,057 % auf Site A sowie von 0,610 bis 5,057 % auf Site B. Auf Site A ist demnach etwas mehr organischer Kohlenstoff im Boden enthalten.

In Abbildung 33 sind die Nitratwerte der Bodenproben der beprobten Plots ebenfalls in einem Box-Whisker-Plot dargestellt. Der Median liegt bei 0,238 % auf den beprobten Plots auf Site A bzw. bei 0,198 % auf Site B.

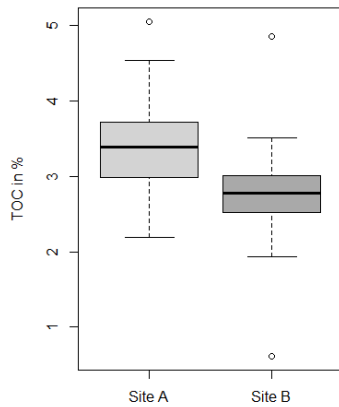


Abbildung 32 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) auf den beprobten Plots auf Site A und B

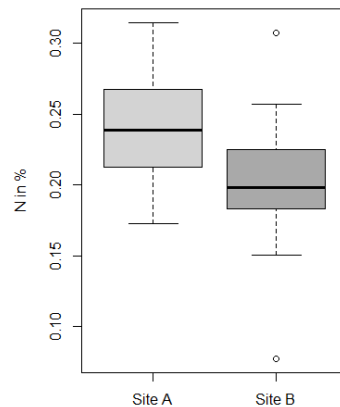


Abbildung 33 Stickstoff (N) auf den beprobten Plots auf Site A und B

4.6 KLASSIFIKATIONSBÄUME UND RANGKORRELATION

Um die Zusammenhänge und Strukturen zwischen den Einflussvariablen und der Zielvariable zu ermitteln, wurden Klassifikationsbäume nach dem CART-Verfahren aufgestellt. Diese wurden mittels des R-Pakets rpart (THERNEAU et al., 2010) erstellt. Die zugehörigen Einheiten der Variablen sowie deren Wertebereiche sind der beigefügten Tabelle 8 zu entnehmen. Niedrige Zersetzungswerte stehen links an den Ästen der Bäume und vergrößern sich nach rechts mit wenigen Ausnahmen kontinuierlich bis zum höchsten Wert. Die zur Verfügung stehenden Einflussvariablen sind Biodiversität, Stickstoff, TOC und pH-Wert des umgebenden Bodens, Hangneigung, Höhenlage, Eastness, Northness, MCCA und TRI.

Tabelle 8 Parameter der Klassifikationsbäume (siehe Abbildung 34, 35, 36 und 37) und dazugehöriger Wertebereich

	Einheit	Wertebereich
Biodiversität	Arten pro Plot	0 – 24
Eastness	–	-1 – 1
Hangneigung	°	14,75 – 43,31
Höhenlage	m ü. NN	115,5 – 268,6
MCCA	($-\log_{10}[\text{Sum Px}]$)	0,9822 – 3,8090
N	%	0,07721 – 0,31460
Northness	–	-1 – 1
pH	–	3,23 – 4,12
Relative Luftfeuchtigkeit (Site A)(Ø Mitte August bis Mitte Oktober)	%	73,90 – 87,29
Temperatur (Site A)(Ø Mitte August bis Mitte Oktober)	°C	24,35 – 27,43
TOC	%	0,6102 – 5,0570
TRI	m	0,003178 – 4,179000

Die wichtigste Einflussvariable ist sowohl bei Grüntee als auch bei Rooibostee der Gehalt an Stickstoff im umgebenden Boden. Folgt man dem Klassifikationsbaum der Dekomposition von Grüntee (siehe Abbildung 34), so spielt bei einem hohen N-Gehalt von $> 0,2087$ % an nächster Stelle Northness eine Rolle. Für eine Abweichung von $\leq 0,2279$ von der Nordausrichtung wird die höchste vorhandene Dekomposition von Grüntee (78,27 %) erreicht. Liegt Northness oberhalb des genannten Werts, so sind niedrigere Zersetzungswerte (74,96 %) bei einem pH-Wert $< 3,765$ vorhanden. Ist der pH-Wert größer als der genannte Grenzwert, so ist die Dekomposition höher (77,48 %).

Entscheidet man sich am ersten Knotenpunkt des Baumes für einen Stickstoffgehalt $\leq 0,2087$ % gelangt man zu niedrigeren Dekompositionswerten. Niedrigste Dekompositionswerte von Grüntee (73,44 %) werden bei einem niedrigen Stickstoffgehalt des umgebenden Bodens von weniger als 0,1802 %.

Eine statistisch sicherere Analyse bietet das CARET-Verfahren (KUH, 2008), wobei sehr viele Klassifikationsbäume errechnet werden. Dabei wurde für die Dekomposition von Grüntee ausschließlich Stickstoff als signifikante Einflussgröße erkannt. Dies deckt sich mit der ersten Variable des gezeigten Klassifikationsbaums (siehe Abbildung 34).

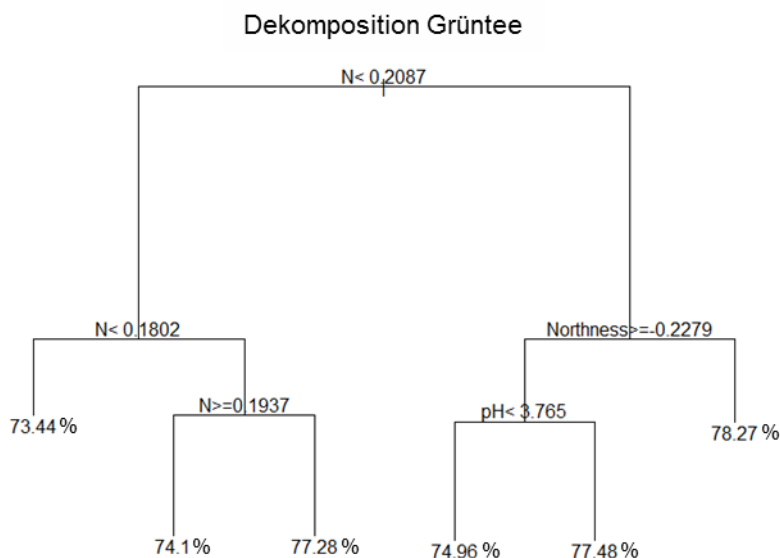


Abbildung 34 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Grüntee (in %); Einheiten und Wertebereiche der Einflussvariablen siehe Tabelle 8

Für die Dekomposition von Rooibostee ist laut dem Klassifikationsbaum (CART) (siehe Abbildung 35) der Stickstoffgehalt im umgebenden Boden die wichtigste Einflussvariable. Liegt der Stickstoffgehalt des umgebenden Bodens bei $< 0,1906$ %, so werden geringste Zersetzungswerte von 17,09 % erreicht. Folgt man dem Klassifikationsbaum am ersten Knotenpunkt auf die andere Seite mit N-Werten $> 0,1906$ %, so ist der TOC-Gehalt des Bodens, welcher von 0,6102 bis 5,0570 % variiert, entscheidend. TOC-Werte $\leq 3,0220$ % bewirken in Kombination mit Eastness-

Werten $\geq 0,1812$ mittlere Dekompositionen von 22,33 %, während kleinere Eastness-Werte in Kombination mit sehr hohen Stickstoffgehalten ($< 0,2168$ %) höchste Dekompositionen von 32,34 % hervorrufen.

Die wichtigsten und signifikanten Einflussvariablen auf die Dekomposition sind nach der CARET-Analyse die Exposition, Northness, TRI, MCCA und Stickstoff.

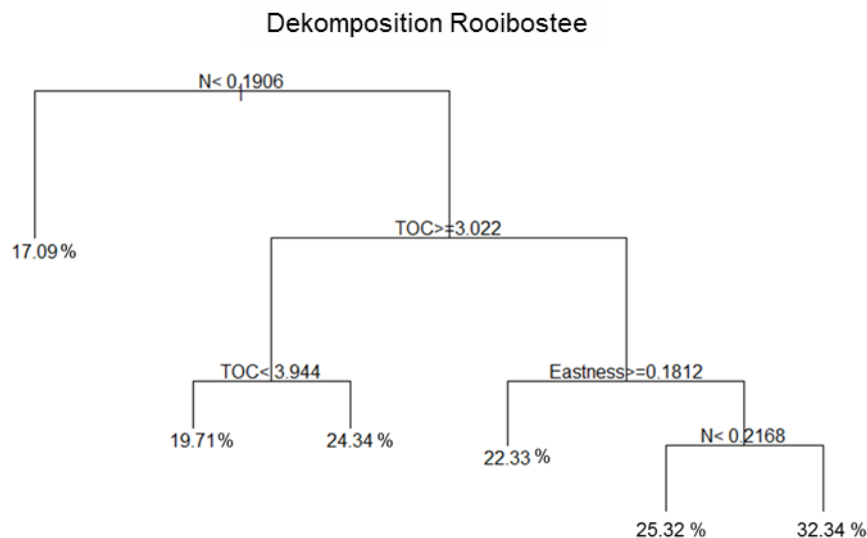


Abbildung 35 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Rooibostee (in %); Einheiten und Wertebereiche der Einflussgrößen siehe Tabelle 8

Da bei beim Ausgraben der Teebeutel festgestellt wurde, dass viele der Teebeutelnetze beschädigt waren, wurde eine Einteilung der Teebeutel in beschädigt und intakt vorgenommen. Die folgenden Klassifikationsbäume für die Zersetzung von Grüntee und Rooibostee (siehe Abbildung 36 und 37, Einheiten und Wertebereiche der Parameter siehe Tabelle 8) wurden mit Hilfe des R-Pakets party (HOTHORN et al., 2006) erstellt und sollen helfen herauszufinden, unter welchen Bedingungen die Teebeutelnetze beschädigt wurden.

Grüntee weist 240 intakte und 40 beschädigte Teebeutel auf. Die Beschädigung ist demnach gering (16,7 %) und tritt auf, wenn die Wasserverfügbarkeit (ausgedrückt als MCCA) leicht über dem minimalen Werte im Untersuchungsgebiet liegt, der TOC-Gehalt im Boden $< 2,447$ % ist und der Stickstoffgehalt $> 0,1876$ % beträgt.

Mit der CARET-Analyse wurde ein Ranking der wichtigsten Parameter in Bezug auf die Beschädigung der Teebeutel des Grüntees aufgestellt (siehe Abbildung 37). Demnach ist ebenfalls die Wasserverfügbarkeit auf den Plots die wichtigste Variable, gefolgt von pH-Wert, Stickstoff und der Hangneigung.

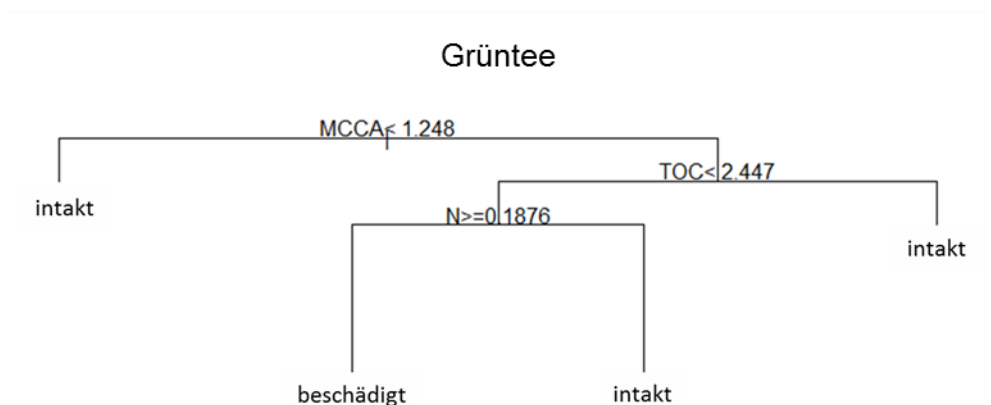


Abbildung 36 Klassifikationsbaum: Beschädigung der Teebeutel von Grüntee: beschädigte (n = 40) und intakte Teebeutelnetze (n = 240); Einheiten und Wertebereiche der Einflussgrößen siehe Tabelle 8

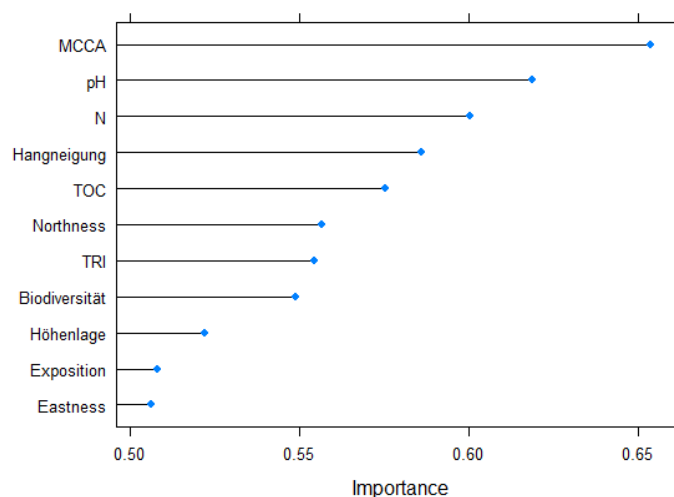


Abbildung 37 Wichtigkeit der Einflussvariablen in Bezug auf die Beschädigung der Teebeutel des Grüntees; Einheiten der Einflussgrößen siehe Tabelle 8

Bei Rooibostee waren 177 Teebeutel beschädigt und 103 intakt. Mehrheitlich intakte Teebeutel wurden nach der CART-Analyse angetroffen, wenn der TOC-Gehalt hoch ($> 2,606\%$) und der N-Gehalt niedrig ist ($\leq 0,2248\%$) (siehe Abbildung 38). Das statistisch sicherere CARET-Verfahren liefert ähnliche Ergebnisse (siehe Abbildung 39). Demnach ist der wichtigste Einflussparameter, welcher beeinflusst, ob die Teebeutel von Rooibostee beschädigt sind, der gesamte Kohlenstoff im Boden (TOC). Ebenso wichtig ist der vorherrschende pH-Wert, gefolgt von Northness und der Höhenlage.

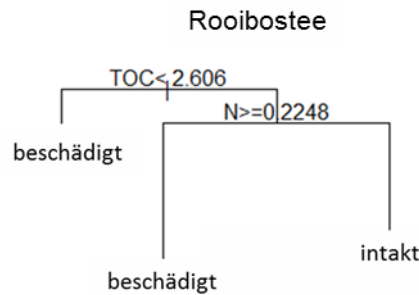


Abbildung 38 Klassifikationsbaum: Beschädigung der Teebeutel des Rooibostees; Einheiten und Wertebereiche der Einflussgrößen siehe Tabelle 8

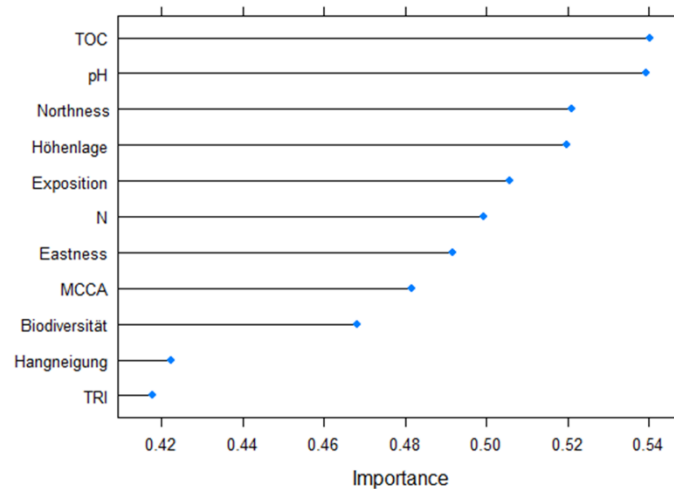


Abbildung 39 Wichtigkeit der Einflussvariablen in Bezug auf die Beschädigung der Teebeutel des Rooibostees; Einheiten der Einflussgrößen siehe Tabelle 8

Eine weitere Analyse, welche den Einfluss verschiedener Variablen auf die Dekomposition ermittelt sind die Korrelationskoeffizienten ρ nach Spearman. Die Dekompositionswerte des Grüntees sowie jene des Rooibostees wurden mit den Parametern Biodiversität, Eastness, Exposition, Hangneigung, Höhenlage, MCCA, N, Northness, pH-Wert, TOC und TRI korreliert (siehe Tabelle 9). N (***), Exposition (**), pH-Wert (**), Höhenlage (*) und TOC (*), weisen mit Grüntee signifikante Korrelationen auf. Die stärkste Korrelation liefert Stickstoff mit einem ρ -Wert von -0,2068. Ausschließlich die Temperatur der beprobten Plots zeigt mit der Dekomposition von Rooibostee eine signifikante positive Korrelation (ρ -Wert: -0,2721*).

Tabelle 9 Korrelationskoeffizienten ρ nach Spearman, Korrelation zwischen Dekomposition des Grün- und Rooibos-tees mit den verschiedenen Parametern

	Grüntee: ρ	Rooibostee: ρ
Biodiversität	0,0361 ^{NS}	0,0336 ^{NS}
Eastness	0,0510 ^{NS}	-0,1890 ^{NS}
Exposition	0,1643**	-0,0310 ^{NS}
Hangneigung	0,0533 ^{NS}	0,0640 ^{NS}
Höhenlage	0,1361*	-0,0951 ^{NS}
MCCA	0,1083 ^{NS}	0,1493 ^{NS}
N	0,2068***	0,1282 ^{NS}
Northness	-0,0016 ^{NS}	-0,1099 ^{NS}
pH	0,1772**	0,1595 ^{NS}
Relative Luftfeuchtigkeit ^{Site A}	-0,0075 ^{NS}	0,2721*
Temperatur ^{Site A}	0,0954 ^{NS}	-0,1460 ^{NS}
TOC	0,1426*	-0,0170 ^{NS}
TRI	0,1078 ^{NS}	-0,1437 ^{NS}
Signifikanzniveaus: *** 0,001, ** 0,01, * 0,05, NS nicht signifikant		
Site A: Daten nur für Site A vorhanden		

Da die Temperatur sowie die relative Luftfeuchtigkeit je nach Lage der Plots variieren können, wurden für Grün- und Rooibostee auf Site A jeweils ein Klassifikationsbaum (CART) mit nur diesen Variablen erstellt (siehe Abbildung 40 und 41). Für beide Teesorten ist die Temperatur der wichtigste Faktor und steht damit an oberer Stelle. Für Temperaturen $\leq 24,9^\circ\text{C}$ werden niedrige Dekompositionsraten bei beiden Teesorten erreicht. Höchste Dekompositionswerte werden für Temperaturen $> 24,9^\circ\text{C}$ und einer relativen Luftfeuchtigkeit von 79,48 % für Grüntee bzw. 81,00 % für Rooibostee erreicht.

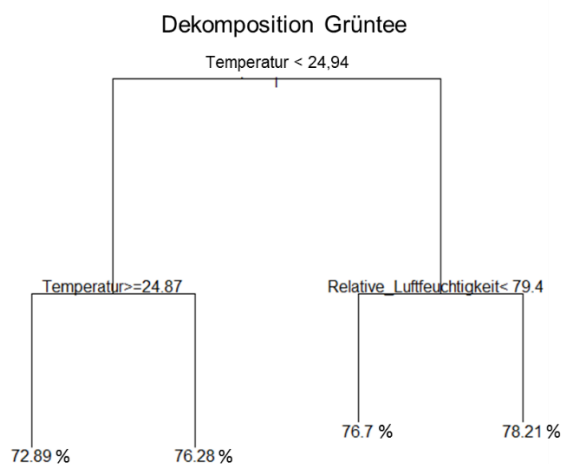


Abbildung 40 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Grüntee (in %) abhängig von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit (Site A)

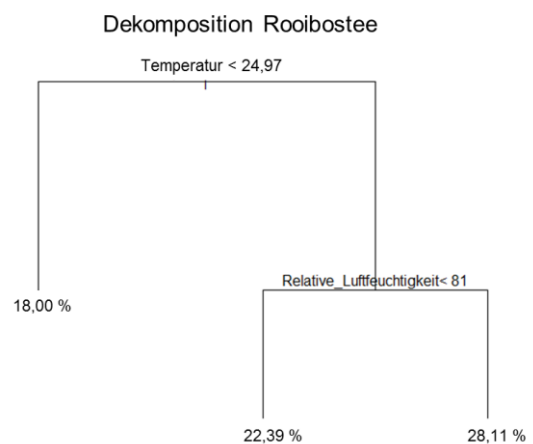


Abbildung 41 Klassifikationsbaum: Dekomposition von Rooibostee (in %) abhängig von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit (Site A)

5 DISKUSSION

Im Folgenden wurden die Auswertungen der vorliegenden Arbeit kritisch diskutiert und in Bezug zu dem aktuellen Stand der Forschung gestellt. Abschließend wurden relevante Überlegungen zur potentiellen Änderung der Dekomposition in Zusammenhang mit dem fortschreitenden Klimawandel und dem Biodiversitätsverlust angestellt. Außerdem wurde die angewandte Methode des Tea Bag Index kritisch beleuchtet.

5.1 DEKOMPOSITION UND TEA BAG INDEX

In dieser Arbeit wurden Dekompositionsraten in einem subtropischen Waldökosystem in China ermittelt, untersucht und soweit dies möglich war einerseits mit potentiellen Einflussvariablen korreliert. Andererseits fand ein Vergleich mit Dekompositionsraten weltweit in anderen Ökosystemen statt, um die Kohlenstoffausstöße global gesehen besser einordnen zu können. Mit dieser Arbeit wurden mit einer neuen Methode nach KEUSKAMP et al. (2013) Dekompositionsraten von Grün- und Rooibostee ermittelt. Diese sollen Aufschluss über die Umsetzungsgeschwindigkeiten von verschiedenen Streuqualitäten in den Immerfeuchten Subtropen geben.

Zunächst wurde ein Unterschied in den Zersetzungsgeschwindigkeiten der zwei verschiedenen Substrate festgestellt. Während nach einer Inkubationszeit von 90 Tagen im Boden durchschnittlich 76,37 % des Grüntees zersetzt waren, wurden nach derselben Zeit 22,05 % des Rooibostees zersetzt (siehe Abbildung 18). Dies ist auf die unterschiedlichen Inhaltsstoffe des Substrats und deren chemische Zusammensetzung – zusammengefasst als Streuqualität – zurückzuführen. Der Gehalt an Kohlenstoff und Stickstoff im Ausgangssubstrat spielt für die Zersetzung des Materials eine entscheidende Rolle und kann als grober Indikator für die Zersetzbarkeit von organischem Material verwendet werden (AERTS, 1997; SCHAEFER, 2012). Um die Dekomposition durchzuführen, benötigen Mikroorganismen Stickstoff, welcher in ihre Biomasse eingebaut wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010). Da gleichzeitig CO_2 freigesetzt wird, wird das C:N-Verhältnis im Laufe des Prozesses enger. Grüntee hat nach der Analyse von KEUSKAMP et al. (2013) einen Kohlenstoffgehalt von 49,0 % sowie einen Stickstoffgehalt von 4,0 %. Dies entspricht einem C:N-Verhältnis von 12,2. Rooibostee, welcher in den Dekompositionsversuchen deutlich langsamer zersetzt wurde, besteht zu 50,5 % aus Kohlenstoff und zu 1,2 % aus Stickstoff. Dies entspricht einem C:N-Verhältnis von 42,9 und ist damit etwa 3,5 mal höher als jenes von Grüntee.

Zu dem Unterschied im C:N-Verhältnis der beiden Teesorten kommt der unterschiedliche Anteil der essigunlöslichen Fraktion der verschiedenen Substrate. Die essigunlösliche Fraktion, welche nicht bzw. nur sehr schwer zersetzbar ist, beträgt bei Grüntee $0,16 \text{ g g}^{-1}$ und ist damit deutlich geringer als bei Rooibostee mit $0,44 \text{ g g}^{-1}$. Demgegenüber steht die hydrolysierbare Fraktion H .

Der höhere Anteil der hydrolysierbaren Fraktion H bei Grüntee (Tee $0,84 \text{ g g}^{-1}$) gegenüber Rooibostee ($0,55 \text{ g g}^{-1}$) gibt eine weitere Begründung ab, warum dieser von Mikroorganismen im Vergleich zu Rooibostee deutlich schneller zersetzt werden kann.

Die relativ verbleibende Masse von Grün- und Rooibostee ändert sich mit der Inkubationszeit im Boden und abhängig von der vorherrschenden Temperatur in verschiedenem Maße. Auswertungen nach 0, 4, 7, 14, 30, 68 und 130 Tagen bei Temperaturen von 15°C und 25°C wurden im Labor von KEUSKAMP et al. (2013) angestellt (siehe Abbildung 42). Zusätzlich sind die Werte der Dekomposition, welche im Freifeldversuch beim BEF China-Projekt nach 90 Tagen ermittelt wurden, eingetragen. Der Massenverlust durch Zersetzung von Grüntee stagnierte je nach vorherrschender Temperatur nach etwa 20 bis 40 Tagen bei den Laborversuchen. Bei 25°C ist die zersetzbare Fraktion bereits früher zersetzt worden als bei 15°C . Hier ist die Temperaturabhängigkeit der Dekomposition klar sichtbar. Der Freifeldversuch zeigt, dass nach 90 Tagen Inkubationszeit durchschnittlich ca. 76 % der Masse des Grünteess zersetzt wurde und dementsprechend noch 24 % bzw. $0,24 \text{ g pro g}$ Ausgangsmaterial vorhanden war. Die hydrolysierbare Fraktion H beträgt bei Grüntee ca. 84 % der Teemasse. D. h. es wurden im Feldversuch durchschnittlich ca. 76 % von potentiell zersetzbaren 84 % des Grünteess zersetzt. Die reale Zersetzung kommt somit der potentiellen Zersetzung sehr nahe. Dies gibt einen Hinweis auf einen niedrigen Stabilsationsfaktor und zeigt eine schnelle Dekomposition dieser Streuqualität.

Die Zersetzung des Rooibosteess geht langsamer vonstatten. Eine Stagnation der Zersetzung tritt erst allmählich gegen Ende des Laborversuchs nach 90 bis 130 Tagen ein. Der Feldversuch beim BEF-China-Projekt zeigte eine durchschnittliche Dekomposition von ca. 22 % des Rooibosteess nach 90 Tagen Inkubationszeit. Die hydrolysierbare Fraktion H des Rooibosteess wurde im Labor auf ca. 55 % bestimmt. Die Differenz zwischen potentiell zersetzbarer Fraktion des Rooibosteess und tatsächlich zersetzten Anteil (22 %) ist demnach deutlich größer als bei Grüntee. Dies weist auf eine langsame Zersetzung dieses Materials hin.

Des Weiteren fällt auf, dass die eingetragenen Werte für die relativ verbleibende Masse des Grün- und Rooibosteess im Feldversuch in Abbildung 42 nicht demselben Temperaturbereich entsprechen, wenn die Laborwert als Eichkurve für 15°C und 25°C Durchschnittstemperatur angenommen werden. Die durchschnittlichen Zersetzungswerte von Grüntee liegen unterhalb der 25°C -Linie, was auf eine noch höhere Durchschnittstemperatur hinweist, während jene des Rooibosteess auf der 15°C -Linie liegen.

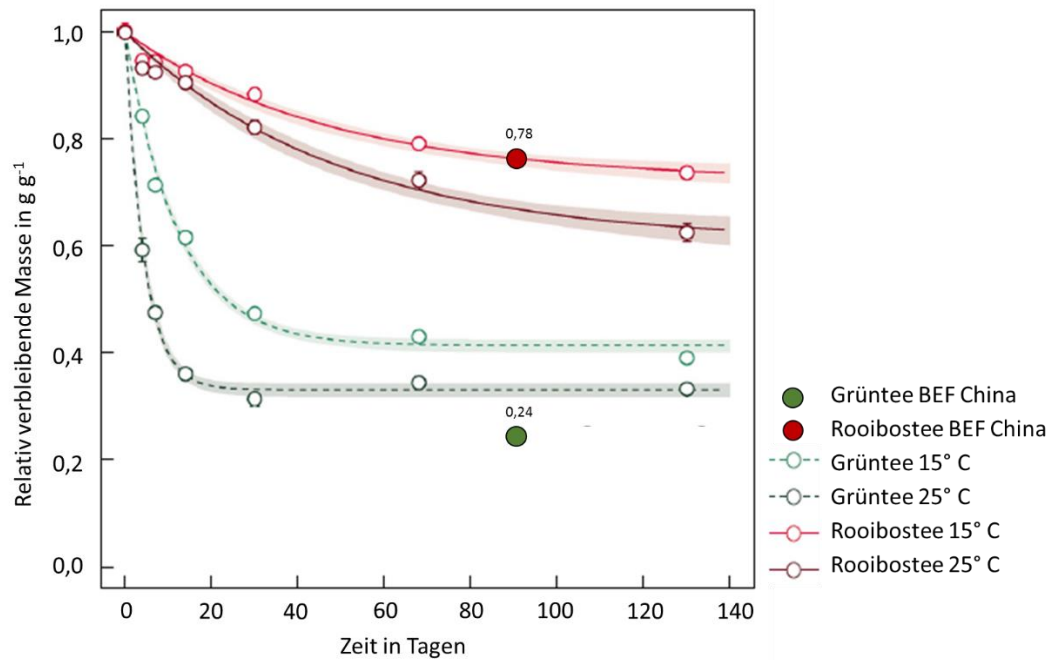


Abbildung 42 Relativ verbleibende Masse Grün- und Rooibostee nach verschiedenen Inkubationszeiten (0, 4, 7, 14, 30, 68, 130 Tagen) und bei verschiedenen Temperaturen (15°C, 25°C) im Labor sowie im Freilandversuch BEF China, Interpolation der Laborwerte nach Gleichung (3) (verändert nach KEUSKAMP et al. (2013))

Zur Auswertung wurden zusätzlich die Temperaturdaten der Klimastation in Wuyuan herangezogen. Die Daten können als übergeordnete regionale Daten auch auf das Untersuchungsgebiet bezogen werden. In den ersten 20 bis 40 Tagen der Inkubationszeit ist die Dekomposition der instabilen Fraktion des Grüntees bereits abgeschlossen. Zu dieser Zeit lag die durchschnittliche Temperatur im Untersuchungsgebiet bei über 28 °C (siehe Abbildung 23). Es ist damit von einer hohen bzw. schnellen Zersetzung aufgrund einer hohen mikrobiellen Aktivität auszugehen. Der angegeben Wert für die Dekomposition von Grüntee nach 90 Tagen unterscheidet sich demnach nicht wesentlich von der Dekomposition nach nur 30 Tagen im Boden (siehe Abbildung 42). Aus der Zersetzung von Grüntee wurde der Stabilisationsfaktor S berechnet. Rooibostee hingegen hat einen niedrigeren Anteil der hydrolysierbaren Fraktion H , was den Abbau des Tees verlangsamte. Um die maximale Zersetzung des Rooibostees zu erreichen, würde somit mehr Zeit unter denselben Temperaturbedingungen wie bei dem Grüntee benötigt werden. Jedoch fielen die Temperaturen im großräumigen Gebiet (vgl. Klimadiagramm 2016 von Wuyuan, Abbildung 23) ab September 2016 stetig ab. Demzufolge verändern sich die Zersetzungsbedingungen für den Rooibostees in der Inkubationszeit im Boden stark. Dies hat Auswirkungen auf die Zersetzung des Rooibostees und resultiert in einem langsameren Abbau der Streu. Obwohl die Temperaturbedingungen auch für den Grüntee gelten, hat dies keine Auswirkungen mehr auf die Zersetzung der instabilen Fraktion, weil diese zum Zeitpunkt der Temperaturminderung bereits zersetzt

war. Ebenfalls wird der Stabilisationsfaktor S durch die Änderungen der Temperaturbedingungen nicht beeinflusst.

Der Stabilisationsfaktor S ist abhängig von übergeordneten abiotischen Umweltfaktoren, wie Temperatur und Feuchtigkeitsverhältnisse, und ist somit auch für die Dekomposition von anderer Streu in diesem Gebiet und dementsprechend auch für Rooibostee gültig. Daraus resultierend kann die Dekompositionsrate k berechnet werden (siehe Abbildung 17). Die zentralen Parameter des Tea Bag Index S und k sind verglichen worden. Die genauen S - und k -Werte können Tabelle 11 (siehe Anhang, S. 83) entnommen werden. Es wurden keine signifikanten lokalen Unterschiede der Faktoren im Rahmen dieser Arbeit gefunden.

Im Vergleich zu den TBI-Parametern anderer Ökosysteme (siehe Abbildung 43) ist zu sehen, dass der Stabilisationsfaktor S im niedrigen Bereich liegt (Mittelwerte: TreeDivNet: 0,07; Master-Experiment Site A: 0,08; Site B: 0, 10). Aufgrund der klimatischen Eigenschaften der Immerfeuchten Subtropen (warmgemäßigt und humid), würde von einer relativ hohen Dekompositionsrate in diesem Gebiet ausgegangen werden (AERTS, 1997). Die Dekompositionsrate k liegt im globalen Vergleich jedoch eher im niedrigeren Bereich.

Es ist wahrscheinlich, dass die k -Werte in ihrer Aussagekraft limitiert sind. S gilt als Indikator für die Umweltbedingungen im Untersuchungsgebiet zum Zeitpunkt der Dekomposition von Grüntee und bezieht sich damit nur auf die ersten maximal 40 Tage im Untersuchungsgebiet, welche verhältnismäßig heiß waren. Danach ist die Temperatur stark gesunken, dies kann in S jedoch nicht berücksichtigt bzw. ausgedrückt werden. Wird S anschließend bei der Berechnung von k verwendet, impliziert S somit für den gesamten Inkubationszeitraum gleiche Umweltbedingungen wie in den ersten 40 Tagen des Experiments. Dies ist jedoch nicht richtig: Rooibostee unterliegt aufgrund der niedrigeren Temperaturen im Oktober und November 2016 einer geringeren Dekomposition und die Dekompositionsrate k ist demnach verzerrt. Es wird daher vermutet, dass k aufgrund dieser Umstände zu gering ausfällt.

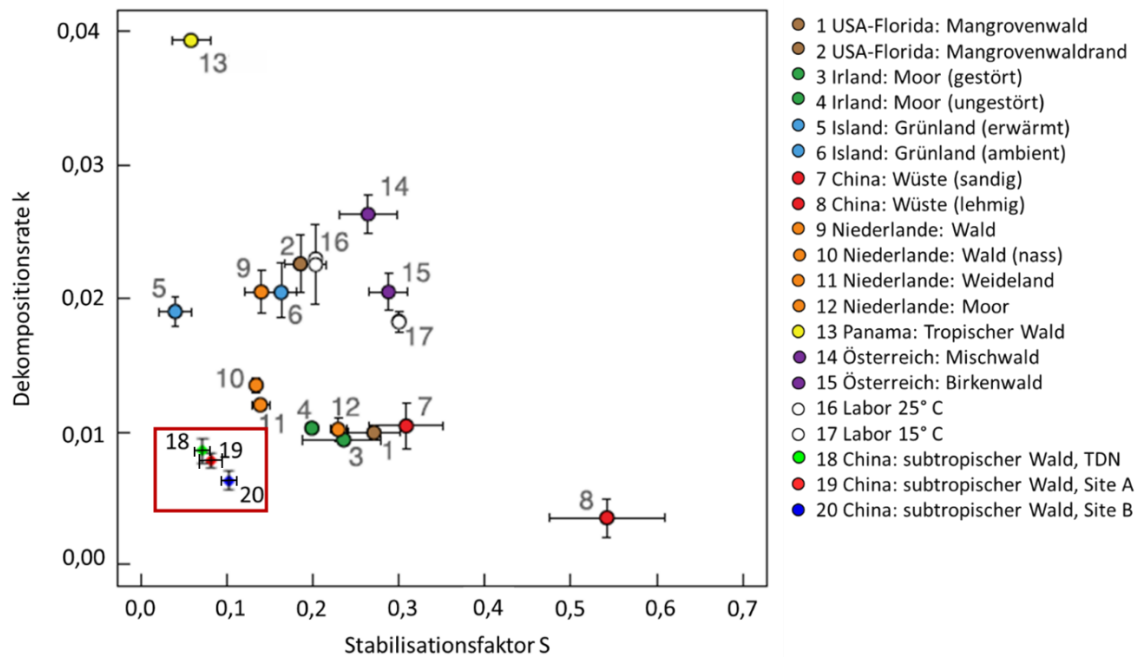


Abbildung 43 Dekompositionsraten k und Stabilisationsfaktoren S mit Standardabweichungen in verschiedenen Ökosystemen (verändert nach KEUSKAMP et al. (2013))

5.2 EINFLUSSFAKTOREN DER DEKOMPOSITION

Um das Zustandekommen der Dekompositionen von Grün- und Rooibostee zu erklären, wurden für beide Teesorten Klassifikationsbäume (CART) mit R erstellt (siehe Abbildung 34 und 35). Die wichtigsten Parameter wurden mit Hilfe der Erstellung einer Vielzahl von Bäumen (CARET) ermittelt.

Die Rangkorrelationskoeffizienten ρ nach Spearman zeigten für die beiden Teesorten mit den verschiedenen Einflussvariablen alle keine besonders starken Korrelationen. Dies hängt vermutlich mit den übergeordneten und deutlich stärkeren Einflüssen der Temperatur und der Feuchtigkeitsverhältnisse zusammen. Deren Einfluss konnte mittels Klassifikationsbäumen gezeigt werden (siehe Abbildung 40 und 41). Bei beiden Teesorten wurde die Dekomposition von hohen Durchschnittstemperaturen und einer hohen Luftfeuchtigkeit positiv beeinflusst.

Es wird angenommen, dass eine geringere Dekomposition auf weniger Bodenorganismen und deren geringere Aktivität zurückzuführen ist. Ein hoher N-Gehalt des Bodens begünstigt nach den Auswertungen der Klassifikationsbäume (CART und CARET) die Anwesenheit von Bodenorganismen. Betrachtet man die Rangkorrelationskoeffizienten ρ nach Spearman (siehe Tabelle 9), so stellt sich für Grüntee heraus, dass Stickstoff eine positive Korrelation mit der Dekomposition aufweist (p -Wert = 0,21). Dies bestätigt die Wichtigkeit diese Variable in Bezug auf die Dekomposition. Weitere signifikante Korrelationen wurden mit dem pH-Wert auf den Plots sowie der Exposition der Plots ermittelt. Da die p -Werte recht gering sind (0,18 bzw. 0,16), ist von einer

schwachen positiven Korrelation auszugehen. Dies gilt auch für die TOC-Gehalte auf den Plots (p -Wert 0,14). Das bedeutet, dass die Dekomposition von SOM bei hohen Stickstoff- und TOC-Gehalten sowie höheren pH-Werten begünstigt wird. Daraus lässt sich folgern, dass die Abundanz von Bodenorganismen durch diese Variablen positiv beeinflusst wird.

Ausschließlich die relative Luftfeuchtigkeit, welche auf den Plots auf Site A gemessen wurde, zeigt eine positive Korrelation mit der Dekomposition von Rooibostee ($p = 0,27$). Demnach wirkt sich eine hohe Luftfeuchtigkeit, welche auch die Bodenfeuchtigkeit beeinflusst, positiv auf die Geschwindigkeit der Dekomposition aus.

5.3 STANDORTUNTERSCHIEDE

Das Versuchsdesign des Master-Experiments zielte darauf ab, Unterschiede in der Dekomposition in Abhängigkeit von Teebeutelstandorten zu identifizieren. Die Entfernung zu einem lebenden Baum hatte keine signifikanten Auswirkungen auf die Dekomposition von Grün- und Rooibostee. Die Hypothese, dass sich die Dekomposition von Streu abhängig von der Nähe zu einem lebenden Baum signifikant unterscheidet, ist demnach nicht erwiesen und muss abgelehnt werden. Demzufolge hängt die Dekomposition nicht mit der Nähe zu einem Baum zusammen und es sind vielmehr übergeordnete Parameter, wie beispielsweise die Temperatur und Streuqualität, welche die Dekompositionsraten bestimmen.

Für Site B besagte die Ausgangshypothese, dass Dekompositionsraten des Grün- und Rooibostees bei dem Standort mit Totholz in unmittelbarer Nähe höher sein könnten. Diese Annahme wurde aufgrund der Vermutung aufgestellt, dass bei Totholz ein höheres Aufkommen bzw. eine höhere Aktivität von Bodenorganismen herrschen könnte. Es konnte kein signifikanter Einfluss von Totholz auf die Dekomposition von Grün- oder Rooibostee nachgewiesen werden. Auch bei diesem Versuchsansatz scheinen übergeordnete Parameter von größerer Bedeutung zu sein und bestimmen damit die Zersetzung im Boden.

Beim Versuchsdesign der TreeDivNet wurden neben Unterschieden in der Baumdiversität auch sogenannte focal species beachtet. Betrachtet man die Biodiversität der Bäume auf dem Plot und die focal species in Bezug auf die Dekomposition (siehe Tabelle 6), so kann keine genaue Aussage über den Einfluss der Arten getroffen werden, weil es keine signifikanten Unterschiede in der Dekomposition gibt.

Da bei der Auswertung der Klassifikationsbäume die Biodiversität auf den Plots keine Rolle gespielt hat und auch die Analyse der Rangkorrelationskoeffizienten ρ nach Spearman keinen signifikanten Einfluss der Biodiversität auf die Dekomposition ergab (siehe Kapitel 5.2, S. 56 ff), wurde die Dekomposition auch unabhängig von der Biodiversität betrachtet. Interessant ist, dass beide Teesorten die gleichen Ergebnisse für die stärkste Dekomposition liefern. Demnach

ist die Zersetzung bei *Schima superba* am höchsten (81,13 % für Grüntee und 37,91 % für Rooibostee), gefolgt von *Castanopsis eyrei* und *Koelreuteria bipinnata*. Die Unterschiede in den Zersetzungsraten waren allerdings nicht signifikant.

5.4 BESCHÄDIGUNG DER TEEBEUTEL

Da es bei der Versuchsdurchführung nach der Inkubationszeit im Boden zu einem hohen Anteil an beschädigten Teebeutelnetzen kam, welcher bei Grüntee 14,3 % und bei Rooibostee 63,21 % ausmachte, wurde versucht der Beschädigung auf den Grund zu gehen und zu erklären warum es dazu kam. Die Beschädigung resultierte in fast allen Fällen aus dem Zerfraß von Bodenorganismen der Makro- und Mesofauna, die den Tee als Nahrung nutzen. Diese Annahme beruht darauf, dass an den Teebeutelnetzen deutliche Fraßspuren zu sehen waren. In wenigen Fällen konnte festgestellt werden, dass die Teebeutel durchwurzelt wurden. Da es sich jedoch um Feinwurzeln handelte, kam es dadurch nicht zu einer Beschädigung der Teebeutelnetze.

Im Versuchsdesign war u. a. eine Probenahme der Meso- und Makrofauna vorgesehen. Dies sollte einerseits Aufschluss über das vorhandene Artenspektrum geben und könnte Informationen über die Arten, welche die Teebeutel beschädigt haben, geben. Dies war jedoch nicht möglich, da keine Bodenorganismen gefunden wurden. Ein möglicher Grund dafür ist, dass es während des Geländeaufenthalts untypisch für diese Jahreszeit sehr regnerisch war. Der durchschnittliche Niederschlag lag in den Jahren 2009 bis 2012 bei knapp 40 mm für den Monat November (siehe Abbildung 3). Im Jahr der Versuchsdurchführung (2016) konnten 102 mm Niederschlag im November in Wuyuan gemessen werden (WORLDWEATHERONLINE.COM, 2017). Da die Aktivität von Bodenorganismen mit der Temperatur zusammenhängt (YIN et al., 2010), war es zum Zeitpunkt der Probenahme möglicherweise zu kalt. Die Durchschnittstemperatur lag im November 2016 bei 16 °C (WORLDWEATHERONLINE.COM, 2017).

Zur Ermittlung der Bedingungen, zu welchen die Teebeutelnetze beschädigt wurden, wurden Klassifikationsbäume erstellt. Bei Grüntee steht an oberer Stelle des Klassifikationsbaums (siehe Abbildung 36) der MCCA-Wert, welcher repräsentativ für die Wasserverfügbarkeit steht. Sind diese Werte besonders klein auf dem beprobten Plot ($< 1,248$), so sind die Teebeutel mit hoher Wahrscheinlichkeit intakt. Das wiederum bedeutet, dass aufgrund der geringen Wasserverfügbarkeit keine oder nur wenige Bodenorganismen, welche für die Beschädigungen verantwortlich sind, vorhanden waren. Ist die Wasserverfügbarkeit höher so spielt der TOC-Gehalt im Boden eine Rolle. Hohe TOC-Wert ($\geq 2,447$ %) führen nicht zu beschädigten Teebeutelnetzen. Es ist anzunehmen, dass die Bodenorganismen ausreichend mit Kohlenstoff aus dem umgebenden Boden versorgt sind, und daher keine Notwendigkeit für die Tiere besteht diesen aus dem Tee zu

beziehen, um ihren Metabolismus aufrecht zu erhalten. Ist der TOC-Gehalt geringer, ist der Stickstoffgehalt des Bodens entscheidend: hohe N-Werte führen zu einer Beschädigung der Teebeutelnetze des Grüntees, während kleinere Werte keine Beschädigung der Teebeutelnetze bewirken. Stickstoff im Boden ist daher ein Indikator für eine hohe Abundanz von Bodenorganismen, da diese den Stickstoff benötigen. Stickstoff ist, wie in Kapitel 5.2 erläutert, auch ein Indikator für hohe Dekompositionsraten. Dies steht nicht im Widerspruch zu den hier aufgestellten Vermutungen, da in beiden Fällen hohe N-Werte auf eine hohe Abundanz der Bodenorganismen hinweisen.

Die Analyse nach dem CARET-Verfahren bestätigt, dass der Wassergehalt auf den Plots (MCCA) der wichtigste Faktor in Bezug auf die Beschädigung der Teebeutel des Grüntees bzw. in Bezug auf das Vorhandensein von Bodenorganismen ist (siehe Abbildung 37). Dieser Analyse zu Folge sind nach der Wasserverfügbarkeit auch der pH-Wert und der Stickstoffgehalt des Bodens auf den Plots entscheidend.

Bei Rooibostee, dessen Teebeutelnetze eine deutlich höhere Beschädigungsquote als Grüntee aufweisen, ist der wichtigste Einflussfaktor des Klassifikationsbaums der TOC-Gehalt im Boden (siehe Abbildung 38). Bei geringen Werten ($< 2,606\%$) kommt es zu beschädigten Teebeutelnetzen. Dies ist auf den deutlich höheren Gehalt an Kohlenstoff im Rooibostee gegenüber dem umgebenden Boden zurückzuführen. Benötigen die Bodenorganismen Kohlenstoff für die Umsetzung, so dient der Rooibostee ihnen als C-Quelle. Bei höherem TOC-Gehalt wird zunehmend der Stickstoffgehalt wichtig. Hohe N-Werte ($> 0,2248$) bei gleichzeitigem hohem TOC-Gehalt führen dieser Analyse zu Folge zur Beschädigung der Teebeutelnetze. In diesen Fällen ist demnach Makro- und Mesofauna im Boden vorhanden, welche möglicherweise unter Konkurrenz untereinander um Nahrung stehen und daher der Stickstoff aus dem Tee bezogen wird. Ist der Stickstoffgehalt im Boden gering, so bleiben die Teebeutelnetze intakt, weil vermutlich keine oder nur wenige Bodenorganismen vorhanden sind.

Die CARET-Analyse bestätigt die Wichtigkeit des organischen Kohlenstoffs im Boden für die Beschädigung der Teebeutelnetze des Rooibostees. An zweitwichtigster Stelle steht der pH-Wert, welcher gefolgt wird von Northness und der Höhenlage.

Unklar bleibt, warum die Teebeutelnetze des Rooibostees gegenüber dem Grüntee eine deutlich höhere Beschädigung aufweisen. Die Auswertungen ergaben, dass es keine großen Unterschiede in der Beschädigung der Teebeutelnetze bei den verschiedenen Standorten gab. Totholzstandorte, Baumstandort als auch Standorte mit maximalem Abstand zu den Bäumen wiesen etwa gleiche Mengen an Beschädigungen durch Bodenorganismen auf. Aufgrund der Streuqualität bietet Grüntee bei etwa gleichem C-Gehalt einen deutlich höheren Gehalt an Stickstoff gegenüber dem Rooibostee. Darüber hinaus ist die hydrolyisierbare Fraktion des Grüntees mit

ca. 84 % größer als jene von Rooibostee mit ca. 55 %. Dies liegt u. a. an dem höheren Ligningehalt des Rooibostee, welcher eigentlich zu einer geringeren Abbaubarkeit führt bzw. nur von spezialisierten Organismen durchgeführt werden kann. Möglicherweise, sind Termiten, welche durch Endosymbionten auch schwer zu zersetzende Bestandteile verarbeiten können und den Tee bzw. die enthaltenen Holzstückchen daher als Nahrungsquelle nutzen können (NAKASHIMA et al., 2002), im Untersuchungsgebiet vorhanden. Das Auffinden der vergrabenen Teebeutel konnte den Tieren möglicherweise aufgrund von Aromastoffen im Rooibostee gelingen, welche nicht im Grüntee enthalten sind. Dieser Sachverhalt könnte eine mögliche Erklärung liefern, warum die Beschädigung größtenteils bei Rooibostee auftrat. Da jedoch keine Makrofauna gefunden wurde, handelt es sich an dieser Stelle lediglich um Vermutungen. Um diese Hypothesen zu bestätigen, müssten weitere Feldversuche zu Beprobung der Makrofauna im Untersuchungsgebiet durchgeführt werden.

5.5 MÖGLICHE VERBESSERUNG DER METHODE

Die Bestimmung der Dekompositionsraten wurde nach der Methode von KEUSKAMP et al. (2013) bewerkstelligt. Da es sich um eine neue Methode handelt, welche 2013 veröffentlicht wurde, wurden Versuche nach dem vorgestellten Design von den Verfassern bereits im Labor simuliert sowie im Herkunftsland in den Mittleren Breiten (Niederlanden) in Freifeldversuchen getestet. Die Methode sollte nach den Verfassern in allen terrestrischen Ökosystemen der Erde durchführbar sein und auf diese Weise globale Daten zu Dekompositionsraten liefern, welche sich leicht und übersichtlich vergleichen lassen.

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht das Forschungsexperiment in den Subtropen durchzuführen. Bei dem Versuch ist aufgefallen, dass die Ermittlung der Dekompositionsraten bzw. der Parameter des Tea Bag Index diverse Probleme bereitet. Das schwerwiegendste Problem liegt in der Stabilität bzw. Widerstandsfähigkeit der verwendeten Teebeutelnetze. Die Teebeutel der Marke Lipton von Unilever bestehen aus synthetischem Material und sollten eigentlich stabil gegenüber Zersetzung sowie Fressfeinde sein. Dies war in dem durchgeführten Experiment in einem subtropischen Waldökosystem in China jedoch nicht der Fall. 37,5 % der vergrabenen Teebeutel waren nach einer Inkubationszeit von 90 Tagen beschädigt und konnten daher nicht zur Analyse der Dekomposition herangezogen werden. Konkret handelt es sich dabei um 237 beschädigte Teebeutel von ursprünglich 632 vergrabenen Teebeutel mit Grüntee und Rooibostee, davon waren 72 Teebeutel zur Auswertung für das TreeDivNet-Projekt vorgesehen und 560 Teebeutel für das Versuchsdesign des Master-Experiments. Hinzu kam bei der Berechnung der TBI-Parameter der Datenverlust durch unvollständige Replikate.

Der Grund für die Beschädigung der Teebeutel ist hauptsächlich Zerfraß durch die vorhandene Makro- und Mesofauna. Die Teebeutel wurden angefressen, um den Tee als Nahrung nutzen zu können. Weitere Fressfeinde waren im Untersuchungsgebiet Nagetiere wie beispielsweise Wühlmäuse und Ratten, welche den Tee ebenfalls als Nahrung nutzten. Dies machte allerdings nur einen sehr geringen Anteil der Beschädigung aus. Anders als beim Zerfraß durch Makroinvertebraten, die den Teebeutel unterirdisch anfraßen, legten die Nagetieren den Teebeutel frei, was teilweise durch das Auffinden der Teebeutel an der Oberfläche sowie durch aufgewühlte Erde belegt werden kann.

Aufgrund der Beschädigung der Teebeutel sind im durchgeführten Experiment wertvolle Daten verloren gegangen. Dies benötigt eine Modifikation der Methode, um diese auch in den Subtropen durchführen zu können. Wichtig ist, dass die Teebeutel zwar zugänglich für Mikroorganismen sind, aber trotzdem vor Fressfeinden geschützt ist. Da die synthetischen Netze des Teebeutels keinen ausreichenden Schutz bieten, wird an dieser Stelle vorgeschlagen die Teebeutel zusätzlich durch eine Edelstahlkonstruktion zu schützen. Dazu kann ein handelsübliches Teeei in Form eines horizontal verschließbaren Körbchens aus Edelstahl mit einem Durchmesser von 62 mm verwendet werden, wie beispielsweise in Abbildung 44 gezeigt ist. Es wird vorgeschlagen das Teeei im Untersuchungsgebiet, wie in Abbildung 45 dargestellt, mit etwas Erde vor Ort zu füllen, anschließend den Teebeutel hineinzulegen und das Teeei vollständig mit Erde zu füllen. Nachfolgend soll das befüllte Teeei in der Humusschicht vergraben werden. Auf diese Weise ist der Teebeutel in Erde eingebettet, wie es die ursprüngliche Versuchsdurchführung vorsieht, und trotzdem durch die robuste Konstruktion vor Fressfeinden geschützt. Zusätzlich ist das Wiederauffinden des Teebeutels im Feld dank des ca. 10 cm langen Kettchens einfacher und die Beschriftung kann mit einem wasserfesten Marker auf dem Teeei vorgenommen werden. Anders als bei der Beschriftung auf dem Papierlabel des Teebeutels ist gewährleistet, dass die Beschriftung auch nach drei Monaten Inkubationszeit im Boden noch gut lesbar und nicht verwittert ist.



Abbildung 44 Edelstahlkonstruktion, Schutz vor Fressfeinden im Boden (Teeei)

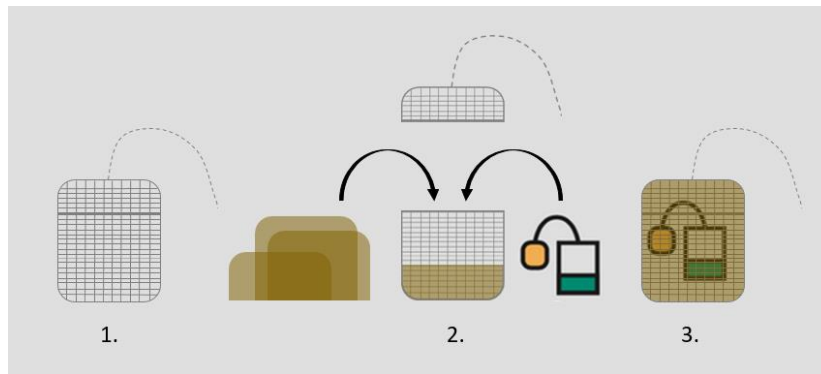


Abbildung 45 Versuchsaufbau zur Durchführung der verbesserten Methode zum Schutz der Teebeutel vor Fressfeinden

5.6 BIODIVERSITÄT

Biodiversity-Ecosystem-Functioning-Experimente (BEF-Projekte) zielen darauf ab, Auswirkungen von Artenverlusten auf die in einem Ökosystem ablaufenden Prozesse aufzudecken (BRUELHEIDE et al., 2014). Weil die Durchführung dieser Arbeit in einem solchen Projekt stattfand, wurde der Biodiversität bei der Auswertung der Dekompositionsdaten besondere Aufmerksamkeit geschenkt. An dieser Stelle wird Biodiversität als Anzahl an Baumarten pro Plot ausgedrückt (siehe Tabelle 2).

Bei der Auswertung der Dekomposition von Grün- und Rooibostee im BEF-China-Projekt konnten keine signifikanten Korrelationen nach dem Rangkorrelationskoeffizient ρ nach Spearman (siehe Tabelle 9) von Biodiversität und Dekompositionsrate von Grüntee oder von Rooibostee festgestellt werden. Dies weist darauf hin, dass die eingangs diskutierte These von HOOPER et al. (2005) zutreffen könnte. Demnach spielt nicht die bloße Anzahl der Arten eine Rolle in Bezug auf die Zersetzungsraten bzw. das vorhandene Artenspektrum und die Abundanz der Bodenorganismen. Sondern es wird vielmehr vermutet, dass einzelne Schlüsselarten die Ökosysteme und die Leistungen in den Ökosystemen, wie beispielsweise Nährstoffumsätze und -speicherung durch ihre speziellen Eigenschaften und Funktionalitäten, beeinflussen.

Die Auswirkungen des Biodiversitätsverlustes sind nicht in allen Ökosystemen gleich. Es wird vermutet, dass einige Ökosysteme resistenter auf den Verlust von Pflanzenarten reagieren als andere. Sofern Ökosysteme mehrere Arten für eine Funktion beheimaten, wirkt sich der Verlust von einer Art nicht durch den Verlust der Funktion aus (HOOPER et al., 2005). Geht man davon aus, dass es einzelne Schlüsselarten für spezielle funktionelle Aufgaben gibt, so hat der Verlust einer Nicht-Schlüsselart keine weitreichenden Auswirkungen (HOOPER et al., 2005).

Einige wichtige Funktionen können von Ökosystemingenieuren durchgeführt werden, wie zum Beispiel das mechanische Zerkleinern der Streu durch Makroinvertebraten. Auch Interaktionen zwischen verschiedenen Arten, wie beispielsweise der Kampf zwischen konkurrierenden Arten

in derselben ökologische Nische oder Symbiosen, sind wichtig. Des Weiteren ist nach HOOPER et al. (2005) die Abundanz der Art kein guter Indikator für die Wichtigkeit des Organismus in einem Ökosystem. Demnach können auch Arten mit relativ geringem Vorkommen großen Einfluss auf Material- und Energieflüsse ausüben.

Ein weiterer Aspekt, welcher bei den Überlegungen zur Geschwindigkeit der Dekomposition, bedacht werden muss, ist nach HANDA et al. (2014) die Konsequenzen des Biodiversitätsverlustes der Bodenorganismen. Studien in verschiedenen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen mit unterschiedlichen Klimatypen (subarktische bis tropisch) weisen darauf hin, dass die Verringerung der funktionellen Vielfalt von Zersetzerorganismen den Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf verlangsamt (HANDA et al., 2014).

Wird die Biodiversität und deren Einfluss auf die Nährstoffkreisläufe in Betracht gezogen, so müssen eine Vielzahl an Einflussfaktoren Beachtung geschenkt werden. Aufgrund der Komplexität der Stoffkreisläufe und den verschiedenen abiotischen, biotischen und nicht zuletzt anthropogenen Einflussfaktoren, ist es kaum möglich simple Ursache-Wirkung-Beziehungen aufzustellen. Vor diesem Hintergrund ist es wichtig den Einfluss der Biodiversität weiter zu erforschen, um eindeutigere Aussagen über deren konkrete Funktionalität treffen zu können.

5.7 DEKOMPOSITION UND KLIMAWANDEL

Der Kohlenstoffdioxidgehalt in der Atmosphäre wird maßgeblich durch das Zusammenspiel von Photosynthese, welche CO_2 in Pflanzenmaterial festsetzt, und Dekomposition im Boden, welche CO_2 freisetzt, bestimmt (ORGIAZZI et al., 2016). Böden dienen als große CO_2 -Speicher, welche von den abiotischen Umweltbedingungen des Ökosystems abhängen und in ihrer Speicherkapazität fluktuieren. Die Kohlenstoffspeicherung im Boden terrestrischer Ökosysteme ist dabei maßgeblich durch die CO_2 -Akkumulationen aus dem Input abgestorbener Pflanzen und Tiere sowie durch die CO_2 -Freisetzung, welche durch Dekompositionsprozesse von SOC bewerkstelligt wird, kontrolliert (ORGIAZZI et al., 2016). Zusätzlich kann die Freisetzung von Kohlenstoff durch die Abgabe von CH_4 aus dem Boden und Leaching-Prozesse erfolgen (DAVIDSON & JANSSENS, 2006).

Es herrscht Konsens darüber, dass Unterschiede in der Dekomposition von Streu hauptsächlich von drei wichtigen abiotischen und biotischen Faktoren beeinflusst werden: Klima, Streuqualität und Bodenorganismen (AERTS, 1997; COUTEAUX et al., 1995; GONZALEZ & SEASTEDT, 2001). Dies wurde in der Auswertung des durchgeführten Experiments für die Einflussparameter Streuqualität und Klima bestätigt.

Zu den abiotischen Klimafaktoren zählen hauptsächlich Temperatur und Feuchtigkeitsverhältnisse (COUTEAUX et al., 1995). Dabei sind sowohl die Luftfeuchtigkeit als auch die Bodenfeuchtig-

keit gemeint, welche miteinander zusammenhängen. Die vorherrschende Temperatur kontrolliert neben der Verfügbarkeit von Bodenorganismen auch maßgeblich die mikrobielle Aktivität der Makrofauna (AERTS, 1997; YIN et al., 2010). Die Enzymaktivität der Bodenorganismen steigt mit zunehmender Temperatur bis zu einem gewissen Punkt, an welchem die maximale Aktivität erreicht ist (COUTEAUX et al., 1995). Steigt die Temperatur über diesen kritischen Punkt hinaus, so geht die Enzymaktivität drastisch zurück. Neben der Temperatur haben auch die Feuchtigkeitsverhältnisse Auswirkungen auf die Umsatzfähigkeit der Organismen. Niedrige Feuchtigkeitsverhältnisse hemmen den Metabolismus der Bodenorganismen, während zunehmende Feuchtigkeit sich positiv auf die Aktivität und den Umsatz vom SOM auswirkt (COUTEAUX et al., 1995).

Die wichtigen Regulatoren der Dekomposition Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit wurden in Bezug zu den ermittelten Dekompositionsraten im Untersuchungsgebiet Site A gestellt. Es zeigte sich bei der Auswertung der Daten, dass kleinräumige Unterschiede in Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit vorhanden sind. Unterschiede im Mikroklima können unterschiedliche Ursachen haben. Dabei kommt es u. a. auf das Relief und die dadurch vorherrschenden Lichtverhältnisse, die Windverhältnisse und den Bewuchs mit Pflanzen an. Durch die Auswertung mittels Klassifikationsbäumen (CART, siehe Abbildung 40 und 41) zeigte sich sowohl bei Grüntee als auch bei Rooibostee das gleiche Ergebnis: Hohe Temperaturen und eine hohe relative Luftfeuchtigkeit begünstigen die Zersetzung im Boden und führen zu hohen Dekompositionsraten beider Substratarten. Dies bestätigt die in der Literatur angegebenen Tendenzen der Geschwindigkeit der Zersetzung von organischem Material in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen (AERTS, 1997).

Das Forscherteam des IPCCs hat diverse Studien zu den Temperaturen an der Erdoberfläche durchgeführt. Diese Daten zeigen, dass die Erwärmung der Atmosphäre in den letzten Jahrzehnten erwiesen ist (STOCKER et al., 2013). Es stellt sich die Frage inwiefern dies Auswirkungen auf die Ökosystemfunktionen und -leistungen hat. Verändern die steigenden Temperaturen der Atmosphäre die Umsatzgeschwindigkeiten von Kohlenstoff im Boden?

Zwischen der geographischen Lage, welche das Klima und die damit einhergehenden Temperaturen voraussetzt, und dem SOM-Speicher im Boden kann nach VON LÜTZOW & KÖGEL-KNABNER (2009) eine eindeutige Beziehung hergestellt werden: Es wird davon ausgegangen, dass die SOM-Speicher im Boden umgekehrt proportional zum Breitengrad sind und dementsprechend grundsätzlich größte Kohlenstoffspeicher im Bereich der niedrigen Breiten anzutreffen sind.

Dekomposition ist jedoch nicht allein für die Größe des Kohlenstoffspeichers im Boden verantwortlich. Im Kohlenstoffkreislauf ist auch die NPP von großer Bedeutung. Die globale Nettoprimärproduktion terrestrischer Ökosysteme mit einer Gesamtfläche von $149,3 \cdot 10^6 \text{ km}^2$ wird von

SCHLESINGER & BERNHARDT (2013) auf 60×10^{15} g C pro Jahr geschätzt. Dabei sind höchste Werte in den tropischen und subtropischen Wäldern vorhanden, während niedrigste NPP-Werte im Bereich extremer Wüsten sowie Eislandschaften erreicht werden. Die NPP ist am Äquator hoch und nimmt in Richtung der Pole ab. Sowohl NPP, welche Kohlenstoff aus der Atmosphäre festsetzt, als auch die Dekomposition als Gegenspieler der NPP, welche CO_2 abgibt, sind temperaturabhängige Prozesse. Beide Prozesse werden wahrscheinlich mit steigender Temperatur ansteigen (DAVIDSON & JANSSENS, 2006; KIRSCHBAUM, 2000). Dies wurde in Laborversuchen mehrfach festgestellt (KIRSCHBAUM, 2000). Es stellt sich die Frage, welche der beiden zentralen Prozesse sich schneller aufgrund von steigenden Temperaturen verändert und damit größere Sensibilität gegenüber der Temperatur aufweist. Welcher der beiden Faktoren wird künftig das Ungleichgewicht für sich beanspruchen? Kommt es durch die voranschreitende globale Erwärmung zu einer positiven oder negativen Rückkopplung in Bezug auf den Kohlenstoffspeicher im Boden?

Würde durch die erhöhten Temperaturen die mikrobielle Aktivität im Boden gesteigert werden, und dadurch die Umsatzgeschwindigkeiten von Kohlenstoff im Boden erhöht werden, so würde sich die Verweildauer und der Speichervorrat von Kohlenstoff im Boden zu Gunsten einer höheren CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre verringern. Da eine höhere CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre den Treibhausgaseffekt weiter ankurbelt, könnte die Zersetzungsgeschwindigkeit im Boden weiter erhöht werden. Als Gegenspieler der Dekomposition muss jedoch auch die temperaturabhängige NPP betrachtet werden. NPP könnte durch höhere Temperaturen und eine höhere CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre ansteigen. Infolgedessen würde mehr CO_2 durch Photosynthese akkumuliert werden.

Ändern sich NPP und Dekomposition in demselben Maße, so würde dies keine Auswirkungen auf den Netto- CO_2 -Speicher im Boden haben und die Balance würde nicht gestört werden. Überwiegt einer der beiden Prozesse, würde dadurch ein dauerhaftes Ungleichgewicht entstehen.

KIRSCHBAUM (2000) geht davon aus, dass Dekompositionsraten sich allein aufgrund der Zunahme der Temperatur schneller als die NPP ändern werden. Diese Erkenntnis geht aus verschiedenen Versuchsansätzen hervor. Es wurden Laborversuche unter gleichen Voraussetzungen jedoch mit unterschiedlichen Temperaturen durchgeführt und Modellierungen vorgenommen. Daraus folgend wurde von KIRSCHBAUM (2000) angenommen, dass eine höhere Freisetzung von CO_2 aus dem Boden stattfinden wird als CO_2 durch NPP festgesetzt werden kann. DAVIDSON & JANSSENS (2006) unterstützen diese These und liefern einschlägige Argumente: Während der dominierende Begrenzungsfaktor für die Dekomposition bzw. der Bodenatmung die Temperatur ist, ist die Photosynthese zusätzlich zur Temperatur durch die Umwelteinflüsse Lichtverfügbarkeit, CO_2 -Konzentration, Wasserlimitation und Nährstoffverfügbarkeit limitiert. Deshalb reagiert die

Atmung terrestrischer Ökosysteme, welche den Dekompositionsprozess durch Mikroorganismen miteinschließt, empfindlicher auf die globale Erwärmung als die GPP der Pflanzen (DAVIDSON & JANSSENS, 2006). Folgt man diesem Gedanken, so bedeutet eine Erwärmung des Klimas, dass mehr CO₂ freigesetzt wird und die Kohlenstoffspeicher im Boden schrumpfen werden, weil im gleichen Zeitraum nicht dieselbe Masse an Kohlenstoff durch NPP festgesetzt werden kann. Es würde zu einer tendenziellen Verlagerung eines Teils des gespeicherten Kohlenstoffs im Boden hin zur Atmosphäre kommen. KIRSCHBAUM (2000) betont jedoch, dass es sich dabei um einen sehr langsamen Prozess handelt und zudem eine weitere Komponente betrachtet werden muss. Der Temperaturanstieg des globalen Klimas resultiert aus einem komplexem Zusammenspiel verschiedener Einflussfaktoren, zu welchem auch die steigende CO₂-Konzentration in der Atmosphäre gehört. Diese hat eine stimulierende Wirkung auf die NPP, wodurch ein besseres Pflanzenwachstum möglich ist und folgendermaßen mehr Kohlenstoff in Pflanzenmaterial festgesetzt werden kann (ALMEIDA CASTANHO et al., 2016). Die Einflüsse der CO₂-Konzentration auf die Vegetation sind jedoch nicht in allem Klimazonen gleich. Dies gilt auch für die Effekte der Temperaturerhöhung auf die Dekompositionsraten. Während höhere Temperaturen eher kältere Regionen beeinflussen, sind Änderungen in der Photosyntheseaktivität durch die CO₂-Konzentrationen eher in warmen Gebieten zu beobachten (KIRSCHBAUM, 2000). Demnach könnte SOM in den letzten Jahrzehnten der Klimaerwärmung in warmen Klimata wahrscheinlich leicht angestiegen und gleichzeitig in kälteren Klimagebieten leicht gesunken sein (KIRSCHBAUM, 2000).

In der wissenschaftlichen Gemeinschaft gibt es jedoch auch begründeten Zweifel an dieser Theorie. JANSSENS et al. (2001) schlagen eine gegenteilige Hypothese vor. Es wird angenommen, dass Respiration durch die Anwesenheit der Wurzeln beschränkt ist und dadurch von der Produktivität der Pflanzen abhängt. Des Weiteren resultiert der größte Anteil an Bodenrespiration aus der Dekomposition von vorwiegend jungem SOM, wie Blättern und Feinwurzeln. Und deren Verfügbarkeit hängt wiederum von der Primärproduktion ab (JANSSENS et al., 2001). Demnach beeinflusst die Länge der Vegetationsperiode, welche einem Nord-Süd-Gradienten folgt, die GPP und dadurch auch die Kohlenstoffeinträge in den Boden (DAVIDSON & JANSSENS, 2006). Dies geschieht mutmaßlich in höherem Maße als die Temperatur die Bodenatmung beeinflusst (DAVIDSON & JANSSENS, 2006). JANSSENS et al. (2001) stellen daher die Hypothese auf, dass die Bodenrespiration hauptsächlich von der Produktivität des Ökosystems abhängt. Und diese wird nicht nur von der Temperatur beeinflusst, sondern auch z. B. von der Bodenfruchtbarkeit und der vorhandenen Vegetation (JANSSENS et al., 2001).

Des Weiteren sehen DAVIDSON & JANSSENS (2006) keinen Nutzen darin, die aktuellen Beobachtungen bezüglich der Dekomposition und deren Temperaturabhängigkeit in ein zukünftig wärmeres

Klima zu projizieren. Vielmehr ist es wichtig zu verstehen, was die veränderte Substratverfügbarkeit bewirkt und wie sich Änderungen in den Umweltbedingungen auf die Temperatursensibilität der Dekomposition auswirkt.

KIRSCHBAUM (2000) stellt die Vermutung an, dass die Änderungen in der CO₂-Speicherung von Böden bisher gering sind, sich jedoch im Laufe des nächsten Jahrhunderts weiter ausprägen könnten. Eine konkrete Antwort auf die eingangs gestellte Frage, wie und in welchem Maße sich der globale Klimawandel und die daraus resultierenden Änderungen in der Temperatur auf den CO₂-Speicher im Boden auswirken, kann nach aktuellem Stand der Wissenschaft nicht gegeben werden. Klar ist, dass es keine allgemeingültige Antwort für alle Biome der Erde gibt und an dieser Stelle großer Forschungsbedarf vorhanden ist.

Im Kreislauf von CO₂-Festsetzung und CO₂-Freisetzung durch NPP und Dekomposition kommt es neben dem Einfluss der Temperatur durch den Klimawandel – ungeachtet dessen wie dieser ausfallen wird – auch zu anderen Störungen, welche das Gleichgewicht beeinträchtigen könnten. An dieser Stelle sollen nur zwei dieser Phänomene kurz erläutert werden: Feuerereignisse und Landnutzungswandel.

Feuer treten in terrestrischen Ökosystemen als natürliche Störungen auf und bewirken eine großflächige Entfernung der Vegetation. Dabei wird CO₂ aus den Pflanzen an die Atmosphäre abgegeben (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). Nach einem Feuerereignis ändern sich einige grundlegende Abläufe und ökologische Sachverhalte auf der betroffenen Fläche. Durch den Verlust des Oberholzes, der Krautschicht und der Streuschicht tritt direkte Sonneneinstrahlung auf den Boden ein, die isolierende Schicht geht verloren und die Albedo ändert sich. Dadurch steigt die Oberflächentemperatur des Bodens nach einem Waldbrand an und die Rate der biologisch-chemischen Zersetzungsprozesse nimmt zu. Auf diese Weise wird der Waldboden zu einer Quelle an atmosphärischem CO₂ (KASISCHKE & STOCKS, 2012). Natürliche Waldbrände spielen hauptsächlich in Borealen Wäldern eine Rolle. Anthropogen verursachte Waldbrände werden häufig in den Tropen und Subtropen gelegt. Dadurch werden Wälder vernichtet, um Fläche für den Anbau von Lebensmitteln zu schaffen.

Des Weiteren ist die Kultivierung von Böden, um diese landwirtschaftlich nutzbar zu machen, zu beachten. Die Kultivierung hat die Abnahme der Speicherkapazität von CO₂ im Boden zur Folge (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). Der Grund dafür ist, dass die Kultivierung den Input von Pflanzenmaterial verringert und durch erhöhte Bodenfeuchtigkeit – meist durch Bewässerung – sowie bessere Durchlüftung eine Erhöhung der Dekomposition bewirkt (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013). SCHLESINGER & BERNHARDT (2013) gehen von einem Speicherverlust von 20 bis 30 % SOM in den ersten zwei bis drei Jahrzehnten nach einer Landnutzungsänderung vom ursprünglichen Ökosystem hin zur Kultivierung von Pflanzen aus. Aufgrund der hohen Kohlenstoffspeicher in

der Vegetation der Tropen und Subtropen, sind Landnutzungsänderungen in diesen Bereichen besonders ausschlaggebend für die globale Kohlenstoffkonzentration in der Atmosphäre. Außerdem betrifft die Landnutzungsänderung ebenfalls die höheren Kohlenstoffausstöße aus Mooren und drainierten Feuchtgebieten (SCHLESINGER & BERNHARDT, 2013).

5.8 AUSBLICK

Die Ermittlung von Dekompositionsraten mit Hilfe von Grün- und Rooibosteebeuteln und des Tea Bag Index nach KEUSKAMP et al. (2013) können herkömmliche Litterbags mit Streumaterial aus dem jeweiligen Untersuchungsgebiet nicht ersetzen, da diese in Bezug auf die Streuqualität den standardisierten TBI-Testkits überlegen sind. Dekompositionsdaten mit der Vorgehensweise mit Litterbags zu ermitteln ist deshalb nach wie vor wichtig und nicht durch die TBI-Methode ersetzbar. Allerdings stellt sich der Tea Bag Index der Herausforderung, weltweit vergleichbare Dekompositionsraten zu ermitteln. Dies ist mit Dekompositionsversuchen mit ökosystemeigener Streu nicht gegeben.

Ein wichtiger Aspekt, welcher beim TBI nicht bedacht wurde, ist der saisonale Charakter der klimatischen Bedingungen. Wie im Kapitel 5.1 (S. 52 ff) erläutert, kann es zu Verzerrungen der berechneten Zersetzungsrate k kommen, wodurch die Aussagekraft limitiert ist. Dies geschieht, wenn sich die Umweltbedingungen innerhalb der Inkubationszeit von 90 Tagen stark ändern und beispielsweise Temperaturumschwüngen auftreten. Es wird daher vermutet, dass der Zeitpunkt der Durchführung der TBI-Methode ausschlaggebend für das Ergebnis ist. An dieser Stelle wird folgende Vermutung als Veranschaulichungsbeispiel aufgestellt: Wäre bei dem durchgeführten Versuch die Inkubationszeit der Teebeutel im Boden im Mai bei einer Durchschnittstemperatur von 26 °C gestartet worden (WORLDWEATHERONLINE.COM, 2017), so würde der Stabilisierungsfaktor S vermutlich im ähnlichen Bereich liegen oder minimal höher sein. Aber die Zersetzung von Rooibostee würde aufgrund der durchgehend hohen bzw. sogar steigenden Temperaturen in den folgenden Monaten deutlich höher sein. Dadurch würde die berechnete Dekompositionsrate k deutlich größer ausfallen. Die Methode des TBI setzt recht konstante Umweltbedingungen voraus. Dies ist jedoch in kaum einem Ökosystem auf der Erde gegeben. So wirkt sich der gewählte Zeitpunkt der Durchführung enorm auf die Dekompositionsrate k aus und macht dadurch die Vergleichbarkeit der Raten schwierig, sogar ungerechtfertigt. Daher ist die globale Vergleichbarkeit der Dekompositionsrate k nicht gegeben. Der Vergleich der Dekompositionen (in % der Ausgangsmasse) einer bestimmten Teesorte in verschiedenen Ökosystemen unter Angabe der vorherrschenden Temperatur wird daher an dieser Stelle von der Autorin als zielführender angesehen.

Nichtsdestotrotz weist die TBI-Methode einen guten Ansatz auf. Es können in kurzer Zeit mit relativ geringem Aufwand und ohne kostenintensive Messgeräte viele, global verteilte Daten gesammelt werden. Bei der weltweiten Durchführung kann auf Crowdsourcing zurückgegriffen werden. U. a. motivierte der Citizen Science Award 2016 der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES), Schulklassen und Landwirte zur Teilnahme beim TBI-Experiment. Hinzu kommen weitere Organisationen, welche in vielen Teilen der Erde zum Mitmachen ermutigen, zum Beispiel TEATIME4SCIENCE (2017) oder ESDAC (2017). Auf diese Weise kann ein dichtes Netz an Daten gewonnen werden, welche von Forschern und Forscherinnen genutzt und weiter ausgewertet werden können. Der Ansatz der TBI-Methode ist daher zielführend, sollte jedoch noch besser mit den vorherrschenden und vor allem saisonalen Umweltbedingungen und dem Zeitpunkt der Durchführung in Bezug gesetzt werden.

6 CONCLUSIO

Die Speicherung von Kohlenstoff im Boden wird maßgeblich durch die NPP und die Dekomposition bestimmt. Diese beiden zentralen Prozesse werden von vielen verschiedenen Einflussfaktoren kontrolliert. Es handelt sich um ein komplexes Zusammenspiel von einerseits abiotischen Faktoren, welche klimatische Rahmenbedingungen stellen. Dazu gehören u. a. Temperatur, Niederschlag, Feuchtigkeitsverhältnisse und die Stärke der Sonneneinstrahlung. Zu jenen Einflussfaktoren auf den Kohlenstoffkreislauf zählen auch das Auftreten von natürlichen oder anthropogen injizierten Feuerereignissen sowie der Landnutzungswandel, welcher die Bodeneigenschaften beeinflusst. Andererseits sind biotische Umweltbedingungen, wie beispielsweise die Art und die Zusammensetzung der Vegetation als Produzenten und die damit verbundene Streuqualität, Prädatoren sowie das Vorhandensein von Konsumenten und Destruenten, wichtige Einflussfaktoren. Das Zusammenwirken von all diesen verschiedenen Faktoren resultiert in einem ausbalancierten Kreislauf von Kohlenstofffestsetzung, -speicherung und -freisetzung. Leichte Änderungen in den Einflussgrößen, wie beispielsweise die Erhöhung der Temperatur oder Änderungen in den Niederschlagsmustern, wie sie durch den fortschreitenden Klimawandel bereits jetzt registriert werden können (STOCKER et al., 2013), haben das Potential die Balance des Kreislaufs zu stören. Diese Verschiebung des Gleichgewichts kann weitere Rückkoppelungseffekte mit sich bringen. Kenntnisse über die aktuellen Zersetzungsraten sind daher eine wichtige Grundlage für weiterführende Forschung sowie das Konzipieren von Klimamodellen.

Im Rahmen dieser Masterarbeit wurden Dekompositionsraten sowie der Tea Bag Index mit Hilfe von 632 vergrabenen Teebeuteln (316 Grüntee und 316 Rooibostee) im Untersuchungsgebiet des BEF-China-Projekts in einem subtropischen Waldökosystem ermittelt. Zunächst wurde festgestellt, dass die Streuqualität von größter Bedeutung ist und die Zersetzungsraten dadurch maßgeblich gesteuert werden. Dieser Sachverhalt ist in der Literatur mehrfach dargestellt und wurde in Feld- und Laborversuchen nachgewiesen (AERTS, 1997; AUSTIN & BALLARÉ, 2010; COUTEAUX et al., 1995; GONZALEZ & SEASTEDT, 2001). Die Streuqualität kann generell als einer der wichtigsten Parameter gesehen werden. Im Feldversuch wurde die Streu durch Grüntee und Rooibostee zur Verfügung gestellt. Grüntee unterlag einer schnellen Zersetzung, während Rooibostee deutlich weniger Masse in derselben Inkubationszeit verlor. Diese Unterschiede sind auf die verschiedenen Streuqualitäten zurückzuführen. Der Anteil von schwer zu zersetzendem Lignin und das C:N-Verhältnis sind in Rooibostee deutlich höher. Beides führt zu einer langsameren Dekomposition von Rooibostee im Vergleich zu Grüntee.

Zusätzlich wurde versucht, den Einfluss von verschiedenen Parametern auf die Zersetzungsraten von Grün- und Rooibostee zu evaluieren. Es wurden folgende Parameter zur Auswertung herangezogen: Biodiversität, pH-Wert, TOC, N, Hangneigung, Exposition, Höhenlage, MCCA und TRI. Die Auswertung erfolgte mit Hilfe der Erstellung von Klassifikationsbäumen (CART und CARET) und einer Rangkorrelationsanalyse nach Spearman. Dadurch konnte Stickstoff im umgebenden Boden als die wichtigste Einflussgröße identifiziert werden. Hohe Stickstoffanteile im Boden weisen auf eine hohe Zersetzungsraten hin, während relativ niedrige N-Anteile zu einer geringen Dekomposition führen. Hohe Zersetzung resultiert aus einer hohen Abundanz sowie Aktivität von Mikroorganismen. Demzufolge ist ein hoher Stickstoffgehalt im Boden ein Indikator für eine große Gemeinschaft von Bodenorganismen.

Um standortabhängige Unterschiede in der Dekomposition zu identifizieren, wurden auf Site A Teebeutelreplikate einerseits bei einem Baum und andererseits mit maximalem Abstand zu den Bäumen (ca. 65 cm) vergraben. Auf Site B dienten Totholzstücke als Standort im Vergleich zu Standorten bei einem Baum. Zwischen den verschiedenen Standorten innerhalb eines Plots mit derselben Biodiversitätsstufe und gleichen topographischen Parametern konnten weder durch die Versuchsanordnung auf Site A noch auf Site B signifikanten Unterschiede in der Dekomposition festgestellt werden.

Die mit dieser Arbeit durchgeführte Methode von KEUSKAMP et al. (2013) leistet einen Beitrag zur globalen TBI-Datenbank mit Dekompositionsdaten. Diese Datenbank soll Zersetzungsraten in allen terrestrischen Ökosystemen bereitstellen und dadurch einen Einblick in die Stoffumsätze in verschiedenen terrestrischen Ökosystemen gewähren. Die wichtigste Stoffkomponente ist in diesem Fall Kohlenstoff, welche als besonders wichtig und einflussreich in Bezug auf den Klimawandel gilt (STOCKER et al., 2013). Es wird dringend empfohlen weitere Versuche nach der Methode von KEUSKAMP et al. (2013) in Ökosystemen, in welchen die Möglichkeit zur Beschädigung durch Fressfeinde besteht, um das Teebeutelmodell zu ergänzen. Dadurch kann einer Beschädigung vorgebeugt und ein großer Datenverlust vermieden werden.

Aufgrund der angebrachten Kritik an der Methode des Tea Bag Index (siehe Kapitel 5.1, S. 52 ff und Kapitel 5.8, S. 63 ff) sollten die Umweltbedingungen und der Zeitpunkt der Durchführung besser in die Berechnung mit einfließen. Anderenfalls kann ein globaler Vergleich der Dekompositionsdaten nicht gerechtfertigt werden. Zudem wird es als sinnvoll angesehen die Dekompositionsversuche zusätzlich mit Litterbags, gefüllt mit ökosystemeigener Streu, durchzuführen. Dies ist zu empfehlen, da die Berechnung der Dekompositionsrate k nach KEUSKAMP et al. (2013) mit großen Unsicherheiten belastet ist und die Streuqualität einer der wichtigsten Faktoren für die Geschwindigkeit der Dekomposition ist. Durch diese zwei Faktoren wird die Verweildauer von Kohlenstoff im Boden maßgeblich beeinflusst. Dies wiederum spielt eine entscheidende

Rolle für den globalen Kohlenstoffkreislauf und die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, welche u. a. für den Klimawandel verantwortlich ist.

LITERATURVERZEICHNIS

- AERTS, R., 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 439-449.
- ALMEIDA CASTANHO, A.D., GALBRAITH, D., ZHANG, K., COE, M.T., COSTA, M.H. & MOORCROFT, P., 2016. Changing Amazon biomass and the role of atmospheric CO₂ concentration, climate, and land use. *Global Biogeochemical Cycles*.
- AUBINET, M., VESALA, T. & PAPALE, D., 2012. Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis. Springer Science & Business Media.
- AUSTIN, A.T. & BALLARÉ, C.L., 2010. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(10), 4618-4622.
- BAHLBURG, H. & BREITKREUZ, C., 2012. Grundlagen der Geologie. Springer Spektrum, Berlin.
- BEHRENS, T., SCHMIDT, K. & SCHOLTEN, T., 2008. An approach to removing uncertainties in nominal environmental covariates and soil class maps, Digital soil mapping with limited data. Springer, pp. 213-224.
- BELNAP, J. & LANGE, O.L., 2003. Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management; with 30 Tables. Springer Berlin Heidelberg.
- BRUELHEIDE, H., 2010. The role of tree and shrub diversity for production, erosion control, element cycling, and species conservation in Chinese subtropical forest ecosystem. Proposal for the second Phase (2011-2014) of the DFG Research Unit 891.
- BRUELHEIDE, H. & SEIDLER, G., 2017. BEF-China-Projekt, <http://www.bef-china.de/index.php/en/projects> (01.03.2017).
- BRUELHEIDE, H., NADROWSKI, K., ASSMANN, T., BAUHAUS, J., BOTH, S., BUSCOT, F., CHEN, X.Y., DING, B., DURKA, W. & ERFMEIER, A., 2014. Designing forest biodiversity experiments: general considerations illustrated by a new large experiment in subtropical China. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1), 74-89.

- BUTCHART, S.H., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J.P., ALMOND, R.E., BAILLIE, J.E., BOMHARD, B., BROWN, C. & BRUNO, J., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D. & WARDLE, D.A., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- CBD, 1992. Convention on Biological Diversity,
<https://www.cbd.int/convention/articles/default.shtml?a=cbd-02> (26.03.2017).
- COUTEAUX, M.-M., BOTTNER, P. & BERG, B., 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 63-66.
- DAVIDSON, E.A. & JANSSENS, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440(7081), 165-173.
- ELLIS, E.C., ANTILL, E.C. & KREFT, H., 2012. All is not loss: plant biodiversity in the Anthropocene. *PloS one*, 7(1), e30535.
- ESDAC, 2017. European Soil Data Centre,
<http://esdac.jrc.ec.europa.eu/networkcooperations/tea-bag-index> (30.03.2017).
- EUSTERHUES, K., RUMPEL, C., KLEBER, M. & KÖGEL-KNABNER, I., 2003. Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Organic Geochemistry*, 34(12), 1591-1600.
- FELLER, C. & BEARE, M., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79(1-4), 69-116.
- FRATERRIGO, J.M., TURNER, M.G., PEARSON, S.M. & DIXON, P., 2005. Effects of past land use on spatial heterogeneity of soil nutrients in southern Appalachian forests. *Ecological Monographs*, 75(2), 215-230.
- GOEBES, P., SEITZ, S., KÜHN, P., LI, Y., NIKLAUS, P.A., VON OHEIMB, G. & SCHOLTEN, T., 2015. Throughfall kinetic energy in young subtropical forests: Investigation on tree species richness effects and spatial variability. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213, 148-159.
- GONZALEZ, G. & SEASTEDT, T.R., 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology*, 82(4), 955-964.

- GROOMBRIDGE, B. & JENKINS, M., 2002. World atlas of biodiversity: earth's living resources in the 21st century. Univ of California Press.
- HANDA, I.T., AERTS, R., BERENDSE, F., BERG, M.P., BRUDER, A., BUTENSCHOEN, O., CHAUVET, E., GESSNER, M.O., JABIOL, J. & MAKKONEN, M., 2014. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *Nature*, 509(7499), 218-221.
- HÄTTENSCHWILER, S., TIUNOV, A.V. & SCHEU, S., 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 191-218.
- HEDDERICH, J. & SACHS, L., 2012. Angewandte Statistik: Methodensammlung mit R. Springer, Berlin; Heidelberg [u.a.].
- HOOPER, D.U., CHAPIN, F., EWEL, J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J., LODGE, D., LOREAU, M. & NAEEM, S., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.
- HOTHORN, T., HORNIK, K. & ZEILEIS, A., 2006. Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical statistics*, 15(3), 651-674.
- ISELL, F., CALCAGNO, V., HECTOR, A., CONNOLLY, J., HARPOLE, W.S., REICH, P.B., SCHERER-LORENZEN, M., SCHMID, B., TILMAN, D. & VAN RUIJVEN, J., 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199-202.
- JANSSENS, I., LANKREIJER, H., MATTEUCCI, G., KOWALSKI, A., BUCHMANN, N., EPRON, D., PILEGAARD, K., KUTSCH, W., LONGDOZ, B. & GRÜNWALD, T., 2001. Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Global Change Biology*, 7(3), 269-278.
- JOBBÁGY, E.G. & JACKSON, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological applications*, 10(2), 423-436.
- KADEREIT, J.W., KÖRNER, C., KOST, B. & SONNEWALD, U., 2014. Strasburger– Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften. Springer-Verlag.
- KÄPPELER, K.M., 2014. Verbreitung biologischer Bodenkrusten in subtropischen Waldökosystemen in China: Bestimmung von Moosproben aus den Untersuchungsgebieten des BEF-China-Projekts. *Hochschulschrift*, X, 65 Blatt pp.

- KASISCHKE, E.S. & STOCKS, B.J., 2012. Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest, 138. Springer Science & Business Media.
- KEUSKAMP, J.A., DINGEMANS, B.J., LEHTINEN, T., SARNEEL, J.M. & HEFTING, M.M., 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1070-1075.
- KIRSCHBAUM, M.U., 2000. Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry*, 48(1), 21-51.
- KOTTEK, M., GRIESER, J., BECK, C., RUDOLF, B. & RUBEL, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263.
- KUHN, M., 2008. Caret package. *Journal of Statistical Software*, 28(5), 1-26.
- LANGE, O.L., 2003. Wenn kleine Organismen große Wirkung zeigen. *forschung*, 28(4), 14-18.
- MEYSMAN, F.J., MIDDELBURG, J.J. & HEIP, C.H., 2006. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 688-695.
- NAKASHIMA, K., WATANABE, H., SAITOH, H., TOKUDA, G. & AZUMA, J.-I., 2002. Dual cellulose-digesting system of the wood-feeding termite, *Coptotermes formosanus* Shiraki. *Insect biochemistry and molecular biology*, 32(7), 777-784.
- NORDÉN, B. & PALTO, H., 2001. Wood-decay fungi in hazel wood: species richness correlated to stand age and dead wood features. *Biological Conservation*, 101(1), 1-8.
- OADES, J., 1995. Organic Carbon in Soils. The role of nonliving organic matter in the earth's carbon cycle, 16, 293.
- ÖNORM, 2006. ÖNORM L 1083: Chemische Bodenuntersuchungen-Bestimmung der Acidität (pHWert). Österreichisches Normierungsinstitut: Wien.
- ORGIAZZI, A., BARDGETT, R.D., BARRIOS, E., BEHAN-PELLETIER, V., BRIONES, M.J., CHOTTE, J.-L., DE DEYN, G.B., EGGLETON, P., FIERER, N. & FRASER, T., 2016. Global soil biodiversity atlas. Publications Office of the European Union.
- PAUL, E., 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant and soil*, 76(1-3), 275-285.
- PRESCOTT, C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, 101(1-3), 133-149.

- RILEY, S.J., 1999. Index That Quantifies Topographic Heterogeneity. *intermountain Journal of sciences*, 5(1–4), 23-27.
- ROBERTS, D.W., 1986. Ordination on the basis of fuzzy set theory. *Vegetatio*, 66(3), 123-131.
- RYAN, M.G., MELILLO, J.M. & RICCA, A., 1990. A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(2), 166-171.
- SALA, O.E., CHAPIN, F.S., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B. & KINZIG, A., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.
- SAUGIER, B., ROY, J. & MOONEY, H.A., 2001. Estimations of global terrestrial productivity: converging toward a single number. *Terrestrial global productivity*, 543-557.
- SCHAEFER, M., 2012. Wörterbuch der Ökologie. Springer.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P., 2010. Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SCHLESINGER, W.H. & BERNHARDT, E.S., 2013. Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic press.
- SCHOLTEN, T., GOEBES, P., KÜHN, P., SEITZ, S., ASSMANN, T., BAUHUS, J., BRUELHEIDE, H., BUSCOT, F., ERFMEIER, A. & FISCHER, M., 2017. On the combined effect of soil fertility and topography on tree growth in subtropical forest ecosystems—a study from SE China. *Journal of Plant Ecology*, 10(1), 111-127.
- SCHÖNWIESE, C.-D., 2008. Klimatologie: 31 Tabellen im Text und Tabellenanhang. UTB. Ulmer, Stuttgart.
- SCHULTZ, J., 2000. Handbuch der Ökozonen: 78 Tabellen. UTB. Ulmer, Stuttgart.
- SCHULTZ, J., 2008. Die Ökozonen der Erde: 18 Tabellen. UTB. Ulmer, Stuttgart.
- SIX, J., CONANT, R., PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*, 241(2), 155-176.
- STOCKER, T., QIN, D., PLATTNER, G., TIGNOR, M., ALLEN, S., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, B. & MIDGLEY, B., 2013. IPCC, 2013: climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.

- STOKLAND, J.N., SIITONEN, J. & JONSSON, B.G., 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press.
- SWIFT, M.J., HEAL, O.W. & ANDERSON, J.M., 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems, 5. Univ of California Press.
- TEATIME4SCIENCE, 2017. Umeå Universität Schweden, Utrecht Universität Niederlande, <http://www.teatime4science.org/about/the-project/> (30.03.2017).
- THERNEAU, T.M., ATKINSON, B. & RIPLEY, B., 2010. rpart: Recursive partitioning. R package version, 3, 1-46.
- THOMAS, C.D., CAMERON, A., GREEN, R.E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L.J., COLLINGHAM, Y.C., ERASMUS, B.F., DE SIQUEIRA, M.F., GRAINGER, A. & HANNAH, L., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145-148.
- TREEDIVNET, 2017. global network of tree diversity experiments, <http://www.treedivnet.ugent.be/experiments.html> (23.01.2017).
- VON LÜTZOW, M. & KÖGEL-KNABNER, I., 2009. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition—what do we know? *Biology and Fertility of Soils*, 46(1), 1-15.
- WORLDWEATHERONLINE.COM, 2017. <https://de.worldweatheronline.com/wuyuan-weather-averages/jiangxi/cn.aspx> (29.03.2017).
- XUEXIANG, G., SCHULZ, O., VAVTAR, F., JIANMING, L. & MINGHUA, Z., 2002. Jungprotozoische submarine Promäranreicherung und matamorphoogene Weiterentwicklung der Stratiformen W-Sb-Au-Lagerstätten vom "Typ Woxi" in Hunan (Südchina). *Archiv für Lagerstättenforschung der geologischen Bundesanstalt*, 23.
- YIN, X., CHEN, P. & HOU, W., 2001. Study on forest soil animals in the northeast of China. Changchun: Northeast Normal University Press.
- YIN, X., SONG, B., DONG, W., XIN, W. & WANG, Y., 2010. A review on the eco-geography of soil fauna in China. *Journal of Geographical Sciences*, 20(3), 333-346.

ANHANG

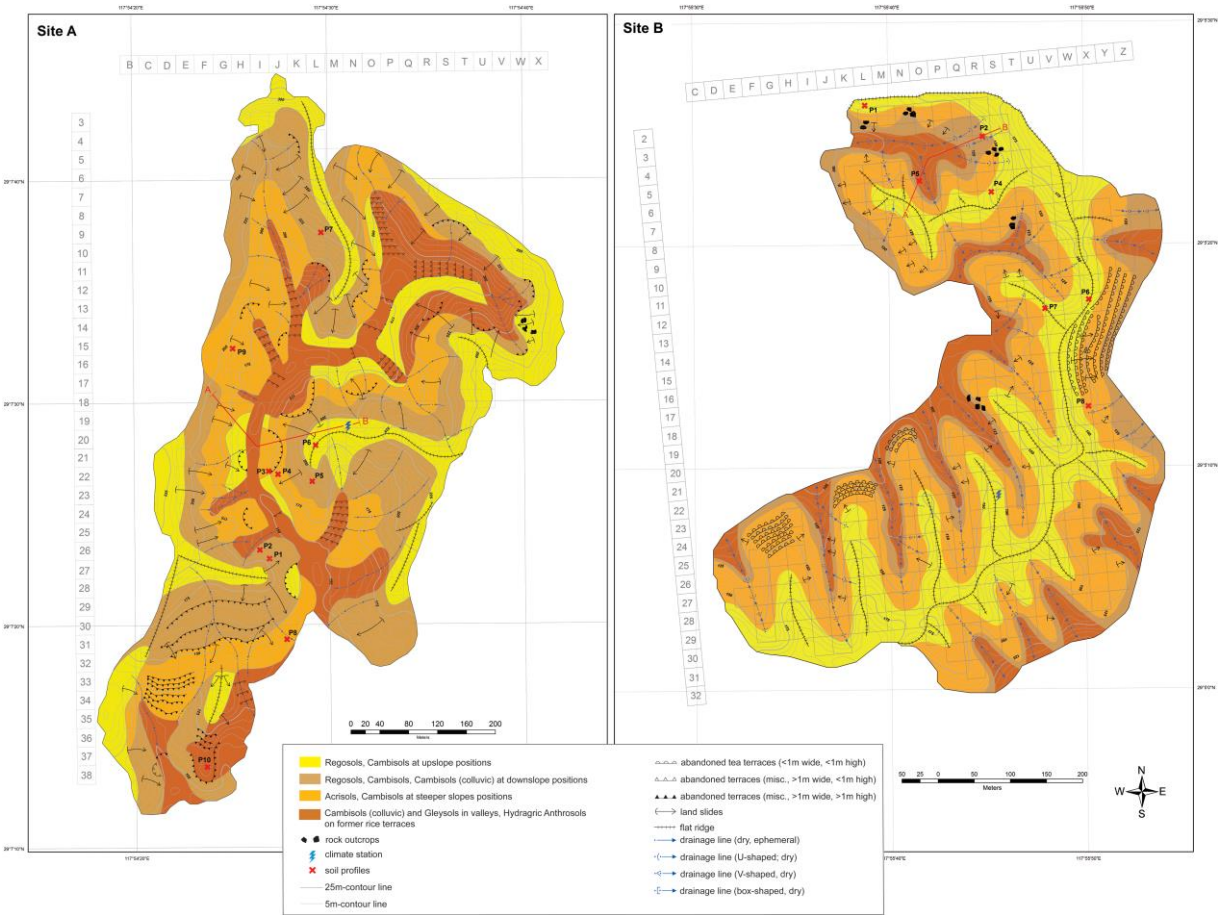


Abbildung 46 Verteilung der Bodentypen in den Untersuchungsgebieten Site A und B (SCHOLTEN et al., 2017)

Tabelle 10 Angepflanzte Baumarten auf Site A und B

Baumarten auf Site A	Baumarten auf Site B
<i>Ailanthus altissima</i>	<i>Acer davidii</i>
<i>Alniphyllum fortunei</i>	<i>Castanea henryi</i>
<i>Betula luminifera</i>	<i>Castanopsis carlesii</i>
<i>Castanopsis eyrei</i>	<i>Castanopsis eyrei</i>
<i>Castanopsis fargesii</i>	<i>Castanopsis sclerophylla</i>
<i>Castanopsis sclerophylla</i>	<i>Choerospondias axillaris</i>
<i>Celtis biondi</i>	<i>Cinnamomum camphora</i>
<i>Cinnamomum camphora</i>	<i>Cunninghamia lanceolata</i>
<i>Cunninghamia lanceolata</i>	<i>Cyclobalanopsis glauca</i>
<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	<i>Cyclobalanopsis myrsinifolia</i>
<i>Daphniphyllum oldhamii</i>	<i>Daphniphyllum oldhamii</i>
<i>Diospyros glaucifolia</i>	<i>Diospyros japonica</i>
<i>Elaeocarpus chinensis</i>	<i>Koelreuteria bipinnata</i>
<i>Elaeocarpus glabripetalus</i>	<i>Liquidambar formosana</i>
<i>Elaeocarpus japonicus</i>	<i>Lithocarpus glaber</i>
<i>Idesia polycarpa</i>	<i>Melia azedarach</i>
<i>Lithocarpus glaber</i>	<i>Nyssa sinensis</i>
<i>Machilus grijsii</i>	<i>Pinus massoniana</i>
<i>Machilus leptophylla</i>	<i>Quercus acutissima</i>
<i>Machilus thunbergii</i>	<i>Quercus fagri</i>
<i>Manglietia yuyuanensis</i>	<i>Quercus serrata</i>
<i>Meliosma flexuosa</i>	<i>Rhus chinensis</i>
<i>Phoebe bournei</i>	<i>Sapindus mukorossi</i>
<i>Pinus massoniana</i>	<i>Sapium discolor</i>
<i>Quercus phillyraeoides</i>	<i>Sapium sebiferum</i>
<i>Schima superba</i>	<i>Schima superba</i>

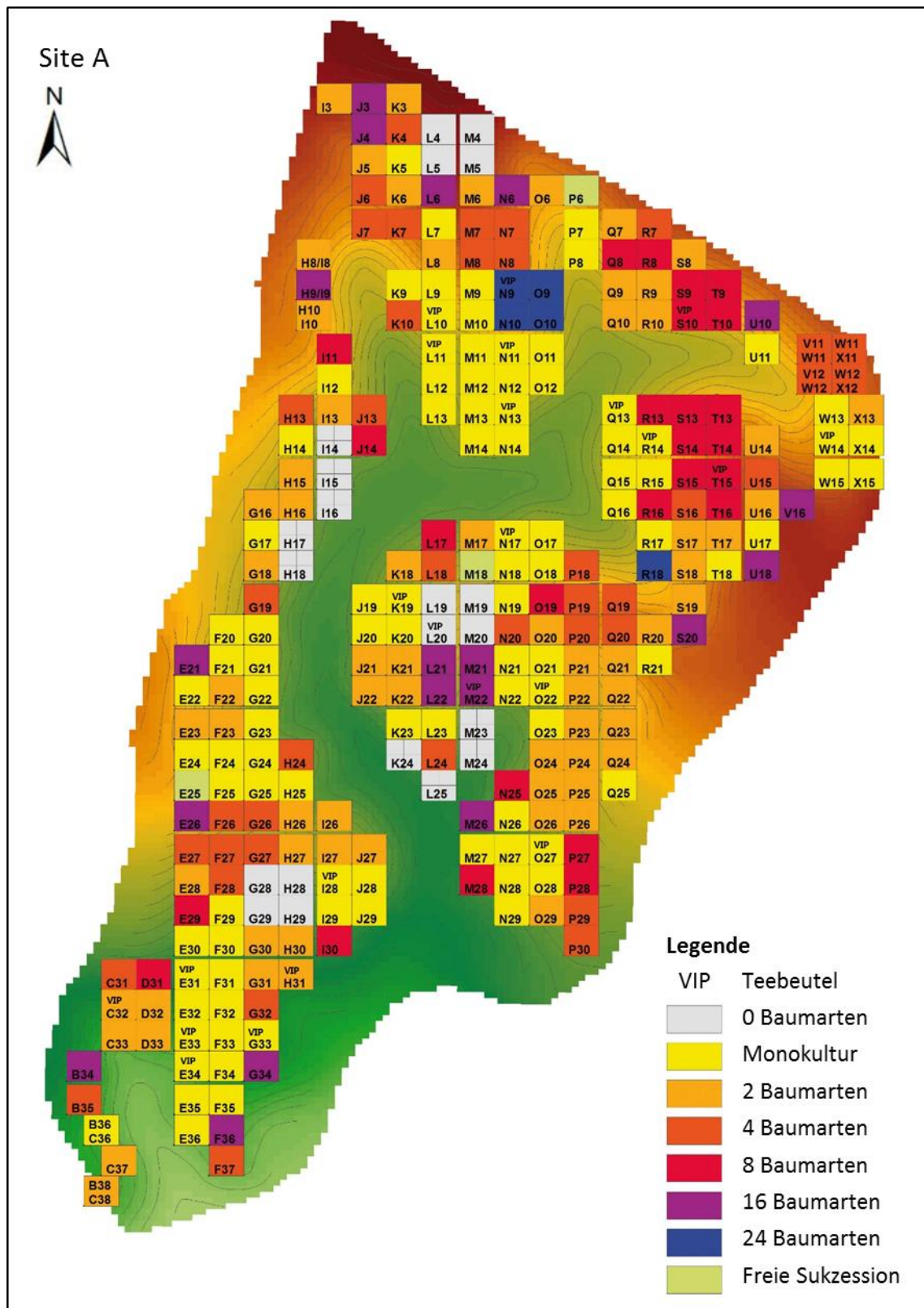


Abbildung 47 Anzahl der Baumarten auf den Plots auf Site A; Markierung der VIPs, auf welchen die Teebeutelexperimente durchgeführt wurden (verändert nach BRUELHEIDE (2010))

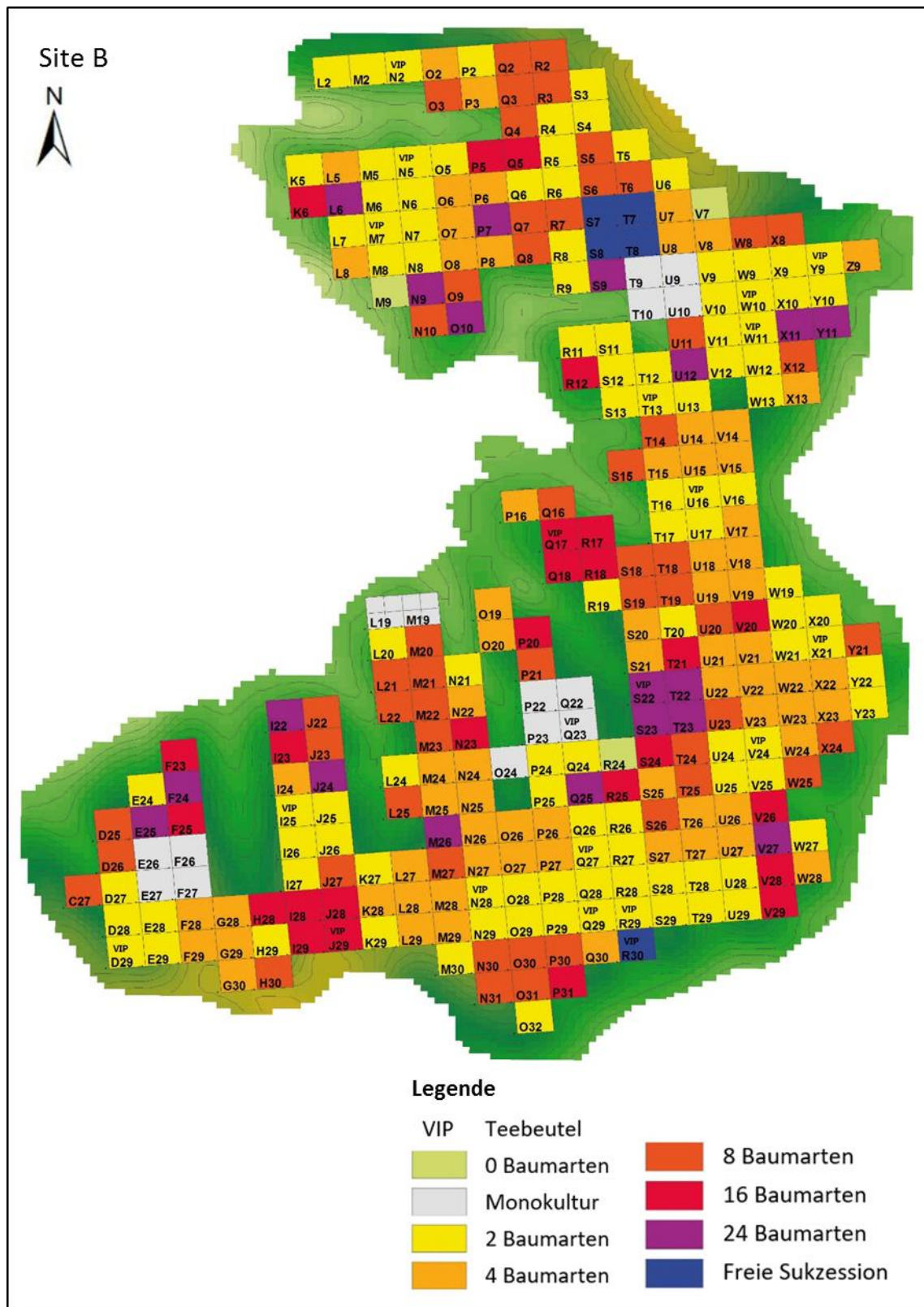


Abbildung 48 Anzahl der Baumarten auf den Plots auf Site B; Markierung der VIPs, auf welchen die Teebeutelexperimente durchgeführt wurden (verändert nach BRUELHEIDE (2010))

Tabelle 11 S- und k-Werte mit Standardabweichungen aus verschiedenen Ökosystemen, erklärend zu Abbildung 43 (nach KEUSKAMP ET AL. (2013), erweitert)

Num- mer	Land	Ökosystem	Koordinaten	n	k × 10 ³	S
1	USA-Florida:	Mangrovenwald	28°22'31"N, 80°36'47"W	10	9,9 ± 1,5	0,27 ± 0,09
2	USA-Florida:	Mangrovenwald- rand	28°22'31"N, 80°36'47"W	8	22,5 ± 6,0	0,19 ± 0,06
3	Irland	Moor (gestört)	53°19'18"N, 7°37'38"W	5	9,4 ± 0,9	0,23 ± 0,05
4	Irland	Moor (ungestört)	53°19'18"N, 7°37'38"W	5	10,2 ± 0,7	0,2 ± 0,01
5	Island	Grünland (erwärmt)	64°2'20"N, 21°11'43"W	28	18,7 ± 5,9	0,04 ± 0,11
6	Island	Grünland (ambient)	64°2'20"N, 21°11'43"W	30	20,4 ± 9,7	0,15 ± 0,1
7	China	Wüste (sandig)	39°29'37"N, 110°11'29"E	5	10,4 ± 3,9	0,31 ± 0,1
8	China	Wüste (lehmig)	39°29'37"N, 110°11'29"E	5	3,5 ± 3,4	0,54 ± 0,15
9	Niederlande	Wald	52°4'12"N, 5°16'28"E	4	20,4 ± 3,7	0,14 ± 0,04
10	Niederlande	Wald (nass)	52°8'10"N, 5°6'58"E	4	13,4 ± 1,1	0,13 ± 0,01
11	Niederlande	Weideland	52°7'48"N, 5°8'59"E	4	11,9 ± 0,7	0,14 ± 0,02
12	Niederlande	Moor	52°9'54"N, 5°7'17"E	4	10,1 ± 1,4	0,23 ± 0,02
13	Panama	Tropischer Wald	9°13'12"N, 79°44'24"W	18	39,2 (± n. a.)	0,06 ± 0,09
14	Österreich	Mischwald	48°35'28"N, 15°39'29"E	7	26,2 ± 3,9	0,26 ± 0,11
15	Österreich	Birkenwald	48°35'28"N, 15°39'29"E	12	20,4 ± 4,9	0,29 ± 0,07
16	Labor	Labor 25°C	-	n. a.	n. a.	n. a.
17	Labor	Labor 15 °C	-	n. a.	n. a.	n. a.
18	China	Subtropischer Wald, TDN	29°07'32,0"N, 117°54'29,2"E	17	8,5 ± 3,77	0,07 ± 0,02
19	China	Subtropischer Wald, Site A	29°07'32,0"N, 117°54'29,2"E	55	7,8 ± 4,0	0,08 ± 0,04
20	China	Subtropischer Wald, Site B	29°05'08,9"N, 117°55'44,8"E	34	6,2 ± 3,9	0,10 ± 0,004