



Bachelorstudiengang Umweltwissenschaften

Bachelorarbeit

Maulwurfshügel als Hotspots mikrobieller Aktivität?

**Untersuchung der Einflüsse der durch *Talpa europaea*
hervorgerufenen oberflächlichen Störungen auf die
mikrobielle Biomasse und den Abbau organischen
Materials**

Vorgelegt von:

Daniel Buller

Betreuender Gutachter:

Dr. Philipp Maurischat

Zweitgutachterin:

Dr. Olga Kalinina

Oldenburg, 11.07.2024

Zusammenfassung

Der Einfluss von durch den Europäischen Maulwurf (*Talpa europaea*, LINNAEUS 1758) hervorgerufenen Störungen auf den mikrobiellen Abbau organischer Streu, die mikrobielle Biomasse und den mineralischen Stickstoffgehalt im Boden wurde am Beispiel von drei Versuchsflächen im botanischen Garten der Universität Oldenburg untersucht. Die untersuchten Maulwurfshügel zeichneten durch ein wärmeres Mikroklima, eine höhere Lagerungsdichte, verminderte Konzentrationen an organischen C und N sowie reduzierte Bodenwassergehälter aus. Der Einfluss der Störungen auf die mikrobielle Biomasse war entlang aller Versuchsflächen negativ. Bezüglich des Einflusses auf den mikrobiellen Abbau organischer Streu zeichnet sich kein eindeutiger Trend ab, da auf einer Versuchsfläche ein positiver Effekt festgestellt wurde, während auf den Verbliebenen kein Effekt oder ein negativer Effekt vorliegt. Es liegen keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen hinsichtlich der Gehälter an Nitrat und Ammonium vor. Lediglich auf einer Versuchsfläche konnten verringerte Nitratgehälter in Maulwurfshügeln nachgewiesen werden. Es wird vermutet, dass mikroklimatische Unterschiede zwischen den Versuchsflächen den Abbau organischer Streu in den Maulwurfshügeln beeinflusst haben könnten. Als Ursache hierfür wird eine Wechselwirkung der Bodentemperatur mit dem Bodenwassergehalt vermutet, welcher entlang aller Versuchsflächen als wichtigster Einflussfaktor für den mikrobiellen Abbau organischer Streu eingestuft wird. Die geringere mikrobielle Biomasse in den Maulwurfshügeln wird auf die Abwesenheit einer Rhizosphäre sowie verringerter Gehälter an organischen C und N zurückgeführt. Es wird ferner angenommen, dass die Zerstörung von Bodenaggregaten beim Grabprozess die N-Mineralisation in den Maulwurfshügeln befördert, so dass sich diese trotz fehlender Einträge durch biotische N-Fixierung hinsichtlich ihrer mineralischen Stickstoffgehälter nicht von den ungestörten Bereichen unterscheiden. Es wird empfohlen, den Einfluss der durch *T. europaea* hervorgerufenen Störungen auf mikrobielle Aktivitäten in Abhängigkeit des Mikroklimas sowie des Bodenwassergehalts zu untersuchen.

Abstract

The effects of soil disturbance caused by the European mole (*Talpa europaea*, LINNAEUS 1758) on microbial decomposition of organic litter, microbial biomass C and N and concentrations of nitrate and ammonium were examined based on data collected from three sample plots in the botanical garden of the University of Oldenburg, Germany. Compared to the undisturbed pasture, molehills were characterized by a warmer microclimate, higher bulk density, lower concentrations of organic C and N as well as by reduced water contents. The effects on microbial biomass C and N were negative across all sample plots. Effects on microbial decomposition of organic litter showed no clear trend with one sample plot showing a positive effect whereas others showed no effect or a negative effect. There was no statistically significant difference in concentrations of nitrate and ammonium between molehills and undisturbed pasture except for one sample plot where nitrate concentrations were reduced in molehills. It is suggested that microbial decomposition was influenced by microclimatic differences between the sample plots which were the result of differences in shading. The overall effects of shading and water content on microbial decomposition were greater than those of molehill disturbance. Effects on microbial biomass C and N were negative, likely due to the absence of a rhizosphere and reduced concentrations of organic C and N in molehills. Molehill disturbance likely has a positive effect on N-mineralization due to the destruction of soil aggregates, explaining the lack of differences between molehills and undisturbed pasture in nitrate and ammonium concentrations. Future studies should examine effects of microclimate on microbial activity in molehills in relationship to soil water content.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	- 1 -
2. Theoretischer Hintergrund	- 3 -
2.1. Lebensweise und Verbreitung des Europäischen Maulwurfs	- 3 -
2.2. Die Rolle des Europäischen Maulwurfs als „Ökosystem-Ingenieur“	- 5 -
2.3. Einfluss der Aktivitäten des Europäischen Maulwurfs auf die Dekomposition organischen Materials	- 6 -
3. Methodik	- 9 -
3.1 Untersuchungsgebiet.....	- 9 -
3.1.1. Der botanische Garten in Oldenburg	- 9 -
3.1.2. Geologie und naturräumliche Einordnung	- 10 -
3.1.3. Klima	- 11 -
3.1.4 Auswahl der Versuchsflächen.....	- 11 -
3.2 Die Teebeutel – Methode	- 13 -
3.2.1. Untersuchung des Abbaus organischer Streu	- 13 -
3.2.2. Ermittlung des „Tea Bag – Index“	- 15 -
3.3 Ermittlung des Gehalts an mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff durch Chloroform- Fumigation-Extraktion	- 16 -
3.4 Bestimmung des Nitrat - und Ammoniumgehalts nach dem Kjeldahl-Verfahren	- 19 -
3.5 Bestimmung des Gesamtstickstoffs und Gesamtkohlenstoffs	- 22 -
3.6 Bestimmung weiterer Bodenparameter	- 22 -
3.6.1. Bodentemperatur	- 22 -
3.6.2. Lagerungsdichte	- 23 -
3.6.3. Bestimmung des potentiellen Boden-pH-Werts in CaCl ₂	- 23 -
3.6.4. Bodenwassergehalt	- 24 -
3.7. Statistische Datenauswertung	- 24 -
4. Ergebnisse	- 24 -
4.1 Abbau organischer Streu	- 24 -
4.1.1 Gewichtsverlust des Grüntees und des Rooibostees	- 24 -
4.1.2 Tea Bag Index.....	- 26 -
4.2 Gehalt an mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff.....	- 27 -
4.3 Nitrat – und Ammoniumgehalt.....	- 29 -
4.4 Gesamtkohlenstoff – und Stickstoff.....	- 31 -
4.5 Weitere Bodenparameter.....	- 33 -
4.5.1 Bodentemperatur	- 33 -
4.5.2 Lagerungsdichte	- 35 -
4.5.3 Boden-pH.....	- 35 -

4.5.4 Wassergehalt	- 36 -
5. Diskussion	- 36 -
5.1. Einfluss der Störungen auf Bodeneigenschaften, mikroklimatische Standortbedingungen sowie die mikrobielle Biomasse	- 36 -
5.2. Einfluss der Störungen auf die mikrobielle Dekomposition organischen Materials ..	- 37 -
5.3. Einfluss der Störungen auf den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens	- 40 -
6. Zusammenfassung und Fazit	- 42 -
Literaturverzeichnis	- 43 -
Anhang	I

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: <i>Durch seine Aktivitäten schafft T. europaea kleinflächige Bereiche exponierten Bodens, die als "Maulwurfshügel" bezeichnet werden (Bild: Daniel Buller, 2023</i>	<i>-5-</i>
Abbildung 2: <i>Lage des Untersuchungsgebiets im Botanischen Garten der Universität Oldenburg. Die roten Punkte markieren die Versuchsflächen, während die Grenzen des botanischen Gartens orange markiert werden (Bild: Daniel Buller, 2023).....</i>	<i>-10-</i>
Abbildung 3: <i>Jahresniederschlag und Temperaturverteilung in der Stadt Oldenburg (Bild: MERKEL, 2012).....</i>	<i>-11-</i>
Abbildung 4: <i>Versuchsfläche 1 (gestört) (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-12-</i>
Abbildung 5: <i>Versuchsfläche 1 (ungestört) (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-12-</i>
Abbildung 6: <i>Versuchsfläche 2 (Bild: Daniel Buller, 2023).....</i>	<i>-12-</i>
Abbildung 7: <i>Versuchsfläche 3 (Bild: Daniel Buller, 2023).....</i>	<i>-12-</i>
Abbildung 8: <i>In den Maulwurfshügeln wurden jeweils 4 Teebeutel des Lipton Rooibostees und 4 Teebeutel des Lipton Grüntees vergraben (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-13-</i>
Abbildung 9: <i>Vor der Extraktion des mikrobiellen Kohlenstoffs und Stickstoffs wurden die Bodenproben in einen Exsikkator platziert, in dem sie über einen Zeitraum von 48 Stunden mit Chloroform begast wurden (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-18-</i>
Abbildung 10: <i>Aufbau der Entgasungsanlage, an der die Extraktion des mikrobielle Kohlenstoffs und Stickstoffs erfolgte (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-19-</i>
Abbildung 11: <i>Aufbau der Apparatur, die zur Ermittlung der Nitrat- und Ammoniumgehalte verwendet wurde. Rechts im Bild befinden sich Rundkolben mit Probenmaterial, während sich links im Bild die verwendete Destille befindet. Die Proben wurden in die Destille eingespannt und 3,5 Minuten überdestilliert. Das Destillat wurde in Erlenmeyerkolben mit einer Indikatorlösung gesammelt (links unten) (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-20-</i>
Abbildung 12: <i>Schnappdeckelflaschen mit dem zermahlene Probenmaterial (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-22-</i>
Abbildung 13: <i>Der für die Ermittlung der C- und N-Gehalte verwendete Flash 2000 C/N Analysator der Firma Thermofisher Scientific (Bild: Daniel Buller, 2023).</i>	<i>-22-</i>

Abbildung 14: Gewichtsverlust des Grüntees (grün) und des Rooibostees (rot) in den Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).	-25-
Abbildung 15: Für Maulwurfshügel und ungestörte Bereiche ermittelte Parameter k und S der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).	-27-
Abbildung 16: Gehälter an C_{mik} und N_{mik} in Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).	-28-
Abbildung 17: C_{mik}/N_{mik} -Verhältnis in Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).	-29-
Abbildung 18: Nitrat- und Ammoniumgehalter in Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).....	-30-
Abbildung 19: Gehälter an Kohlenstoff und Stickstoff in den Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).	-31-
Abbildung 20: $C\%/N\%$ -Verhältnis der Maulwurfshügel und ungestörten Bereiche der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).	-32-
Abbildung 21: Temperaturentwicklung in den Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).	-33-

Tabellenverzeichnis

Tabelle I	- 26 -
Tabelle II	- 28 -
Tabelle III	- 30 -
Tabelle IV	- 32 -
Tabelle V	- 34 -
Tabelle VI	- 35 -

1. Einleitung

Mikrobielle Abbauprozesse steuern Nährstoffkreisläufe in Ökosystemen (GRZYB et al., 2020) und bilden ein zentrales Element in dem globalen Kohlenstoffkreislauf (LAL, 2008). Es wird angenommen, dass aufgrund mikrobieller Abbauprozesse in Böden jährlich bis zu 68 Gt CO₂ in die Atmosphäre eingetragen werden (RAICH & SCHLESINGER, 1992). Prozesse, die die Geschwindigkeit und den Umfang mikrobieller Abbauprozesse in Ökosystemen bestimmen sind vor dem Hintergrund des globalen Klimawandels zunehmend in das Zentrum öffentlichen Forschungsinteresses gerückt (DJUKIC et al., 2018). Existierende Klimamodelle betrachten mikrobielle Abbauprozesse entlang großflächiger Areale und vernachlässigen Faktoren, die den Abbau organischen Materials auf kleinskaliger Ebene beeinflussen können (TODD-BROWN et al., 2012). Insbesondere mikroklimatische Standortbedingungen (WANG et al., 2010) sowie durch grabende Organismen hervorgerufene Bodenstörungen (LI et al., 2019) können einen weitreichenden Einfluss auf den Abbau organischen Materials haben. Eine Erweiterung unseres Verständnisses der Mechanismen, aufgrund derer Bodenstörungen und mikroklimatische Standortbedingungen den Abbau organischen Materials beeinflussen, könnte dazu beitragen, eine verbesserte Modellierung von Nährstoffkreisläufen in Ökosystemen zu ermöglichen und die Genauigkeit von Klimamodellen zu erhöhen.

Das Ziel dieser Bachelorarbeit besteht darin, am Beispiel des Europäischen Maulwurfs (*Talpa europaea*, LINNAEUS 1758) den Einfluss eines grabenden Säugetiers auf mikrobielle Abbauprozesse in Böden zu erfassen. Der Europäische Maulwurf ist in Mitteleuropa weit verbreitet (NIETHAMMER, 1990) und schafft durch seine Grabaktivitäten kleinflächige Bereiche exponierten Bodens, die als „Maulwurfshügel“ bezeichnet werden und sich durch ein wärmeres Mikroklima (STREITBERGER & FARTMANN, 2013, STREITBERGER et al., 2014), eine verbesserte Sauerstoffversorgung (SCHAEFER & SADLEIR, 1979) sowie eine verbesserte Drainage (SKOCZEN et al., 1976) auszeichnen. Ein Einfluss dieser veränderten Umweltbedingungen auf den mikrobiellen Abbau organischen Materials wurde in der Vergangenheit zwar vermutet (siehe CANALS & SEBASTIÀ, 2000), konnte bisher jedoch noch nicht experimentell nachgewiesen werden. Am Ausgangspunkt dieser Bachelorarbeit wurden folgende Hypothesen formuliert:

- 1) Das wärmere Mikroklima und die verbesserte Sauerstoffversorgung in Maulwurfshügeln schaffen ideale Bedingungen für die Dekomposition organischen Materials, so dass sich dieses in Maulwurfshügeln schneller zersetzt als im ungestörten Boden.
- 2) Die idealen Voraussetzungen für die Dekomposition organischen Materials in Maulwurfshügeln bedingen ein verstärktes mikrobielles Wachstum, so dass sich Maulwurfshügel im Vergleich zum ungestörten Boden durch eine erhöhte mikrobielle Biomasse auszeichnen.
- 3) Der Prozess wird durch die Zerstörung von Bodenaggregaten beim Grabprozess gefördert, aufgrund derer die Verfügbarkeit organischen Materials in Maulwurfshügeln erhöht wird. Die verbesserte Verfügbarkeit organischen Materials bedingt eine verstärkte N-Mineralisation in den Maulwurfshügeln, aufgrund derer sich diese im Vergleich zum ungestörten Boden durch erhöhte Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen auszeichnen (siehe Kapitel 2.3.).

Die Hypothesen wurden anhand eines Feldversuchs im botanischen Garten der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg überprüft. Im Rahmen des Feldversuchs wurde ein Litter-Bag-Experiment unter Verwendung eines standardisierten Lipton® Rooibostees sowie eines standardisierten Lipton® Grüntees durchgeführt (KEUSKAMP et al., 2013), um zu überprüfen, ob sich das in den Teebeuteln enthaltene Material in den Maulwurfshügeln schneller zersetzt als im ungestörten Boden (Kapitel 3.2.). Gehälter an mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff in Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen wurden durch Chloroform-Fumigation-Extraktion ermittelt (BROOKES et al., 1985) (Kapitel 3.3.). Die Nitrat- und Ammoniumgehalte in Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen wurden nach dem Kjeldahl-Verfahren ermittelt (SAEZ-PLAZA et al., 2013) (Kapitel 3.4.). Um eine umfassende Interpretation der erhobenen Daten zu ermöglichen, wurden zusätzlich Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen hinsichtlich des Bodenwassergehalts, der Bodentemperatur, der Lagerungsdichte sowie des Gehalts an organischen C und N erfasst (Kapitel 3.5. & 3.6.). Anhand des Feldversuchs soll festgestellt werden, ob die durch den Europäischen Maulwurf hervorgerufenen Störungen einen Einfluss auf mikrobielle Abbauprozesse in Böden und das Wachstum von Mikroorganismen haben. Die präsentierte Arbeit soll hierbei das Verständnis der Wechselbeziehung zwischen der Aktivität von Mikroorganismen und der Störung des Bodens durch Säugetiere erweitern.

2. Theoretischer Hintergrund

2.1. Lebensweise und Verbreitung des Europäischen Maulwurfs

Der Europäische Maulwurf (*Talpa europaea*, LINNAEUS 1758) zählt innerhalb Europas zu den am weitesten verbreiteten bodenstörenden Säugetieren (STREITBERGER & FARTMANN, 2017). Der Lebensraum der Art erstreckt sich über das gesamte westeuropäische Festland mit Ausnahme Italiens sowie der iberischen Halbinsel. Die westliche Verbreitungsgrenze bildet Großbritannien, wobei *T. europaea* in England, Wales und Schottland vorkommt, jedoch in Irland sowie auf mehreren britischen Inseln fehlt. Die östliche Verbreitungsgrenze ist unbekannt, einzelne Individuen der Art konnten jedoch in Sibirien bis zum 70. Breitengrad nachgewiesen werden. In den Alpen besiedelt die Art Habitate in Höhenlagen unterhalb von 1900 m ü. NN (HAUSSER, 1995). *T. europaea* ist ein Generalist, dessen Vorkommen vorwiegend von der Bodenstruktur, der Bodentiefe, der Feuchtigkeit sowie dem Nahrungsvorkommen abhängt und nicht an spezifische Lebensraumtypen gebunden ist (NIETHAMMER, 1990). So besiedelt die Art tiefe, gut ausgebildete Böden, deren Bodenmatrix für das Graben von Gängen geeignet ist, fehlt jedoch in flachen, felsigen Böden, Moorböden sowie sandigen Böden mit niedrigem pH-Wert (STONE, 1995). Das Spektrum der besiedelten Habitate ist sehr breit und reicht von Wäldern und Kulturlandschaften bis hin zu Parkanlagen und Gärten in urbanen Lebensräumen (HAUSSER, 1995). *T. europaea* lebt solitär, territorial und verbringt fast seine gesamte Lebenszeit in einem unterirdisch angelegten Tunnelsystem (MACDONALD et al., 1996). Der Bau des Tunnelsystems erfolgt, indem zunächst kleine Gänge in einer Tiefe von 3-4 cm ausgehoben werden, welche dazu dienen, benachbarte Tiere ausfindig zu machen. Anschließend werden tiefere Gänge in einer Tiefe von bis zu 1 m ausgehoben, deren Länge sich über mehrere hundert Meter erstrecken kann (HAUSSER, 1995). Die Gangsysteme werden um eine Nestkammer angelegt, welche mit trockenen Pflanzenmaterial, Papier, Plastik oder Wolle ausgefüllt und als Rastplatz sowie zur Aufzucht von Jungtieren genutzt wird (HAUSSER, 1995). In flachen oder häufig von Überflutungen betroffenen Böden errichtet *T. europaea* anstelle unterirdisch angelegter Nestkammern oftmals so genannte „Burgen“ (NIETHAMMER, 1990). Hierbei handelt es sich um oberirdische Erdhügel mit einer durchschnittlichen Breite von 90 cm und einer durchschnittlichen Höhe von 30 cm, innerhalb derer eine Nestkammer angelegt wird (STREITBERGER, 2016). Die Aushebung des Tunnelsystems erfolgt, indem Bodenmaterial zunächst zur Seite geschoben und anschließend an die Erdoberfläche transportiert wird (NIETHAMMER, 1990). Hierdurch entstehen die für diese Art charakteristischen „Maulwurfshügel“, welche im Durchschnitt eine Höhe von 7 cm und eine Breite von 30 cm aufweisen (STREITBERGER, 2016). Die ausgehobenen Tunnel erfüllen eine Funktion als „Nahrungsfalle“ (HAUSSER, 1995). *T. europaea* läuft hierbei zu unterschiedlichen Tageszeiten einzelne Bereiche des ausgehobenen Tunnelsystems ab und frisst sich senkrecht

im Boden bewegende Organismen, die in die Tunnel hineinfliegen (MACDONALD et al., 1996). Die Art ernährt sich opportunistisch, der Hauptanteil der Nahrung wird in Mitteleuropa jedoch durch Regenwürmer (Lumbricidae) gedeckt, gefolgt von Larven der Käfer (Coleoptera), Schmetterlinge (Lepidoptera) und Zweiflügler (Diptera) (NIETHAMMER, 1990). Die Aushebung unterirdischer Tunnelsysteme ist für Säugetiere mit einem enormen Energieaufwand verbunden (VLECK, 1979). Um ihren Kalorienbedarf zu decken, sind Individuen der Art daher darauf angewiesen, täglich bis zu 89% ihres Körpergewichts an Nahrung zu konsumieren (NIETHAMMER, 1990). Aufgrund des hohen Kalorienbedarfs von *T. europaea* stehen die Aktivität und Populationsdichte der Art in einem engen Zusammenhang mit der Nahrungsverfügbarkeit in einem Habitat (EDWARD et al., 1999). Anhand der Intensität der durch *T. europaea* hervorgerufenen Bodenstörungen können hierbei nicht zwangsläufig Rückschlüsse über die Anzahl an Individuen in einem Areal geschlossen werden (STREITBERGER, 2016). So stellen EDWARD et al. (1999) zwar fest, dass günstige Bedingungen für das Vorkommen von Regenwürmern in tiefen und kalkhaltigen Böden eine hohe Populationsdichte von *T. europaea* begünstigen, aufgrund derer Bodenstörungen durch die Art häufiger in Erscheinung treten. Intensive Störungen durch *T. europaea* können jedoch auch in unproduktiven Böden mit einem verminderten Nahrungsangebot auftreten, da Individuen der Art zwar in einer geringeren Populationsdichte vertreten sind, gleichzeitig jedoch weitläufigere Tunnelsysteme zur Nahrungssuche anlegen (STREITBERGER, 2016). Die Aktivität von *T. europaea* unterliegt ferner saisonalen und wetterbedingten Schwankungen. So stellen MACDONALD et al. (1996) eine Verstärkung der durch *T. europaea* hervorgerufenen Bodenstörungen während eines Dürreereignisses fest und führen diese darauf zurück, dass Individuen der Art tiefere Gangsysteme ausheben, um Regenwürmer zu fangen, die sich aufgrund der Trockenheit in feuchtere Bodenschichten zurückziehen. Ein ähnlicher Effekt kann während der Herbstzeit beobachtet werden, in der sich Regenwürmer aufgrund der abfallenden Temperaturen in tieferen Bodenschichten ansiedeln (EDWARD et al., 1999). Die Intensität der durch *T. europaea* hervorgerufenen Bodenstörungen steigt zudem während der Paarungszeit im Frühjahr stark an (EDWARD et al., 1999), da männliche Individuen auf der Suche nach Weibchen die Größe ihrer Territorien um bis zu 40% erweitern (HAUSSER, 1995). Schätzungen zum Umfang der durch *T. europaea* hervorgerufenen Störungen können aufgrund der Schwankungen in der Aktivität weit auseinander liegen. So geht JONCA (1972) davon aus, dass *T. europaea* in einem Habitat im Siebengebirge jährlich 1-3 t Bodenmaterial pro Hektar verlagert, während SKOCZEN et al. (1976) angeben, dass auf einer Wiese in der Nähe von Krakau jährlich zwischen 25- 63 t Bodenmaterial pro Hektar verlagert werden.

2.2. Die Rolle des Europäischen Maulwurfs als „Ökosystem-Ingenieur“



Abbildung 1: Durch seine Aktivitäten schafft *T. europaea* kleinflächige Bereiche exponierten Bodens, die als "Maulwurfshügel" bezeichnet werden (Bild: Daniel Buller, 2023).

Das Konzept des „Ökosystem-Ingenieurs“ („ecosystem engineer“) wurde erstmals in den 1990er-Jahren durch JONES et al. (1994) eingeführt und beschreibt Organismen, die den physischen Zustand biotischer und abiotischer Bestandteile ihrer Umwelt manipulieren und somit die Verfügbarkeit von Ressourcen in einem Ökosystem beeinflussen. In ihrer Definitionen unterscheiden JONES et al. zwischen „*autogenen*“ und „*allogenen*“ Ökosystem-Ingenieuren. *Autogene Ökosystem-*

Ingenieure sind Organismen, die den physischen Zustand ihrer Umgebung aufgrund ihrer körpereigenen Struktur modifizieren. Ein klassisches Beispiel hierfür sind Baumarten, die aufgrund ihrer Wuchsform die Lichtverfügbarkeit in Waldökosystemen beeinträchtigen und ein kühleres Mikroklima schaffen, mit weitreichenden Auswirkungen auf die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften in den entsprechenden Ökosystemen (JONES et al., 1994). Im Gegensatz zu autogenen Ökosystem-Ingenieuren manipulieren *allogene Ökosystem-Ingenieure* ihre Umwelt nicht durch ihre körpereigene Struktur, sondern aufgrund ihrer Aktivität. Der Europäische Maulwurf agiert in unterschiedlicher Hinsicht als ein klassisches Beispiel eines allogenen Ökosystem-Ingenieurs (STREITBERGER & FARTMANN, 2017). Durch seine Grabaktivitäten verlagert er große Mengen an Sediment (JONCA, 1972; SKOCZEN et al., 1976) und durchmischt tiefliegende Bodenhorizonte mit dem nährstoffreichen Oberboden. Die hierbei ausgehobenen Gänge bilden ein komplexes System an Makroporen und tragen zu einer erhöhten Drainage (SKOCZEN et al., 1976) sowie einer verbesserten Belüftung (SCHAEFER & SADLEIR, 1979) des Bodens bei. Ferner befördert der Europäische Maulwurf beim Ausheben der Gänge Bodenmaterial an die Oberfläche, so dass bodenbedeckende Vegetation begraben wird und kleinflächige Bereiche exponierten Bodens entstehen (Abb. 1). Die gestörten Bereiche unterscheiden sich von ihrer Umgebung hinsichtlich ihrer mikroklimatischen Eigenschaften (STREITBERGER & FARTMANN, 2013, STREITBERGER et al., 2014) und ihrer Lichtverfügbarkeit (WATT, 1974; SEIFAN et al., 2010) und tragen somit zu einer Erhöhung der Heterogenität in der Landschaft bei. Nach der erstmals durch CONNELL (1978) beschriebenen „Hypothese mittlerer Störungsintensität“ („intermediate disturbance

hypothesis“) kann sich eine Erhöhung der Heterogenität aufgrund von Störungen je nach Störungsintensität positiv oder negativ auf die Anzahl von Arten in einem Habitat auswirken. Im Falle des Europäischen Maulwurfs wurden Auswirkungen der Störungen auf die Diversität der Pflanzen und Insekten bisher vorwiegend am Beispiel von Grasland-Ökosystemen untersucht (siehe CANALS & SEBASTIA, 2000, 2002; SEIFAN et al., 2010; STREITBERGER & FARTMANN, 2013; STREITBERGER et al., 2014; KIELTYK & MIREK, 2015). CANALS & SEBASTIA (2000) stellen am Beispiel von Grasland-Ökosystemen in den spanischen Pyrenäen fest, dass sich einjährige, nicht auf Mykorrhiza angewiesene Pflanzenarten aufgrund erhöhter Lichtverfügbarkeit und abweichender Nährstoffkonzentrationen bevorzugt auf Maulwurfshügeln ansiedeln. Auf Heideflächen der spanischen Pyrenäen konnten CANALS & SEBASTIA (2002) Maulwurfshügel ferner als bevorzugte Standorte für die Ansiedlung der Cornwall-Heide (*Erica vagans*) identifizieren. SEIFAN et al. (2010) stellen fest, dass Maulwurfshügel in produktiven Grasland-Ökosystemen Mitteleuropas ein wichtiges Ausweichhabitat für kleinwüchsige Arten darstellen, die aufgrund von Lichtkonkurrenz aus ungestörten Bereichen verdrängt werden. Obwohl der Einfluss der Störungen auf die Diversität der Pflanzen häufig positiv bewertet wird (siehe WATT, 1974; CANALS & SEBASTIA, 2000, 2002; SEIFAN et al., 2010) können die aufgrund der Störung entstehenden Lücken in geschlossenen Pflanzenbeständen auch als „Einfallstor“ für die Etablierung als invasiv eingestufte Arten wie dem Orientalischen Zackenschötchen (*Bunias orientalis*) fungieren (KIELTYK & MIREK, 2015). Ein Einfluss der Störungen auf die Biodiversität der Fauna wurde bisher lediglich am Beispiel der Schmetterlinge (Lepidoptera) untersucht (STREITBERGER & FARTMANN, 2017). STREITBERGER & FARTMANN (2013) stellten hierbei fest, dass der als gefährdet eingestufte Kleine Würfel-Dickkopffalter (*Pyrgus malvae*) Eier bevorzugt an Wirtspflanzen ablegt, die sich in der Nähe von Maulwurfshügeln befinden, da die Larven dieser Art in den gestörten Bereichen aufgrund des wärmeren Mikroklimas eine verminderte Mortalität aufweisen. Ein ähnliches Verhalten konnten STREITBERGER et al. (2014) am Beispiel des Kleinen Feuerfalters (*Lycaena phlaeas*) nachweisen.

2.3. Einfluss der Aktivitäten des Europäischen Maulwurfs auf die Dekomposition organischen Materials

Die Geschwindigkeit mikrobieller Abbauprozesse in Böden wird maßgeblich durch den Bodentyp, die Bodenfeuchte, die Bodentemperatur, das C:N-Verhältnis in Böden sowie die Zusammensetzung mikrobieller Bodengemeinschaften bestimmt (GRZYB et al., 2020). Durch seine Aktivitäten schafft der Europäische Maulwurf kleinflächige Bereiche, die hinsichtlich ihrer mikroklimatischen Eigenschaften erheblich von ihrer Umgebung abweichen können und zudem eine verbesserte Belüftung aufweisen. Ein Einfluss dieser veränderten Umweltbedingungen auf den mikrobiellen Abbau organischer Streu wurde erstmals durch

CANALS & SEBASTIA (2000) vermutet. CANALS & SEBASTIA untersuchten Nährstoffkonzentrationen in Maulwurfshügeln in den spanischen Pyrenäen und stellten fest, dass diese im Vergleich zu ihrer Umgebung erhöhte Nitrat – und Ammoniumkonzentrationen aufweisen. Nitrat und Ammonium können durch künstliche Düngung, atmosphärische N-Deposition, N-Mineralisation oder biotische N-Fixierung in Böden eingetragen werden (Schubert, 2018: 110-128). Bei der N-Mineralisation werden molekulare Bestandteile organischer Streu zunächst durch mikrobielle Hydrolasen in kleinere Komponenten wie Aminosäuren zerlegt, welche anschließend durch Ammonifikanten desaminiert und in Ammonium umgewandelt werden. Das gebildete Ammonium kann anschließend über nitrifizierende Bakterien in Nitrit oder Nitrat umgewandelt werden (SCHUBERT, 2018: 117-118). Im Gegensatz zu der N-Mineralisation erfolgt die biotische N-Fixierung größtenteils in der Rhizosphäre durch N-fixierende Mikroorganismen. Für die biotische N-Fixierung ist das Enzym Nitrogenase von entscheidender Bedeutung, durch welches atmosphärischer Stickstoff aufgenommen und unter hohem Energieaufwand in pflanzenverfügbares Ammonium umgewandelt wird. Die Aktivität des Enzyms Nitrogenase kann durch geringe Mengen an verfügbarem C und hohe Sauerstoffkonzentrationen gehemmt werden. Höhere Pflanzen begünstigen die biotische N-Fixierung in der Rhizosphäre, indem sie leicht verfügbare organische Verbindungen in Form von „Wurzelexsudaten“ an N-fixierende Mikroorganismen abgeben und zudem durch Wurzelatmung den O₂-Partialdruck in der Rhizosphäre verringern. Im Gegenzug nehmen die Pflanzen einen Teil des fixierten Stickstoffs über ihre Wurzeln auf (SCHUBERT, 2018: 123-127). Da sich neu aufgeworfene Maulwurfshügel durch die Abwesenheit lebender Wurzeln auszeichnen und gut belüftet sind, gehen CANALS & SEBASTIA davon aus, dass Nitrat und Ammonium über eine verstärkte N-Mineralisation in Maulwurfshügel eingetragen werden, welche auf die verbesserte Sauerstoffversorgung in diesen zurückgeführt wird. Die Beobachtungen von CANALS & SEBASTIA ähneln Beobachtungen zum Einfluss anderer grabender Säugetiere auf den mineralischen Stickstoffgehalt in Böden (siehe HAGENAH & BENNETTE, 2014; LITAOR et al., 1996). Besonders gut wurde der Einfluss grabender Säugetiere auf den N-Haushalt in Böden am Beispiel von Arten aus der Familie der Taschenratten (Geomyidae) untersucht (siehe INOUE et al., 1987; KOIDE et al., 1987; LITAOR et al., 1995; CORTINAS & SEASTEDT, 1996; SHERROD & SEASTEDT, 2001; KERLEY et al., 2004; CANALS et al., 2003, 2005; YURKEWYCZ et al., 2014). Taschenratten sind in Nordamerika weit verbreitet, ernähren sich herbivor und legen, ähnlich wie der Europäische Maulwurf, großflächige unterirdische Tunnelsysteme an, deren Tiefe je nach Art zwischen 6 cm – 1,5 m variieren kann. Das hierbei ausgehobene Bodenmaterial wird unterirdisch verlagert oder an die Oberfläche befördert (REICHMANN & SEABLOOM, 2002), so dass Erdhügel entstehen, welche denen durch den Europäischen Maulwurf ausgehobenen Maulwurfshügeln ähneln. Beim Ausheben der Erdhügel begraben Taschenratten die sich

darunter befindliche Vegetation, so dass diese abstirbt. Aufgrund der direkten Exposition gegenüber der Sonneneinstrahlung trocknen die oberen Bereiche der Erdhügel schnell aus, in den tieferliegenden Bereichen kann jedoch ein feuchtes Mikroklima vorliegen (REICHMANN & SEABLOOM, 2002), welches bei gleichzeitig erhöhten Bodentemperaturen und einer verbesserten Sauerstoffversorgung ideale Bedingungen für eine schnelle Mineralisation des begrabenen Pflanzenmaterials schafft (CORTINAS & SEASTEDT, 1996; SHERROD & SEASTEDT, 2001). Infolge der N-Mineralisation reichern sich die gestörten Bereiche mit Nitrat und Ammonium an, wobei die Akkumulation mineralischen Stickstoffs in den aufgeworfenen Erdhügeln aufgrund der Abwesenheit lebender Pflanzen zusätzlich begünstigt wird (CANALS et al., 2003). Eine weitere zentrale Rolle bei der Erklärung der erhöhten Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in den gestörten Bereichen könnte die Zerstörung von Bodenaggregaten beim Grabprozess einnehmen (CORTINAS & SEASTEDT, 1996; CANALS et al., 2003). Bodenaggregate enthalten organisches Material in für Mikroorganismen unzugänglicher Form und leisten somit einen wichtig Beitrag für die Kohlenstoffspeicherung in Böden (SIX et al., 2000). Beim Ausheben unterirdischer Tunnelsystem zerstören Taschenratten Bodenaggregate, so dass das in ihnen enthaltene organische Material freigesetzt wird und eine vergrößerte Oberfläche entsteht, entlang derer mikrobielle Abbauprozesse ablaufen können (CORTINAS & SEASTEDT, 1996; CANALS et al., 2003). Die Zerstörung von Bodenaggregaten konnte in der Vergangenheit mit erhöhter mikrobieller Aktivität, erhöhtem mikrobiellen Wachstum sowie einer verstärkten N-Mineralisation in Böden in Zusammenhang gebracht werden (BIRCH, 1958; JOHNSON et al., 1995; JARVIS et al., 2007) und könnte somit die erhöhten Nitrat – und Ammoniumkonzentrationen in den gestörten Bereichen teilweise erklären (CORTINAS & SEASTEDT, 1996; CANALS et al., 2003). Obwohl ein Großteil der publizierten Literatur darauf hindeutet, dass die durch Taschenratten verursachten Störungen einen positiven Einfluss die Verfügbarkeit mineralischen Stickstoffs haben (siehe LITAOR et al., 1995; CORTINAS & SEASTEDT, 1996; SHERROD & SEASTEDT, 2001; CANALS et al., 2003, 2005), existieren einzelne Publikationen, die abweichende Ergebnisse feststellen (siehe YURKEWYCZ et al., 2014). Dies könnte darauf hindeuten, dass die beschriebenen Prozesse nicht immer zu einer Verstärkung von Abbauprozessen und einer Anreicherung mineralischen Stickstoffs in gestörten Bereichen beitragen und Abweichungen aufgrund der Witterung, des Klimas, des Bodentyps oder der vorangegangenen Bodennutzung möglich sind (LITAOR et al., 1995; YURKEWYCZ et al., 2014).

Die Beobachtungen von CANALS & SEBASTIA (2000) könnten darauf hindeuten, dass die beschriebenen Prozesse auch in Maulwurfshügeln ablaufen und zu einer Anreicherung mit Nitrat und Ammonium beitragen. Sollte dies zutreffen, könnten Maulwurfshügel als „Hotspots“ mikrobieller Abbauprozesse eine wichtige Rolle in Lebensräumen einnehmen, in denen mineralischer Stickstoff ein limitierender Faktor ist (CANALS & SEBASTIA, 2000, 2002). Trotz der

weiten Verbreitung des Europäischen Maulwurfs in Mitteleuropa und seiner Relevanz als Ökosystem-Ingenieur wurde der Einfluss der Art auf mikrobielle Abbauprozesse und den N-Haushalt in Böden bisher lediglich in unzureichender Art und Weise erfasst. In dem nachfolgenden Kapitel soll beschrieben werden, wie im Rahmen der Bachelorarbeit der Einfluss der durch die Art hervorgerufenen Störungen auf die Geschwindigkeit von Abbauprozessen in Böden, die mikrobielle Biomasse und den mineralischen Stickstoffgehalt untersucht wurde.

3. Methodik

3.1 Untersuchungsgebiet

3.1.1. Der botanische Garten in Oldenburg

Die Untersuchung des Einflusses des Europäischen Maulwurfs auf die oben beschriebenen Prozesse erfolgte am Beispiel zweier Grünflächen im südlichen Teil des öffentlich zugänglichen botanischen Gartens der Universität Oldenburg. Der botanische Garten befindet sich inmitten des Stadtgebiets Oldenburgs und ist vollständig von Wohngebieten umgeben. Im Norden wird der botanische Garten zudem durch eine Eisenbahnstrecke begrenzt, während er im Westen an eine Autobahn angrenzt (Abb. 2). Die ersten Aufzeichnungen zur historischen Landnutzung des Areals stammen aus der Oldenburgischen Vogteikarte, welche im Jahr 1799 fertiggestellt wurde. In ihr wird das Areal als Weidefläche aufgeführt (LBEG, 2024). Im Jahr 1882 wurde auf der Weidefläche ein Seminargarten eingerichtet, aus dem zu einem späteren Zeitpunkt der botanische Garten hervorging. Seine heutige Ausdehnung erreichte der botanische Garten im Jahr 1952. Die Eingliederung in die Universität Oldenburg erfolgte im Jahr 1976 (WILLMS, 2001: 88-91).

Der südliche Teil des botanischen Gartens, in dem sich die untersuchten Grünflächen befinden, wurde im Jahr 1952 in den botanischen Garten eingegliedert und zuvor teilweise als Ackerland und teilweise als Privatgarten genutzt (WILLMS, 2001: 44-49). Von 1966-1967 erfolgte eine weitgehende Umgestaltung des südlichen Bereichs des botanischen Gartens, in deren Zuge eine Pflanzensoziologische Abteilung angelegt wurde, die nordwestdeutsche Pflanzengesellschaften thematisiert. Sie ist in ihren Grundzügen bis heute erhalten geblieben und umfasst ein künstlich angelegtes Hochmoor, eine Heidefläche, Sanddünen, einen



Abbildung 2: Lage des Untersuchungsgebiets im Botanischen Garten der Universität Oldenburg. Die roten Punkte markieren die Versuchsfächen, während die Grenzen des botanischen Gartens orange markiert werden (Bild: Daniel Buller, 2023).

Laubmischwald sowie mehrere künstliche Stillgewässer (WILLMS, 2001: 55-61). Die untersuchten Grünflächen grenzen im Norden an eine Ausstellung zur Flora Chinas und Nordamerikas, im Osten an einen Kräutergarten und ein Waldstück, im Süden an ein künstlich angelegtes Hochmoor und Stillgewässer sowie im Westen an eine weitere Grünfläche (Abb. 2). Alle Bereiche des Untersuchungsgebiets sind öffentlich zugänglich und werden täglich durch Besucherinnen und Besucher aufgesucht.

3.1.2. Geologie und naturräumliche Einordnung

Die Stadt Oldenburg befindet sich innerhalb der naturräumlichen Haupteinheit der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest, welche im Süden durch die Hunte-Leda-Moorniederung, im Osten durch die Unterweser-Marsch sowie im Westen durch die Ostfriesische Marsch begrenzt wird (MEISEL, 1962). Die Ostfriesische-Oldenburgische Geest ist Bestandteil einer Grundmoränenplatte, welche vorwiegend durch feinkörnige, glaziale Vorschuttsande und lehmig-sandigen Geschiebemergelablagerungen geprägt ist, die häufig von Flugsanddecken überlagert werden (MEISEL, 1962). Die Landschaft ist geprägt durch flache, sandige Geestrücken, welche durch ein System annähernd parallel zueinander verlaufender Flussniederungen voneinander getrennt werden. Im Bereich der Geestrücken bedingt der

hohe Sandanteil an den Hauptbodenarten häufig eine Ausbildung von Podsolböden sowie stark podsolierten Braunerden, wohingegen es in dem Bereich der Niederungen zur Ausbildung von Gleyböden, Niedermoorböden und Hochmoorböden kommt (MEISEL, 1962). Im botanischen Garten bedingten tiefelegene Lehmlagerungen eine Anreicherung mit Stauwasser, aufgrund derer sich ein Pseudogley ausbildete (LBEG, 2024). Der Stauwasserhorizont des Pseudogleys wurde während der Nutzung als Acker- oder Gartenboden weitläufig entwässert. Es ist anzunehmen, dass Plaggenaufträge im Bereich der untersuchten Grünfläche zur Ausbildung eines Esch-Horizonts geführt haben könnten, aufgrund dessen der Boden des Untersuchungsgebiets als Plaggenesch klassifiziert werden müsste (KLAUS BERNHARD VON HAGEN, mündliche Aussage). Eine Untersuchung des Bodentyps ist im Rahmen der Versuchsdurchführung jedoch nicht erfolgt, so dass die oben getroffene Aussage nicht bestätigt werden kann.

3.1.3. Klima

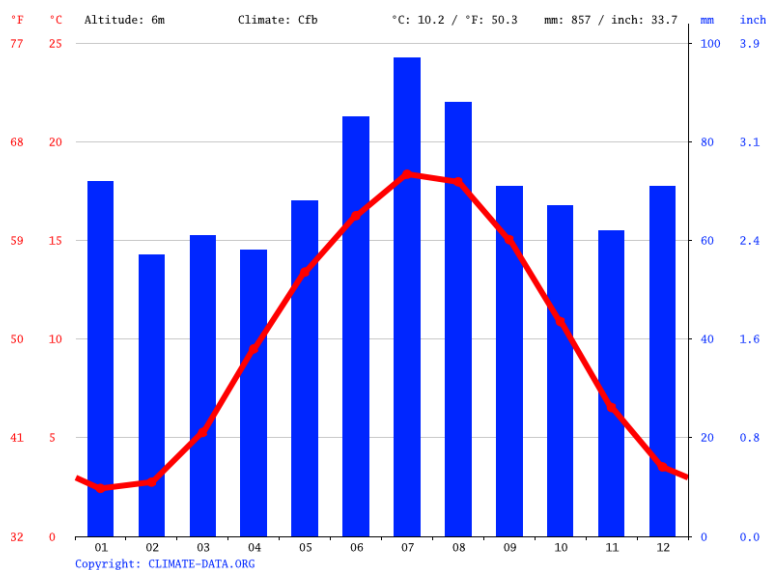


Abbildung 3: Jahresniederschlag und Temperaturverteilung in der Stadt Oldenburg (Bild: MERKEL, 2012).

Das Klima Oldenburgs ist ozeanisch und zeichnet sich durch kühle Sommer mit hohem Niederschlag sowie milde Winter aus (HOMM, 1995). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 10,2°C, während sich der Jahresniederschlag auf 857 mm beläuft. Die höchste Durchschnittstemperatur wird mit 18,3°C im Juli erreicht. Im Monat Juli fällt mit 97 mm zudem auch der höchste Niederschlag. Der kälteste

Monat ist Januar mit einer Durchschnittstemperatur von 2,4°C. Im Februar fällt mit 57 mm der geringste Niederschlag (MERKEL, 2012).

3.1.4 Auswahl der Versuchsflächen

Auf den untersuchten Grünflächen wurden drei Versuchsflächen mit einer Fläche von 2 – 6 m² ausgewiesen (Abb. 4-7). Da der Abbau organischen Materials in Böden in erheblichem Maße durch die Bodenfeuchte sowie die Bodentemperatur beeinflusst wird (siehe z.B. MORI et al., 2021; PETRAGLIA et al., 2018; SIERRA et al., 2017), wurde bei der Auswahl der Standorte darauf geachtet, dass diese Unterschiede hinsichtlich ihrer Beschattung und ihrer Bodenfeuchte aufweisen. So befand sich Fläche 1 (Koordinaten: R:3446366 H:5890861) in einem

Randbereich einer Wiese, welcher im Tagesverlauf durchgängig unbeschattet war, wohingegen sich Fläche 2 (Koordinaten: R:3446372 H:5890879) auf derselben Wiese in einem Bereich zwischen einem Baum und einer Hecke befand, welcher im Tagesverlauf weitestgehend beschattet war und somit eine deutlich höhere Bodenfeuchte aufwies (Abb. 4 – 6). Fläche 3 (Koordinaten: R:3446377 H:5890838) befand sich in einem Abstand von circa 10 m zu den anderen Versuchsflächen auf einer Wiese, welche durch einen Gehweg von Fläche 1 und Fläche 2 getrennt war. Die Versuchsfläche wurde hierbei so ausgewählt, dass sie teilweise eine Beschattung durch umliegende Bäume und Gehölze aufwies, jedoch auch über Bereiche verfügte, die im Tagesverlauf über längere Zeiträume unbeschattet waren. Fläche 3 befand sich zudem in unmittelbarer Nähe eines künstlichen Stillgewässers, welches mit einer Plane angelegt wurde (Abb. 7). Bei der Auswahl der Versuchsflächen wurde angenommen, dass diese aufgrund ihrer unterschiedlichen Beschattung einen Gradienten entlang eines Feuchtigkeitsregimes abbilden, wobei davon ausgegangen wurde, dass Fläche 2 die höchste und Fläche 1 aufgrund der exponierten Lage die geringste Bodenfeuchtigkeit



Abbildung 5: Versuchsfläche 1 (gestört) (Bild: Daniel Buller, 2023).



Abbildung 5: Versuchsfläche 1 (ungestört) (Bild: Daniel Buller, 2023).



Abbildung 4: Versuchsfläche 2 (Bild: Daniel Buller, 2023).



Abbildung 7: Versuchsfläche 3 (Bild: Daniel Buller, 2023).

aufweisen würde. Im Falle der Fläche 3 wurde angenommen, dass diese aufgrund ihrer teilweisen Beschattung einen „intermediären“ Bereich hinsichtlich ihrer Bodenfeuchtigkeit abbildet. Da Fläche 1 auf dem Großteil ihres Areals sichtbare Störungen durch *Talpa europaea* aufwies, wurde diese Fläche um eine Teilfläche in einem Abstand von circa 5 m erweitert (Koordinaten: R:3446356 H:5890858), welche keine oberflächlichen Störungen aufwies und als Kontrolle diente. Im Falle der Flächen 2 und 3 wurden Bereiche innerhalb der Versuchsflächen, welche keine oberflächlichen Störungen durch *Talpa europaea* aufwiesen, als ungestört angenommen und als Kontrolle verwendet. Sämtliche Flächen wiesen neben den durch *Talpa europaea* hervorgerufenen Störungen nicht bestimmte Ameisenarten (Formicidae) auf, welche die untersuchten Maulwurfshügel zeitweise bevölkerten. Da sich sämtliche Versuchsflächen im öffentlich zugänglichen Teil des botanischen Gartens der Universität Oldenburg befanden, wurden sie mit Absperrband und Hinweistafeln markiert, um Störungen durch Mahd und unbefugtes Betreten zu vermeiden.

3.2 Die Teebeutel – Methode

3.2.1. Untersuchung des Abbaus organischer Streu

Um festzustellen, ob sich organisches Material in Maulwurfshügeln schneller zersetzt als im ungestörten Boden, wurde auf den Versuchsflächen eine durch KEUSKAMP et al. (2013) modifizierte Variante eines klassischen „Litter-Bag-Experiments“ durchgeführt. Im Rahmen des Experiments wurden kommerziell erhältliche Teebeutel eines standardisierten Lipton® Grünteestees (*Camellia sinensis*, EAN Nr.: 8722700 055525) sowie eines standardisierten Lipton®



Abbildung 8: In den Maulwurfshügeln wurden jeweils 4 Teebeutel des Lipton Rooibosteestees und 4 Teebeutel des Lipton Grünteestees vergraben (Bild: Daniel Buller, 2023).

Rooibosteestees (*Aspalanthus linearis*, EAN Nr.: 8722700 188438) in Maulwurfshügeln sowie in Bereichen ohne sichtbare Störung vergraben und über einen Zeitraum von circa drei Monaten im Boden belassen. Die Teebeutel bestehen aus einem nicht näher spezifizierten, biologisch abbaubaren Material, welches ein Eindringen der Bodenmeso- und Mikrofauna erlaubt, wohingegen Organismen der Bodenmakrofauna an einem Eindringen in die Teebeutel gehindert werden. Durch die eindringenden Organismen wird das in den Teebeuteln enthaltene organische Material zersetzt, so dass der Abbau organischer Streu in Böden

anhand eines Gewichtsvergleichs des Materials vor und nach der Exposition charakterisiert werden kann. Der Rooibostee besteht größtenteils aus einem schwer abbaubaren, holzigen Material, welches sich sehr langsam zersetzt, wohingegen der Grüntee aus sich schnell zersetzender Blattstreu besteht. Anhand des Gewichtsverlusts, den beide Teesorten nach einem Zeitraum von ungefähr 3 Monaten aufweisen, kann ein aus einem Stabilisierungsfaktor S sowie einer Abbaukonstante k bestehender „Tea Bag-Index“ berechnet werden, welcher als Indikator für die Geschwindigkeit von Abbauprozesse in Böden fungiert (siehe Kapitel 4.2.2). Im Rahmen der Datenauswertung sollte sowohl anhand des Gewichtsverlusts beider Teesorten als auch anhand des Tea Bag-Index ermittelt werden, ob sich organisches Material in Maulwurfshügeln schneller zersetzt als im ungestörten Boden.

Für die Durchführung des Experiments wurden die Teebeutel beider Teesorten zunächst mitsamt des in ihnen enthaltenen Tees getrocknet, indem sie über Nacht bei 105°C in einem Trockenschrank gelagert und anschließend in einen Exsikkator überführt wurden. Nach der Trocknung wurden die Teebeutel auf einer vierstelligen Laborwaage gewogen und nachfolgend mit einem Etikett mit einer Identifikationsnummer versehen, welches an der Schnur der Teebeutel befestigt wurde und ein Wiederauffinden dieser im Feld erleichtern sollte. Die Teebeutel wurden anschließend erneut im Exsikkator gelagert, bevor sie am 04.07.2023 im Feld ausgebracht wurden. Beim Ausbringen der Teebeutel wurden auf jeder Fläche drei intakten Maulwurfshügel ausgewählt, in denen jeweils vier Teebeutel der Grüntees und vier Teebeutel des Rooibostees vergraben wurden (Abb. 8). Das Bodenmaterial der Maulwurfshügel wurde hierbei vorsichtig per Hand oder mit einer Schippe zur Seite geschoben, so dass eine Tiefe von ~ 10 cm abgemessen werden konnte, in der anschließend die Teebeutel vergraben wurden. Bei Maulwurfshügeln, die eine Tiefe von unter 10 cm aufwiesen, wurden die Teebeutel in einer größtmöglichen Tiefe vergraben. In den Bereichen ohne oberflächliche Störung wurden pro Fläche jeweils 8 Teebeutel des Rooibostees und 8 Teebeutel des Grüntees in einer Tiefe von ungefähr 10 cm vergraben. Um eine übermäßige Störung des Bodens zu vermeiden, wurde dieser hierbei vorsichtig mit einem Spaten angehoben, so dass die Teebeutel anschließend in die so entstandene Öffnung platziert werden konnten. Die Teebeutel wurden so entlang einer Reihe vergraben (siehe Abb. 5), wodurch ein Wiederauffinden dieser im Feld erleichtert wurde. Insgesamt wurden 72 Teebeutel in Maulwurfshügeln und 48 Teebeutel in ungestörten Bereichen vergraben. Die Teebeutel wurden über einen Zeitraum von 98 Tagen (~ 3 Monate) im Boden belassen. In einigen Maulwurfshügeln führten Erosionsprozesse und Grabaktivitäten von *Talpa europaea* dazu, dass einzelne Teebeutel sich zeitweise exponiert an der Bodenoberfläche befanden. Falls dieser Fall eintrat, wurden die Teebeutel sofort erneut in der Ausgangstiefe von 10 cm vergraben. Am 10.10.2023 wurden die Teebeutel ausgegraben und zunächst bei -30°C eingefroren, um Abbauprozesse zu unterbrechen. Anschließend wurden die Teebeutel über

Nacht bei 105°C in einem Trockenschrank getrocknet und zum Abkühlen in einen Exsikkator überführt. Bevor die Teebeutel zurückgewogen wurden, wurden sie zunächst sorgfältig mit einem Pinsel von Bodenpartikeln befreit. Aus den Teebeuteln herausragende Wurzeln wurden vorsichtig mit einer Schere entfernt, wohingegen Wurzeln im Innern der Teebeutel in diesen belassen wurden, um ein Aufreißen der Teebeutel und einen damit einhergehenden Materialverlust zu vermeiden. Das Rückwiegen der Teebeutel erfolgte auf einer vierstelligen Laborwaage. Bei der Datenauswertung wurde der Gewichtsverlust des Rooibostees sowie des Grüntees in Maulwurfshügeln und in Bereichen ohne sichtbare Störung miteinander verglichen. Für die Datenanalyse wurde hierbei das Gewicht der leeren Teebeutel von dem Gewicht der Teebeutel mitsamt dem enthaltenen Material subtrahiert. Der durch Keuskamp et al. (2013) angegebene Literaturwert von 0,254 g wurde hierbei als Gewicht eines leeren Teebeutels angenommen. Teebeutel, die größere Löcher oder Risse aufwiesen, wurden aussortiert und nicht in die Datenanalyse miteinbezogen.

3.2.2. Ermittlung des „Tea Bag – Index“

KEUSKAMP et al. (2013) nehmen für die Berechnung des „Tea Bag – Index“ (TBI) an, dass der Abbau organischer Streu in Böden anhand einer Exponentialfunktion beschrieben werden kann, die sich aus einem Term für die labile Fraktion der Streu sowie einem Term für die rezalzitranze Fraktion zusammensetzt:

$$W(t) = ae^{-k_1t} + (1 - a)e^{-k_2t} \quad (1)$$

$W(t)$ beschreibt hierbei den Gewichtsverlust des organischen Materials nach einem Zeitraum t , wohingegen a die labile Fraktion der Streu und $1-a$ die rezalzitranze Fraktion Streu beschreibt. Da sich die die rezalzitranze Fraktion deutlich langsamer zersetzt als die leicht zersetzbaren Bestandteile, werden für beide Fraktionen unterschiedliche Abbaukonstanten k_1 und k_2 festgelegt. Im Zeitverlauf kann die rezalzitranze Fraktion in leichter zersetzbares Material und die labile Fraktion in schwer zersetzbares Material umgewandelt werden, so dass k_2 größer und k_1 kleiner wird. Für den betrachteten Zeitraum von 3 Monaten wird angenommen, dass k_2 sehr klein ist und ungefähr dem Wert 0 entspricht, so dass die oben angegebene Gl. 1 zu:

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

vereinfacht werden kann. Anstelle zweier Abbaukonstanten verfügt die oben angegebene Gl. 2 jetzt lediglich über eine Abbaukonstante k . Im Falle des leicht zersetzbaren Grüntees kann der Anteil der labilen Fraktion a_g anhand des Gewichtsverlusts während der Exposition abgeschätzt werden, da angenommen wird, dass sich diese nach drei Monaten vollständig zersetzt. Für den Rooibostee kann der Anteil der labilen Fraktion a_r nicht auf diese Weise bestimmt werden, da sich die labilen Bestandteile des Rooibostees nach Ablauf der drei Monate weiter zersetzen. Aus diesem Grunde wird der Anteil der labilen Fraktion des

Rooibostees unter Verwendung eines Stabilisierungsfaktors S abgeschätzt. Der Stabilisierungsfaktor S gibt an, welcher Anteil der labilen Fraktion eines Materials unter Feldbedingungen in die rekalzitrannte Fraktion umgewandelt wird. Es wird angenommen, dass S nur von Umwelteinflüssen abhängt und für gleichbleibende Umweltbedingungen konstant ist. Da sich die labile Fraktion des Grüntees während der Exposition vollständig zersetzt, kann der Stabilisierungsfaktor S für den Grüntee unter Verwendung der Gl. 3:

$$S = 1 - \frac{a_g}{H_g} \quad (3)$$

berechnet werden. Der Parameter a_g gibt hierbei den Anteil der labilen Fraktion des Grüntees an, der sich während der Exposition zersetzt hat, wohingegen H_g den unter Laborbedingungen ermittelten Anteil der labilen Fraktion des verwendeten Grüntees angibt. H_g ist ein Literaturwert und wird durch KEUSKAMP et al. mit dem Wert 0,842 angegeben. Da angenommen wird, dass der Stabilisierungsfaktor S bei gleichbleibenden Umweltbedingungen für beide Teesorten konstant ist, kann dieser verwendet werden, um den Anteil der labilen Fraktion a_r des Rooibostees abzuschätzen:

$$a_r = H_r(1 - S) \quad (4)$$

wobei H_r den durch KEUSKAMP et al. ermittelten Anteil wasserlöslicher und somit potentiell labiler Bestandteile des verwendeten Rooibostees angibt. Unter Verwendung des Parameters a_r kann die Abbaukonstante k für den Rooibostee durch Umformung der Gl. 2 berechnet werden. Die Parameter k und S bilden zusammen den „Tea Bag – Index“ und wurden bei der Datenauswertung verwendet, um für die Versuchsflächen den Abbau organischer Streu in Maulwurfshügeln und Bereichen mit intakter Vegetationsbedeckung zu charakterisieren.

3.3 Ermittlung des Gehalts an mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff durch Chloroform-Fumigation-Extraktion

Um zu ermitteln, ob die veränderten Umweltbedingungen in Maulwurfshügeln eine Erhöhung des Gehalts an mikrobiellen Kohlenstoff (C_{mik}) und Stickstoff (N_{mik}) bedingen, wurden aus den Maulwurfshügeln und Bereichen ohne sichtbare Störung, in denen zuvor die Teebeutel vergraben wurden, Bodenproben entnommen und der in ihnen enthaltene Gehalt an C_{mik} und N_{mik} in einem nach BROOKES et al. 1985 abgewandelten Verfahren durch „Chloroform-Fumigation-Extraktion“ (CFE) bestimmt. Bei der Bestimmung von C_{mik} und N_{mik} durch Chloroform-Fumigation-Extraktion wird eine Bodenprobe zunächst über einen Zeitraum von mehreren Tagen mit Chloroform begast. Durch das Chloroform werden die Zellwände der in der Probe enthaltenen Mikroorganismen zerstört, so dass der zuvor an Bodenpartikel gebundene C_{mik} und N_{mik} extrahiert werden kann. Da bei der Extraktion jedoch auch Kohlenstoff und Stickstoff extrahiert wird, welcher nicht mikrobiellen Ursprungs ist, wird eine weitere Teilprobe ohne vorangegangene Begasung extrahiert. Aus der Differenz des in der begasten

und in der nicht begasten Teilprobe enthaltenen Kohlenstoffs und Stickstoffs können anschließend C_{mik} und N_{mik} berechnet werden.

Die Probennahme erfolgte am 21.08.2023 gegen 12:00 Uhr bei sonnigem Wetter und Außentemperaturen von ungefähr 23,4°C (KOCK, 2024). Pro Fläche wurden insgesamt 3 Proben aus Bereichen ohne sichtbare Störung und weitere 4 Proben aus Maulwurfshügeln entnommen. Für die Entnahme der Proben aus den Bereichen ohne oberflächliche Störung wurde der Boden zunächst vorsichtig mit einem Spaten angehoben. Anschließend wurde mit einem Zollstock eine Tiefe von ungefähr 10 cm unterhalb der Geländeoberkante abgemessen, aus der dann eine Probe mit einer Schippe entnommen wurde. Für die Entnahme von Proben aus Maulwurfshügeln wurde Bodenmaterial vorsichtig mit einer Schippe zu Seite bewegt, bis eine Tiefe von circa 10 cm abgemessen werden konnte, aus der dann die Probe entnommen wurde. Bei Maulwurfshügeln, die eine Höhe von unter 10 cm aufwiesen, wurde die Probe aus größtmöglicher Tiefe entnommen. Kollabierte Maulwurfshügel wurden jeweils einfach beprobt, wohingegen aus intakten Maulwurfshügeln jeweils zwei Proben in einem größtmöglichen Abstand zueinander entnommen wurden. Neben den Proben für zur Bestimmung von C_{mik} und N_{mik} wurde auf jeder Fläche zusätzlich eine Probe aus einem Bereich mit intakter Vegetationsbedeckung und eine Probe aus einem Maulwurfshügel für die Bestimmung des Bodenwassergehalts entnommen. Alle Proben wurden zunächst auf 2 mm gesiebt, mit einer Pinzette von Blatt – und Wurzelresten befreit und anschließend in Plastikbeuteln verschlossen. Nachdem sämtliche Proben entnommen wurden, wurden diese sofort in ein Labor der Carl von Ossietzky - Universität Oldenburg transportiert. Um mikrobielles Wachstum zu unterbrechen, wurden die CFE-Proben nach der Ankunft bei 4°C gekühlt. Anschließend erfolgte die gravimetrische Bestimmung des Wassergehalts der Bodenproben anhand der entnommenen Bodenwassergehaltsproben (siehe Kapitel 3.6.4.).

Unter Berücksichtigung des ermittelten Wassergehalts der gekühlten CFE – Proben wurden diese am 22.08.2023 in 60 ml Zentrifugenröhrchen eingewogen und auf 50% Wassergehalt aufgesättigt. Für jede Bodenprobe wurden hierbei jeweils zwei Teilproben eingewogen, wobei eine Teilprobe vor der Extraktion begast und die andere nicht begast wurde. Die Einwaage erfolgte für beide Teilproben so, dass eine auf 50% Wassergehalt aufgesättigte Probe ein Gewicht von 5 g aufwies. Nach der Einwaage wurden die Zentrifugenröhrchen mit den Proben verschlossen und aufrechtstehend über Nacht bei 4°C gelagert. Am Morgen des 23.08.2023 wurden die Proben in einer Kühlbox zum Leibniz Institut für Bodenkunde in Hannover transportiert. Die für die Fumigation vorgesehenen Teilproben wurden hierbei nach der Ankunft sofort in einen Exsikkator überführt, in dem sie anschließend 48 h lang mit Chloroform begast

wurden (Abb. 9). Hierzu wurden die Zentrifugenröhrchen der Teilproben zunächst geöffnet und die Deckel auf einem Blatt Papier platziert, auf dem die Probenzugehörigkeit jedes Deckels notiert wurde. Dieser Arbeitsschritt sollte eine Kreuzkontamination der Proben durch ein späteres Vertauschen der Deckel verhindern. Die geöffneten Zentrifugenröhrchen wurden anschließend aufrechtstehend auf einem gelochten Einlegeboden aus Porzellan platziert, durch den sie von dem Boden des Exsikkators getrennt waren. Am Boden des Exsikkators befanden sich ein Becherglas mit Siedesteinchen und festem, ethanolfreiem Chloroform sowie feuchte Tücher, die ein Austrocknen der Proben während der Begasung verhinderten. Mit den Proben wurden zusätzlich zwei



Abbildung 9: Vor der Extraktion des mikrobiellen Kohlenstoffs und Stickstoffs wurden die Bodenproben in einen Exsikkator platziert, in dem sie über einen Zeitraum von 48 Stunden mit Chloroform begast wurden (Bild: Daniel Buller, 2023).

geöffnete, leere Zentrifugenröhrchen als Blindwerte in dem Exsikkator platziert. Der Exsikkator wurde verschlossen und anschließend mit einer lösemittelbeständigen Membranvakuumpumpe evakuiert. Durch die Evakuierung wurde ein Unterdruck erzeugt, so dass das Chloroform am Boden des Exsikkators zu sieden begann. Anschließend wurde die Membranvakuumpumpe abgestellt, so dass sich eine Sättigung der Atmosphäre im Exsikkator mit gasförmigem Chloroform einstellte. Die Proben wurden 48 h lang in der mit Chloroform gesättigten Atmosphäre belassen.

Nachdem die für die Begasung vorgesehenen Teilproben in dem Exsikkator platziert wurden, wurden der in den nicht begasten Teilproben enthaltene C_{mik} und N_{mik} sofort extrahiert. Hierzu wurden die Teilproben zunächst mit 30 ml einer 0,5 M K_2SO_4 -Lösung versetzt und eine Stunde lang bei maximaler Stufe in einem Horizontalschüttler geschüttelt. Anschließend wurden die Proben 15 Minuten lang bei 2500 g zentrifugiert und danach an einer Entgasungsanlage extrahiert (Abb. 10). Die Extraktion der Proben erfolgte hierbei durch Filter der Firma Whatman (Produkt-Nr.: 1442-047) mit einem Porendurchmesser von 2,5 μm . Der Filter wurden zunächst auf einen Büchnertrichter platziert, welcher anschließend auf eine Saugflasche gesteckt wurde. Durch die Erzeugung eines Unterdrucks in der Saugflasche konnten die Proben durch den angefeuchteten Filter in 50 ml Plastikröhrchen extrahiert werden, welche anschließend

sofort verschlossen wurden, um eine Kontamination zu vermeiden. Nachdem sämtliche Proben extrahiert wurden, wurden jeweils 10 ml der Extrakte in 15 ml Zentrifugenröhrchen überführt und anschließend sofort bei -30°C eingefroren.

Nach 48 h wurden die begasten Teilproben aus dem Exsikkator entfernt. Um Chloroformreste aus den Proben zu entfernen, wurden diese hierbei nach der Entfernung des gasförmigen und festen Chloroforms



Abbildung 10: Aufbau der Entgasungsanlage, an der die Extraktion des mikrobielle Kohlenstoffs und Stickstoffs erfolgte (Bild: Daniel Buller, 2023).

aus dem Exsikkator zunächst in diesen belassen. Anschließend wurde der Exsikkator erneut verschlossen, 30 Minuten lang evakuiert und danach belüftet. Der Vorgang wurde einmal wiederholt, um sicherzustellen, dass keine Chloroformreste in den Proben verbleiben. Die Proben wurden anschließend aus dem Exsikkator entnommen und der in ihnen enthaltene Kohlenstoff und Stickstoff nach dem oben beschriebenen Verfahren extrahiert, wobei 10 ml der gewonnenen Extrakte ebenfalls in 15 ml Zentrifugenröhrchen überführt und sofort bei -30°C eingefroren wurden.

Die Messung des in den Extrakten gelösten organischen Kohlenstoffs und Stickstoffs erfolgte im Dezember 2023 durch Ansäuerung der Proben mit $25\ \mu\text{l}$ einer 32%iger HCL-Lösung und anschließender Oxidation bei $850-900^{\circ}\text{C}$ in einem TOC-Analysator (varioTOC Cube, Elementar, Langenselbold, Deutschland).

Für die Bestimmung von C_{mik} und N_{mik} wurde der Gehalt an C und N in den nicht fumigierten Proben von dem Gehalt an C und N in den fumigierten Proben abgezogen. Der Gehalt an C_{mik} und N_{mik} , der in den als Blindwert verwendeten Zentrifugenröhrchen festgestellt wurde, wurde hierbei von dem Gehalt an C_{mik} und N_{mik} in den Proben subtrahiert. Die in den Bodenproben festgestellten Gehälter an C_{mik} und N_{mik} wurden auf die Bodeneinwaage bezogen und für Maulwurfshügel und Bereiche mit intakter Vegetationsbedeckung verglichen.

3.4 Bestimmung des Nitrat - und Ammoniumgehalts nach dem Kjeldahl-Verfahren

Um festzustellen, ob entsprechend der eingänglich beschriebenen Hypothese ein beschleunigter Abbau organischer Streu eine Erhöhung des Gehalts an Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) in Maulwurfshügeln bedingt, wurde dieser Anhand eines Teils der am

21.08.2023 entnommen Bodenproben nach einem modifizierten „Kjeldahl-Verfahren“ bestimmt (SAEZ-PLAZA et al., 2013). Die Ermittlung des Gehalts an Nitrat- und Ammonium erfolgte indem das Nitrat und Ammonium zunächst extrahiert und anschließend durch fraktionierte Destillation als Ammoniak ausgetrieben wurde. Die anschließende Messung des Nitrat- und Ammoniumgehalts erfolgte durch Titration gegen eine verdünnte H_2SO_4 -Lösung.

Für die Extraktion des Nitrats und Ammoniiums aus den Bodenproben

wurden unmittelbar nach der Probenentnahme 30-50 g des frischen Feinbodens in 250 ml PE-Flaschen eingewogen und mit 50 ml einer 0,0125 M $CaCl_2$ -Lösung versetzt. Im Anschluss wurden die Bodenproben 30 Minuten lang maschinell geschüttelt und über Faltenfilter in 50 ml PE-Flaschen filtriert. Die gewonnenen Filtrate wurden anschließend unmittelbar bei $-30^\circ C$ eingefroren. Die Messung des in den Filtraten enthaltenen Nitrat- und Ammoniumgehalts erfolgte vom 30.08.2023 – 08.09.2023 unter Verwendung des „FoodALYT D 1000 Wasserdampfdestillierers“ der Firma OMNILAB. Zur Kalibrierung der Messung wurden zunächst drei Standardwerte gemessen. Die Standards wurden angefertigt, indem 1 ml einer NH_4NO_3 -Standardlösung ($0,01 M NH_4-N I^{-1}$ und $0,01 M NO_3-N I^{-1}$) in jeweils drei Rundkolben zu 19 ml einer 0,0125 M $CaCl_2$ -Lösung gegeben wurden. In einen vierten Rundkolben wurden 20 ml der 0,0125 M $CaCl_2$ -Lösung ohne Zugabe der Standardlösung gegeben. Die in diesem Rundkolben enthaltene Lösung fungierte als Blindwert. Die Rundkolben wurden mit 0,2 g MgO-Pulver versetzt und anschließend sofort in die Destille eingespannt. Unterhalb der Apparatur wurde ein Erlenmeyerkolben platziert, in dem sich eine Indikatorlösung befand, für die ein Mischindikator in einem Verhältnis von 1:50 mit 2%iger-Borsäure verdünnt wurde (Abb. 11). Die in die Destille eingespannten Rundkolben wurden für 3,5 Minuten überdestilliert, wobei das Destillat in dem Erlenmeyerkolben mit der Indikatorlösung aufgefangen wurde. Durch das Kochen sowie der pH-Wert Erhöhung aufgrund der Zugabe von MgO-Pulver wurde das in der Lösung enthaltene Ammonium als Ammoniak ausgetrieben und sammelte sich anschließend in der Vorlage aus 2%iger-Borsäure und Indikatorlösung, so dass ein Farbumschlag des Indikators von Violett über grau zu dunkelgrün erfolgte. Nach Ablauf der 3,5 Minuten wurde der Erlenmeyerkolben mit der Indikatorlösung sofort aus der Destille entfernt und unter Zugabe

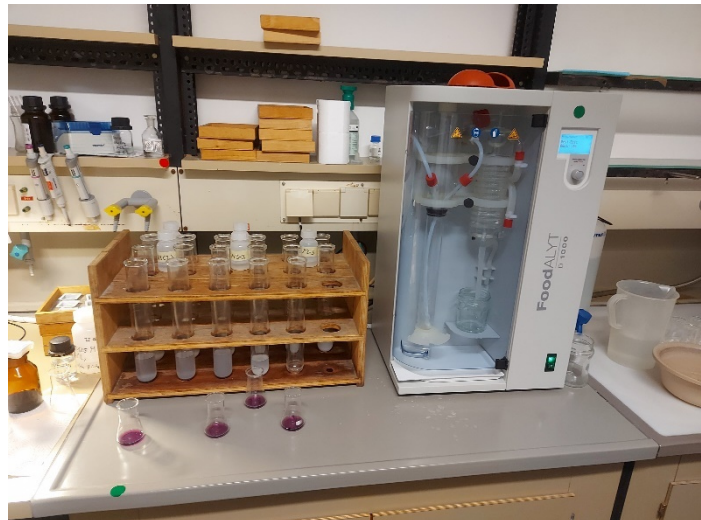
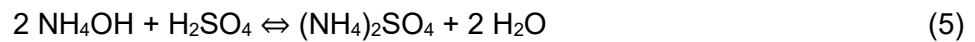


Abbildung 11: Aufbau der Apparatur, die zur Ermittlung der Nitrat- und Ammoniumgehalte verwendet wurde. Rechts im Bild befinden sich Rundkolben mit Probenmaterial, während sich links im Bild die verwendete Destille befindet. Die Proben wurden in die Destille eingespannt und 3,5 Minuten überdestilliert. Das Destillat wurde in Erlenmeyerkolben mit einer Indikatorlösung gesammelt (links unten) (Bild: Daniel Buller, 2023).

von 0,005 N H₂SO₄-Lösung bis zum neutralen Umschlagspunkt zurücktitriert, welcher durch einen grauen Farbton angezeigt wurde. Durch die Zugabe der H₂SO₄-Lösung läuft folgende Reaktion ab:



Der Gehalt an Ammonium in einer Lösung kann somit über den Verbrauch an H₂SO₄-Lösung bis zum neutralen Umschlagspunkt berechnet werden. Der Sollverbrauch der H₂SO₄-Lösung beträgt im Falle der Standardwerte 2 ml. Falls der Verbrauch an H₂SO₄-Lösung im Bereich des Sollverbrauchs lag, wurde die Messung als verlässlich angenommen, so dass mit der Bestimmung der Nitrat- und Ammoniumgehalte der Proben begonnen werden konnte. Für die Messung des Ammoniumgehalts der Proben wurden 20 ml der Filtrate in jeweils zwei Rundkolben gegeben und nach dem für die Messung der Standardwerte beschriebenen Verfahren behandelt. Anschließend erfolgte die Ermittlung des Nitratgehalts, welcher zunächst in den Standards und nachfolgend in den Proben gemessen wurde. Für die Messung wurde zunächst 1 g einer Devardas-Legierung zu einem Rundkolben mit einer Probe oder einem Standard hinzugegeben. Anschließend wurde der entsprechende Rundkolben sofort in die Destille eingespannt und für 3,5 Minuten überdestilliert. Durch Zugabe der Devardas-Legierung wurde das noch in der Probe befindliche Nitrat zu Ammonium reduziert, welches anschließend analog zum vorherigen Prozess als Ammoniak ausgetrieben und in der Vorlage aus dem Mischindikator und der 2%igen-Borsäure gesammelt wurde. Die Bestimmung des Nitratgehalts erfolgte anschließend wie oben beschrieben durch Titration gegen eine 0,005 N H₂SO₄-Lösung bis zum neutralen Umschlagspunkt. Die Berechnung des Nitrat- und Ammoniumgehalts in den Bodenproben erfolgte unter Verwendung der Gl. 6:

$$\text{Ammonium – bzw. Nitratgehalt [mg N g}^{-1}\text{]} = \left(\frac{\left(\frac{V \cdot U}{EM} \right) \cdot EV}{BE} \right) \cdot 1000 \frac{\text{mg}}{\text{g}} \quad (6)$$

mit:

$$U = \text{Umrechnungsfaktor} = \left(\frac{0,01 \text{ mol l}^{-1} \text{NH}_4\text{NO}_3\text{-Lösung}}{\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ Verbrauch Standard [ml]}} \right) \cdot \text{molare Masse N}$$

$$V = \text{H}_2\text{SO}_4\text{-Verbrauch [l]}$$

$$EM = \text{Menge des zur Analyse verwendeten Extrakts [l]} = 0,021$$

$$EV = \text{Extraktionsmittelvolumen [l]} = 0,051$$

$$BE = \text{Bodeneinwaage [g]}$$

Für die Bestimmung des H₂SO₄-Verbrauchs V wurde hierbei jeweils ein Mittelwert aus den für beide Rundkolben festgestellten Verbrauch gebildet.

3.5 Bestimmung des Gesamtstickstoffs und Gesamtkohlenstoffs

Neben dem Nitrat- und Ammoniumgehalt wurde auch der Gesamtkohlenstoff (TC) und Gesamtstickstoff (TN) in den für die Bestimmung von C_{mik} und N_{mik} entnommenen Proben gemessen. Für die Messung wurde das verbliebene Probenmaterial zunächst über einen Zeitraum von 9 Tagen bei Raumtemperatur getrocknet und in einem Achatmörser zu einem feinen Pulver zermahlen (Abb. 12).



Abbildung 12: Schnapdeckelflaschen mit dem zermahlenden Probenmaterial (Bild: Daniel Buller, 2023).

Anschließend wurden die zermahlenden Bodenproben über Nacht bei 70°C getrocknet. Für die Bestimmung des TC- und TN-Gehalts wurde der Flash 2000 C/N Analysator der Firma Thermofisher Scientific verwendet (Abb. 13). Hierbei wurden zunächst 4-5 mg des zermahlenden und getrockneten Probenmaterials in Zinnhütchen eingewogen, welche anschließend gefaltet und in dem C/N-Analysator



Abbildung 13: Der für die Ermittlung der C- und N-Gehälter verwendete Flash 2000 C/N Analysator der Firma Thermofisher Scientific (Bild: Daniel Buller, 2023).

bei 1020°C verbrannt wurden. Durch die Verbrennung wird der in den Proben enthaltene Kohlenstoff zu CO_2 oxidiert und der Stickstoff zu N_2 reduziert. Die anschließende Messung des TC- und TN-Gehalts erfolgt über die Auftrennung der Verbrennungsgase in einer GC-Säule und anschließender Messung über einen Wärmeleitfähigkeitsdetektor.

3.6 Bestimmung weiterer Bodenparameter

3.6.1. Bodentemperatur

Um zu ermitteln, ob Maulwurfshügel im Vergleich zu ungestörten Bodenbereichen eine abweichende durchschnittliche Bodentemperatur aufweisen, wurden am 04.07.2023 auf jeder Fläche Temperaturlogger der Firma HOBO (Typ UA-002-64) mit den Teebeuteln in einer Tiefe von ~ 10 cm vergraben. Pro Fläche wurde hierbei jeweils ein Temperaturlogger in einem

intakten Maulwurfshügel und ein weiterer in einem ungestörten Bereich vergraben. Die Temperaturlogger wurden über einen Zeitraum von 98 Tagen im Boden belassen und zeichneten stündlich die Bodentemperatur in °C sowie die Lichtintensität in Lux auf. Falls Temperaturlogger durch Grabaktivitäten von *T. europaea* an die Oberfläche befördert wurden, wurde diese erneut in der Ausgangstiefe von ~ 10 cm eingegraben. Die Temperaturlogger wurden am 10.10.2023 zusammen mit den Teebeuteln ausgegraben, wobei die aufgezeichneten Daten sofort auf einem Datenträger gesichert und anschließend ausgewertet wurden.

3.6.2. Lagerungsdichte

Die Auswirkungen der durch *T. europaea* hervorgerufenen Störungen auf die Lagerungsdichte von Böden wurde nach GIANI et al. (2012) durch die Entnahme von Bodenproben mit einem 100 cm³-Stechzylinder untersucht. Pro Fläche wurden hierbei jeweils 3 Proben aus intakten, neu aufgeworfenen Maulwurfshügeln und 3 Proben aus ungestörten Bereichen entnommen. Der Stechzylinder wurde vorsichtig in die Maulwurfshügel hineingedrückt, bis sein Volumen vollständig mit dem Bodenmaterial ausgefüllt war. Anschließend wurden Bodenpartikel an den Öffnungen des Stechzylinders vorsichtig mit einem Messer entfernt, um eine möglichst glatte Kante zu erzeugen. Im Falle der ungestörten Bereiche wurde zusätzlich ein Hammer verwendet, um den Stechzylinder in den Boden zu drücken und sein Volumen mit Bodenmaterialien auszufüllen. Die entnommenen Proben wurden zunächst in Plastikbeutel und anschließend in einem Labor in Glasbehälter überführt, deren Gewicht zuvor gewogen und notiert wurde. Die Proben wurden daraufhin über Nacht bei 105°C getrocknet und am darauffolgenden Tag mitsamt dem Glasbehälter erneut gewogen. Die Lagerungsdichte der Proben ergibt sich aus Gl. 7:

$$\text{Lagerungsdicht [g * cm}^{-3}\text{]} = \frac{\text{Trockengewicht [g]} - \text{Leergewicht des Glasbehälters [g]}}{\text{Volumen des Stechzylinders [100 cm}^3\text{]}} \quad (7)$$

3.6.3. Bestimmung des potentiellen Boden-pH-Werts in CaCl₂

Die Ermittlung des Boden-pH-Werts erfolgte nach GIANI et al. (2015) in einer 0,01 M CaCl₂-Lösung. Für die Messung wurden zunächst 10 g der getrockneten und für die Ermittlung der Lagerungsdichte verwendeten Bodenproben in 50 ml Falcon – Röhrchen überführt und mit 25 ml einer 0,01 M CaCl₂-Lösung versetzt. Anschließend wurden die mit der 0,01 M CaCl₂-Lösung versetzten Proben eine Stunde lang stehen gelassen und in Abständen von 10 Minuten regelmäßig geschüttelt. Die anschließende Messung des pH-Werts erfolgte mit einem pH-Meter.

3.6.4. Bodenwassergehalt

Die Bestimmung des Bodenwassergehalts in den Maulwurfshügeln und den ungestörten Bereichen erfolgte nach dem im Kapitel 3.3 beschriebenen Verfahren anhand von Bodenproben, die am 21.08.2023 sowie am 09.10.2023 entnommen wurden. Am 21.08.2023 erfolgte die Probennahme bei sonnigem Wetter und Temperaturen von 23,2°C, nachdem es zuvor über einen Zeitraum von mehreren Tagen geregnet hatte. Die Probennahme am 09.10.2023 erfolgte im Gegensatz hierzu bei leichtem Regen und Temperaturen von 15,7°C (KOCK, 2024).

3.7. Statistische Datenauswertung

Die statistische Datenauswertung erfolgte unter Verwendung der Statistiksoftware R (Version 4.4.1) (R CORE TEAM, 2024). Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und Bereichen ohne oberflächliche Störung wurden unter Verwendung eines Zweistichproben t-Tests miteinander verglichen. Vor der Durchführung des Zweistichproben t-Tests wurden die verglichenen Stichproben unter Verwendung eines Shapiro-Tests auf eine Normalverteilung und unter Verwendung eines Levene-Tests auf Varianzhomogenität überprüft. Nicht normalverteilte Stichproben wurden logarithmisch transformiert oder durch einen Mann-Whitney-U-Test miteinander verglichen. Für die statistische Datenanalyse wurde die Packages „car“ (FOX & WEISBERG, 2019), „psych“ (REVELLE, 2023), „tidyverse“ (WICKHAM et al., 2019) und „readxl“ (WICKHAM & BRYAN, 2023) verwendet. Die Visualisierung der Daten erfolgte in R unter Verwendung des Package „tidyverse“.

4. Ergebnisse

4.1 Abbau organischer Streu

4.1.1 Gewichtsverlust des Grünteetes und des Rooibosteetes

Der Abbau des Grünteetes und des Rooibosteetes variiert zwischen den Versuchsflächen, wobei starke Unterschiede in Abhängigkeit der Beschattung festgestellt werden können. So weist der in den Bereichen ohne oberflächliche Störung vergrabene Grüntee auf der trockenen und unbeschatteten Fläche 1 einen durchschnittlichen Gewichtsverlust von 50% auf, wohingegen für die stärker beschattete Fläche 2 ein deutlich höherer durchschnittlicher Gewichtsverlust von 61% ermittelt wurde. Der für die teilweise beschattete Fläche 3 ermittelte durchschnittliche Gewichtsverlust beträgt 55% und liegt somit zwischen den für Fläche 1 und Fläche 2 ermittelten Werten. Bei einem Vergleich des Gewichtsverlusts des Rooibosteetes kann ein ähnlicher Gradient in Abhängigkeit der Beschattung festgestellt werden. Im Durchschnitt fällt der Gewichtsverlust des Rooibosteetes hierbei jedoch deutlich geringer aus als der Gewichtsverlust des Grünteetes. So verlor der in den Bereichen ohne oberflächliche Störung vergrabene Rooibostee auf Fläche 1 und Fläche 3 im Durchschnitt 24% seines ursprünglichen

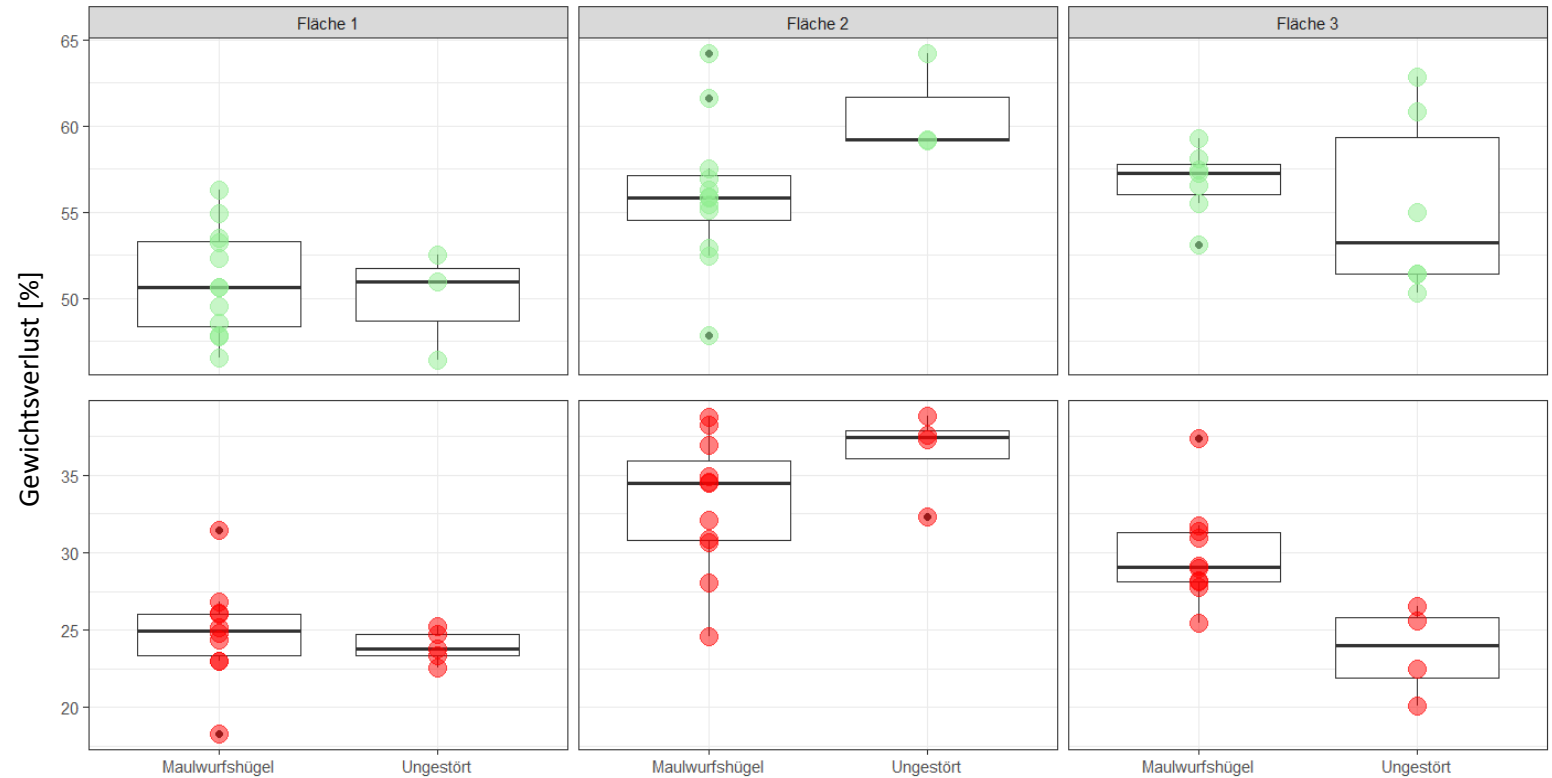


Abbildung 14: Gewichtsverlust des Grüntees (grün) und des Rooibostees (rot) in den Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).

Gewichts, wohingegen der Gewichtsverlust auf Fläche 2 37% beträgt (Abb. 14). Auf zwei der Versuchsflächen konnten Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich des Abbaus des Rooibostees und des Grüntees festgestellt werden. So verlor der Grüntee in den Maulwurfshügeln der Fläche 2 im Durchschnitt 56% seines Gewichts und zersetzte sich in diesen somit etwas langsamer als in den ungestörten Bereichen (Tab. I). Die Unterschiede sind zwar statistisch signifikant ($p < 0,05$), jedoch ist die Stichprobenzahl für die ungestörten Bereiche dieser Versuchsfläche sehr gering ($n=3$). Auf Fläche 1 und Fläche 3 entspricht der Gewichtsverlust des in den Maulwurfshügeln vergrabenen Grüntees ungefähr den für die ungestörten Bereiche ermittelten Werten, so dass keine statistisch signifikanten Unterschiede vorliegen. Obwohl für die Fläche 3 keine Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich des Abbaus des Grüntees festgestellt werden konnten, liegen für diese Versuchsfläche signifikante Unterschiede hinsichtlich des Abbaus des Rooibostees vor, welcher sich mit einem durchschnittlichen Gewichtsverlust von 30% in den Maulwurfshügeln deutlich schneller zersetzte als in den ungestörten Bereichen. Die Unterschiede sind für Fläche 3 statistisch signifikant ($p < 0,01$). Auf Fläche 1 und Fläche 2 liegen jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich des Abbaus des Rooibostees vor.

Tabelle I

	Art der Störung	Gewichtsverlust des Grünteetes [%]	n	Gewichtsverlust des Rooibosteetes [%]	n	k	S
Fläche 1	Maulwurfshügel	51	12	25	10	0,016	0,30
	ungestört	50	3	24	5	0,014	0,30
Fläche 2	Maulwurfshügel	56	12	33	11	0,023	0,22
	ungestört	61	3	37	4	0,031	0,15
Fläche 3	Maulwurfshügel	57	7	30	10	0,021	0,21
	ungestört	55	6	24	4	0,013	0,25

4.1.2 Tea Bag Index

Der oben beschriebene Gradient entlang der Beschattung wird auch bei einer Betrachtung der berechneten Abbaukonstanten k und Stabilisierungsfaktoren S erkennbar. So weist Fläche 2 die höchsten Werte für k und gleichzeitig niedrigsten Werte für S auf. Mit abnehmender Beschattung nimmt die Abbaukonstante k ab, wohingegen der Stabilisierungsfaktor S zunimmt. Für die Fläche 1 wurden die niedrigsten Werte für k und die höchsten Werte für S ermittelt. Die für Fläche 3 berechneten Parameter k und S liegen zwischen den für Fläche 1 und Fläche 2 berechneten Werten. Auf allen Versuchsflächen unterscheiden sich die Maulwurfshügel von den ungestörten Bereichen hinsichtlich ihrer Abbaukonstanten und Stabilisierungsfaktoren. So fällt der Parameter k auf Flächen 1 und Fläche 3 in den Maulwurfshügeln etwas höher aus, wohingegen für S ein geringerer Wert berechnet wurde. Auf Fläche 2 zeichnet sich ein umgekehrter Trend ab: Hier wird für die Abbaukonstante k in den Bereichen ohne oberflächliche Störung ein höherer Wert erreicht, während S geringer ausfällt. Die Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich der Abbaukonstante k sind jedoch für die Fläche 1 und 2 statistisch nicht signifikant, während sie für Fläche 3 statistisch ungenau sind ($p < 0,1$). Bezüglich des Stabilisierungsfaktors sind die beobachteten Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und Bereichen ohne oberflächliche Störung für Fläche 1 und Fläche 3 aufgrund der starken Streuung der berechneten Werte statistisch nicht signifikant, während sie für Fläche 2 statistisch ungenau sind ($p < 0,1$).

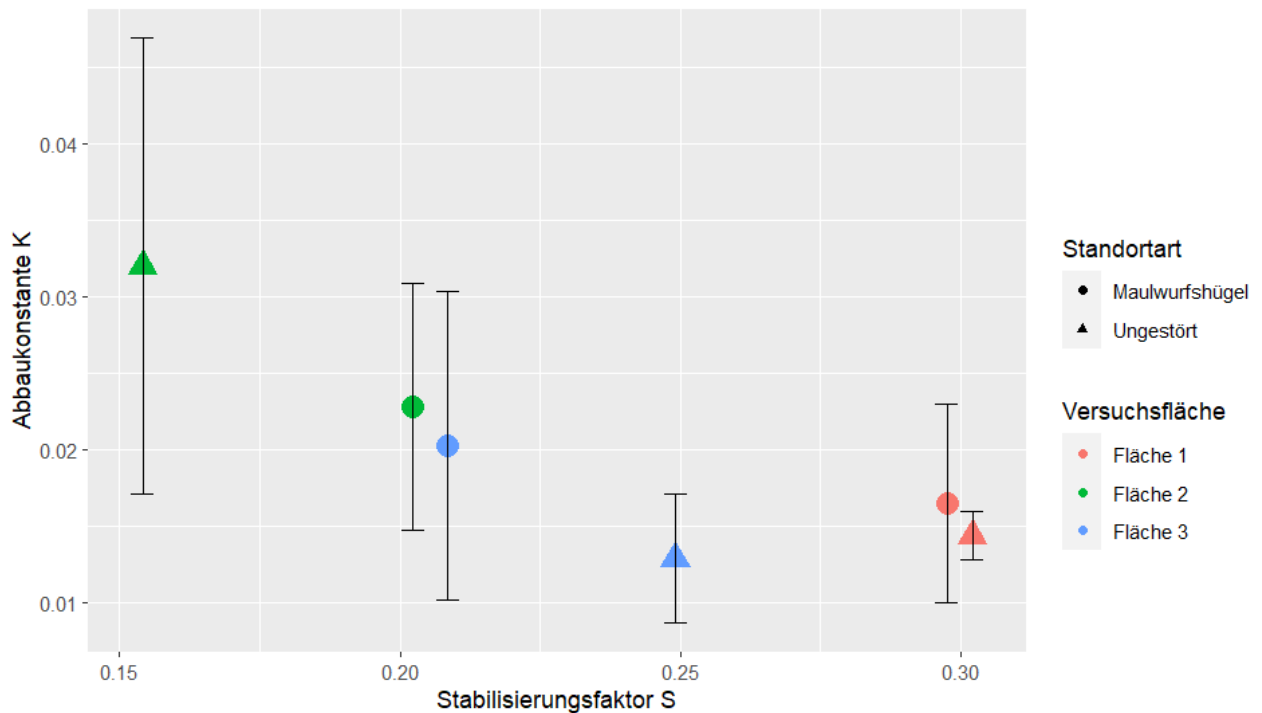


Abbildung 15: Für Maulwurfshügel und ungestörte Bereiche ermittelte Parameter k und S der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).

4.2 Gehalt an mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff

Es liegen statistisch hochsignifikante Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich des Gehalts an C_{mik} und N_{mik} vor, die jedoch statistisch ungenau werden, sobald anstelle der über alle Versuchsflächen erhobenen Daten lediglich die für die einzelnen Flächen vorliegenden Stichproben betrachtet werden. So weisen die Maulwurfshügel über alle Versuchsflächen einen deutlich niedrigeren Gehalt an C_{mik} und N_{mik} (gemessen in $\text{mg } C_{\text{mik}}/\text{cm}^3$ und $\text{mg } N_{\text{mik}}/\text{cm}^3$) als die ungestörten Bereiche auf ($p < 0,01$). Bei der Betrachtung der für die einzelnen Versuchsflächen erhobenen Messwerte kann jedoch lediglich ein niedrigerer Gehalt an $C_{\text{mik}}/\text{cm}^3$ in den Maulwurfshügeln auf Fläche 2 ($p < 0,05$) sowie ein niedrigerer Gehalt an $N_{\text{mik}}/\text{cm}^3$ in den Maulwurfshügeln auf Fläche 1 ($p < 0,05$) festgestellt werden (siehe Abb. 16). Auf der Fläche 3 liegen keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich des Gehalts an $C_{\text{mik}}/\text{cm}^3$ und $N_{\text{mik}}/\text{cm}^3$ vor. Bei der Betrachtung des $C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$ -Verhältnisses können weitere Unterschiede festgestellt werden, wobei die Maulwurfshügel auf den meisten Flächen ein im Vergleich zu den ungestörten Bereichen erhöhtes $C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$ -Verhältnis aufweisen (siehe Abb. 17 & Tab. II). Die Unterschiede bei der Betrachtung der über alle Versuchsflächen erhobenen Daten statistisch signifikant ($p < 0,05$), bei der Betrachtung der für die einzelnen Flächen erhobenen Messwerte kann jedoch lediglich für Fläche 1 ein statistisch ungenauer Unterschied nachgewiesen werden ($p < 0,1$).

Tabelle II

	Art der Störung	Gehalt C _{mik} [mg/cm ³]	Gehalt N _{mik} [mg/cm ³]	C _{mik} /N _{mik}	n
Fläche 1	Maulwurfshügel	3,81	0,39	9,94	3
	ungestört	3,38	0,69	5,52	3
Fläche 2	Maulwurfshügel	3,11	0,31	10,46	3
	ungestört	4,37	0,55	8,24	3
Fläche 3	Maulwurfshügel	2,83	0,44	6,33	3
	ungestört	3,69	0,50	7,43	3

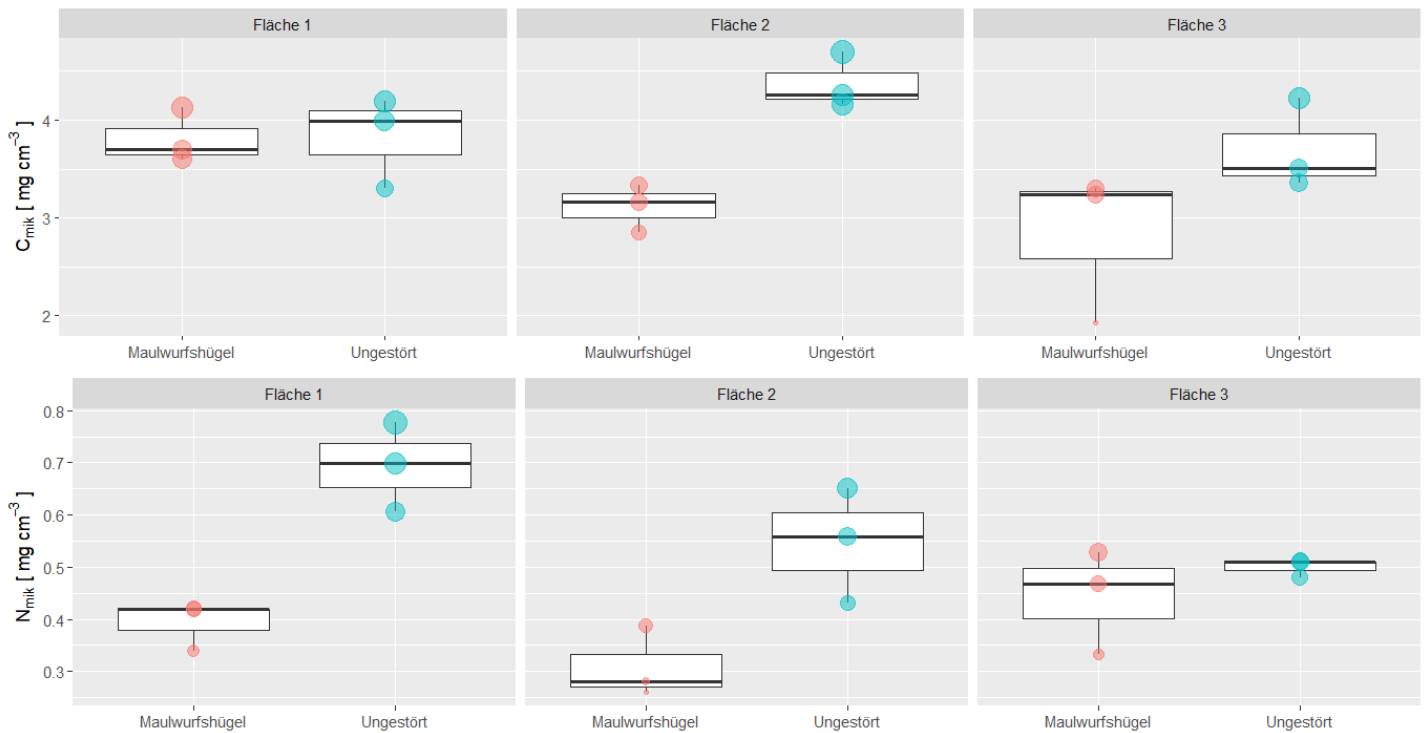


Abbildung 16: Gehälter an C_{mik} und N_{mik} in Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).

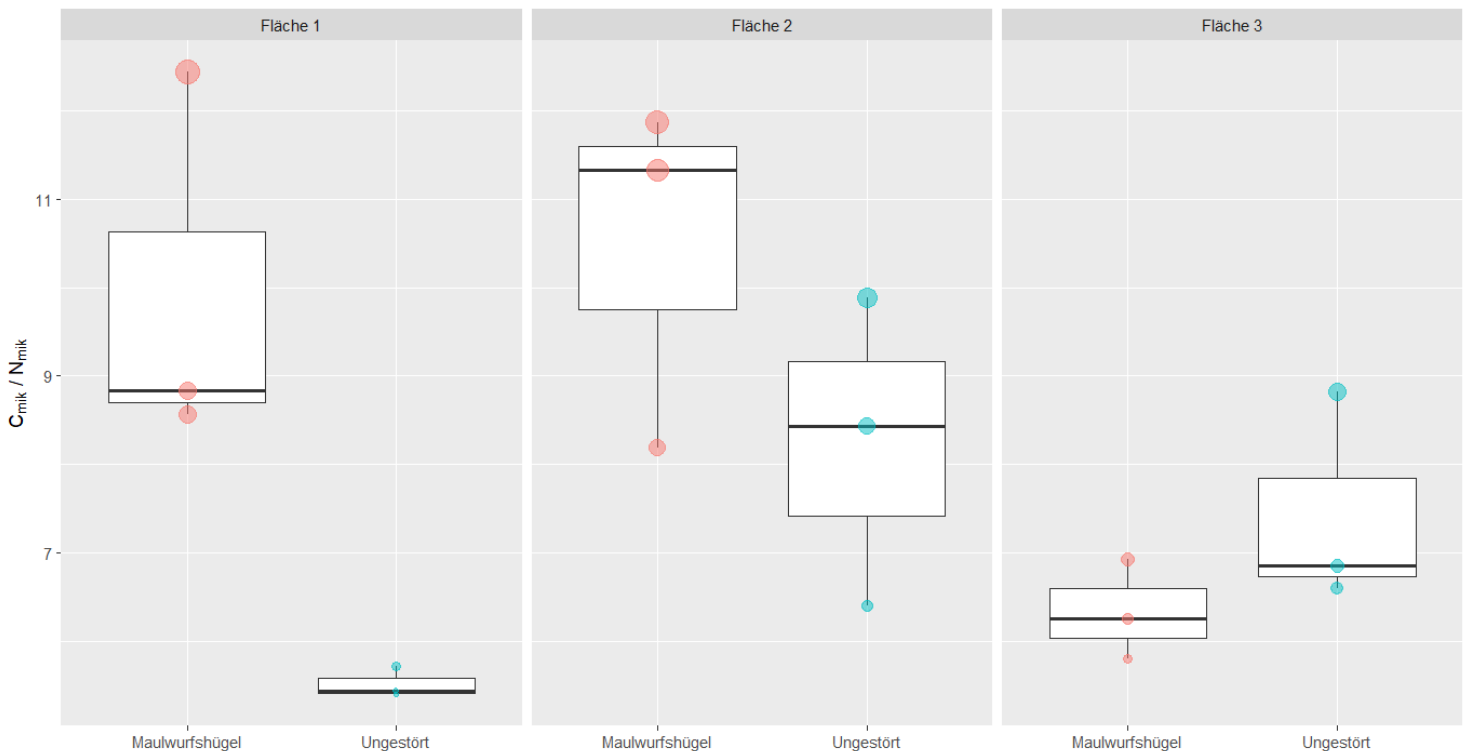


Abbildung 17: C_{mik}/N_{mik}-Verhältnis in Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).

4.3 Nitrat – und Ammoniumgehalt

Bei einem Vergleich der ermittelten Ammoniumgehalte können geringfügige Unterschiede zwischen den Versuchsflächen festgestellt werden. So weisen Fläche 1 und Fläche 3 in ihren ungestörten Bereichen mit 12,46 mg NH₄-N/cm² und 12,31 mg NH₄-N/cm² ungefähr gleiche Ammoniumgehalte auf, wohingegen der für die ungestörten Bereiche der Fläche 2 ermittelte Durchschnittswert mit 9,25 mg NH₄-N/cm² geringer ausfällt. Die durchschnittlichen Ammoniumgehalte der Maulwurfshügel weichen von den für die ungestörten Bereiche ermittelten Werten ab und betragen 9,55 mg NH₄-N/cm² auf Fläche 1, 5,18 mg NH₄-N/cm² auf Fläche 2 sowie 15,68 mg NH₄-N/cm² auf Fläche 3 (Abb. 18). Die geringsten Ammoniumgehalte wurden somit in den Maulwurfshügeln der Fläche 2 festgestellt, wohingegen die höchsten Werte in den Maulwurfshügeln der Fläche 3 gemessen wurden. Es muss jedoch festgehalten werden, dass die gemessenen Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen aufgrund der geringen Stichprobenzahl für keine der Versuchsflächen statistisch signifikant sind. Während Fläche 2 die niedrigsten Ammoniumgehalte aufweist, wurden auf dieser Versuchsfläche zeitgleich die mit weitem Abstand höchsten Nitratgehalte nachgewiesen. So wurde für die aus den ungestörten Bereichen der Fläche 2 entnommenen Proben ein durchschnittlicher Nitratgehalt von 73,29 mg NO₃-N/cm² Boden ermittelt, ein Wert der deutlich oberhalb des für die Maulwurfshügel dieser Versuchsfläche ermittelten durchschnittlichen Nitratgehalts liegt, welcher lediglich 26,34 mg NO₃-N/cm² beträgt. Auf der Fläche 1 beträgt der durchschnittliche Nitratgehalt in den

ungestörten Bereichen 2,87 mg NO₃-N/cm², wohingegen für die Maulwurfshügel ein Durchschnittswert von 2,30 mg NO₃-N/cm² ermittelt wurde (Tab. III). Die Nitratgehalte der aus Fläche 1 entnommenen Bodenproben fallen somit deutlich geringer als die für Fläche 2 ermittelten Werte aus. Für Fläche 3 konnte sowohl in den aus den Maulwurfshügeln entnommenen Proben als auch in den aus den ungestörten Bereichen entnommenen Proben kein Nitrat nachgewiesen werden. Statistisch signifikante Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich des Nitratgehalts konnten lediglich für Fläche 2 nachgewiesen werden, wobei dieser in den ungestörten Bereichen höher ausfällt ($p < 0,05$).

Tabelle III

	Art der Störung	mg NH ₄ -N/cm ²	mg NO ₃ -N/cm ²	n
Fläche 1	Maulwurfshügel	9,55	2,30	3
	ungestört	12,46	2,87	3
Fläche 2	Maulwurfshügel	5,18	26,34	3
	ungestört	9,25	73,29	3
Fläche 3	Maulwurfshügel	15,68	0	3
	ungestört	12,31	0	3

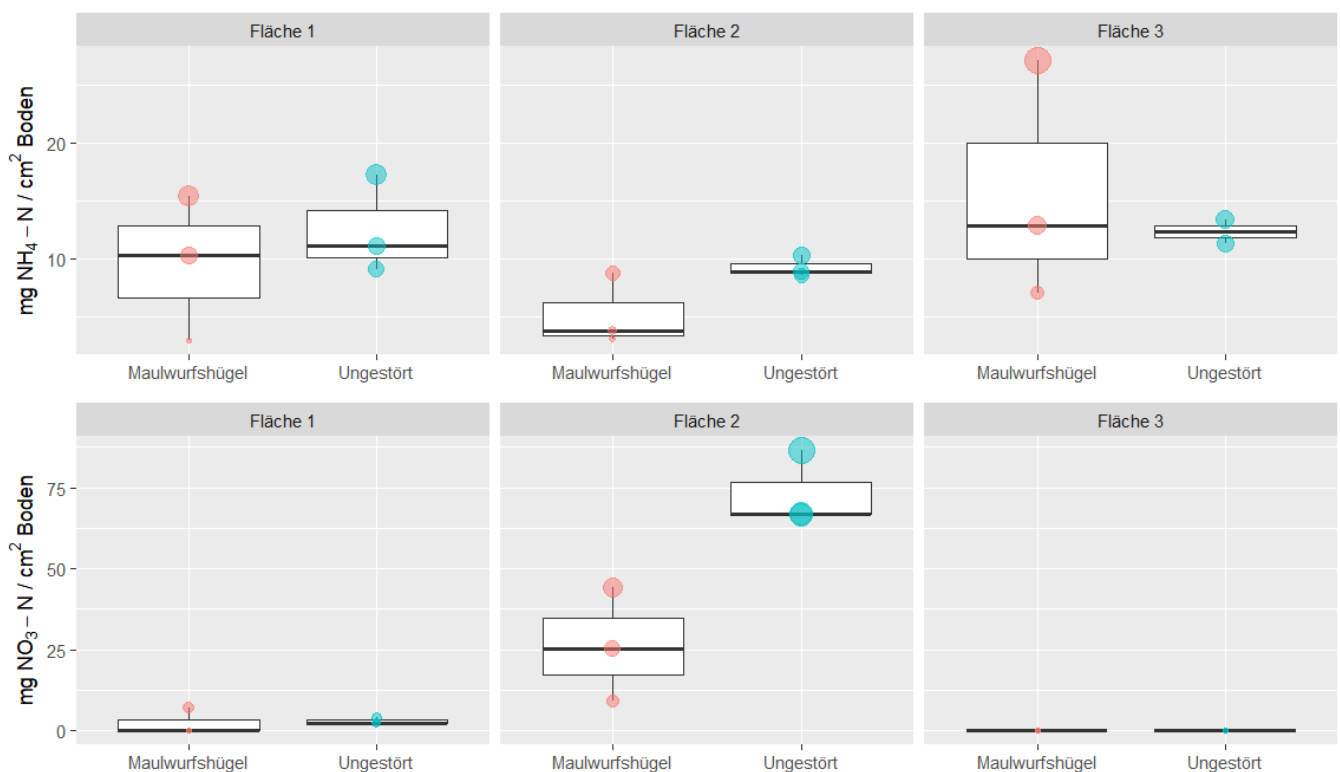


Abbildung 18: Nitrat- und Ammoniumgehalte in Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).

4.4 Gesamtkohlenstoff – und Stickstoff

Auf nahezu allen Flächen ist der Gehalt an Kohlenstoff (C%) und Stickstoff (N%) in den Maulwurfshügeln geringer als in den Bereichen ohne oberflächliche Störung. Die einzige Ausnahme bildet Fläche 1, auf der der Gehalt an Kohlenstoff in den Maulwurfshügeln ungefähr dem in den Bereichen mit intakter Vegetationsbedeckung entspricht. Die Unterschiede sind für Fläche 2 und Fläche 3 und bezüglich des Stickstoffgehalts auch für Fläche 1 statistisch hochsignifikant ($p < 0,01$). Fläche 2 weist in einem direkten Vergleich zwischen den Versuchsfeldern den höchsten Gehalt an Kohlenstoff auf. Die Kohlenstoffgehalte betragen auf dieser Fläche 2,59% in den Maulwurfshügeln und 3,23% in den Bereichen mit intakter Vegetationsbedeckung (Abb. 19 & Tab. IV). Die Kohlenstoffgehalte auf Fläche 1 fallen mit 2,34% in den Maulwurfshügeln und 2,39% in den Bereichen ohne oberflächliche Störung geringer aus als auf Fläche 2. Fläche 3 weist den mit Abstand geringsten Gehalt an Kohlenstoff auf. In den ungestörten Bereichen wurde hier ein Kohlenstoffgehalt von 2,13% und in den Maulwurfshügeln ein Gehalt von 1,34% nachgewiesen. Die Trends bezüglich des Stickstoffgehalts ähneln den für den Kohlenstoffgehalt beobachteten Trends, wobei der Gehalt an Stickstoff in den entnommenen Bodenproben jedoch deutlich geringer ausfällt als der Gehalt an Kohlenstoff. So weist Fläche 2 die höchsten Stickstoffgehalte mit 0,21% in den Bereichen ohne oberflächliche Störung und 0,16% in den Maulwurfshügeln auf. Fläche 1 liegt mit einem Stickstoffgehalt von 0,16% in den ungestörten Bereichen und 0,15% in den

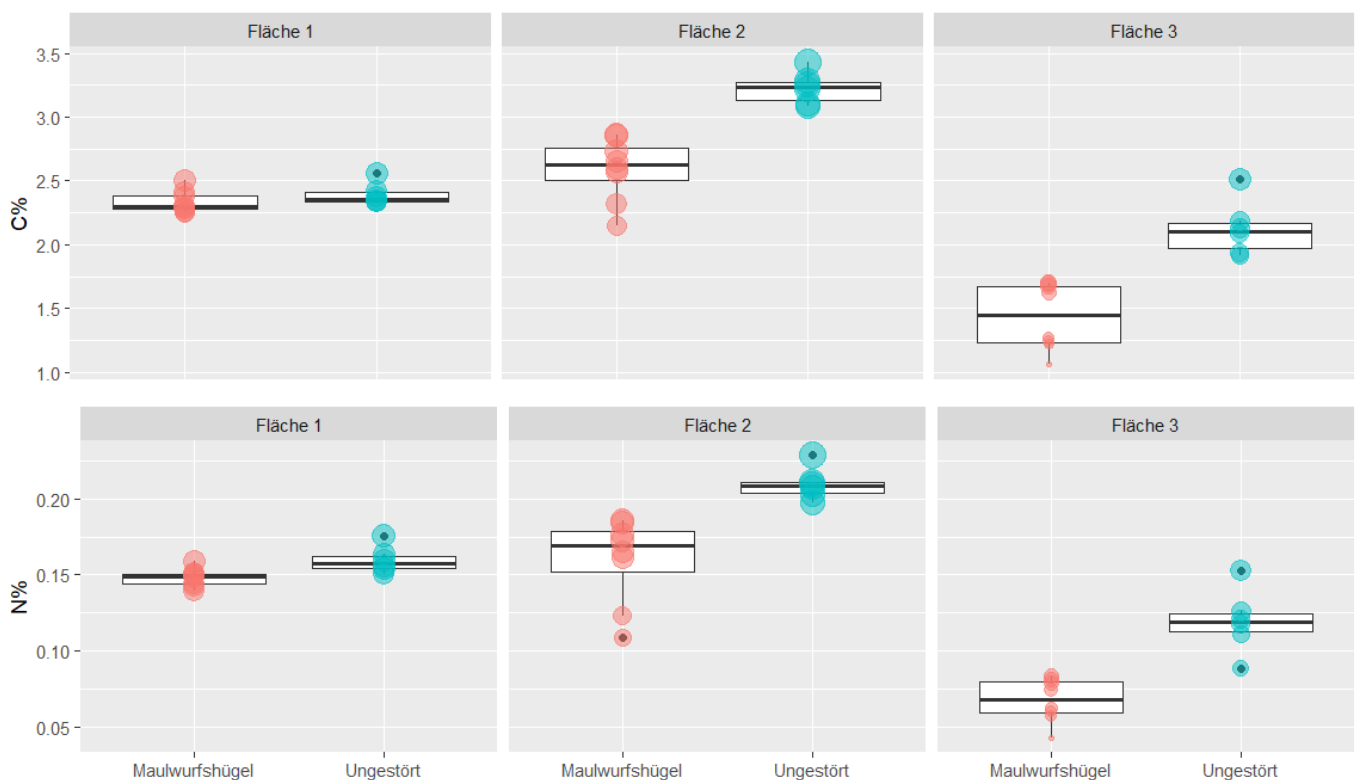


Abbildung 19: Gehälter an Kohlenstoff und Stickstoff in den Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsfelder (Bild: Daniel Buller, 2023).

Maulwurfshügeln etwas darunter. Der geringste Stickstoffgehalt wurde in den Maulwurfshügeln der Fläche 3 nachgewiesen und betrug lediglich 0,07%. In den Bereichen dieser Versuchsfläche, die eine intakte Vegetationsbedeckung aufwiesen, wurde ein im Vergleich zu

Tabelle IV

	Art der Störung	C%	N%	C/N	n
Fläche 1	Maulwurfshügel	2,34	0,15	15,79	8
	ungestört	2,39	0,16	15,0	6
Fläche 2	Maulwurfshügel	2,59	0,16	15,41	8
	ungestört	3,23	0,21	16,5	6
Fläche 3	Maulwurfshügel	1,43	0,07	18,09	8
	ungestört	2,13	0,12	21,5	6

den anderen Versuchsflächen ebenfalls etwas geringerer Stickstoffgehalt von 0,12% nachgewiesen. Neben Unterschieden bezüglich des Gehalts an Kohlenstoff – und Stickstoff liegen zwischen Maulwurfshügeln und den ungestörten Bereichen auch Unterschiede hinsichtlich des C/N-Verhältnisses vor. So ist das C/N-Verhältnis auf nahezu allen Versuchsflächen in den aus den Maulwurfshügeln entnommenen Proben etwas höher als das C/N-Verhältnis in den ungestörten Bereichen (Abb. 20 & Tab. IV). Die Unterschiede sind jedoch nur für Fläche 1 und Fläche 3 statistisch signifikant ($p < 0,01$), wohingegen sie für Fläche 2 statistisch ungenau sind ($p = 0,082$). Die aus Fläche 3 entnommenen Proben weisen das mit Abstand höchste gemessene C/N-Verhältnis auf. In den Maulwurfshügeln beträgt dieses 21,5,

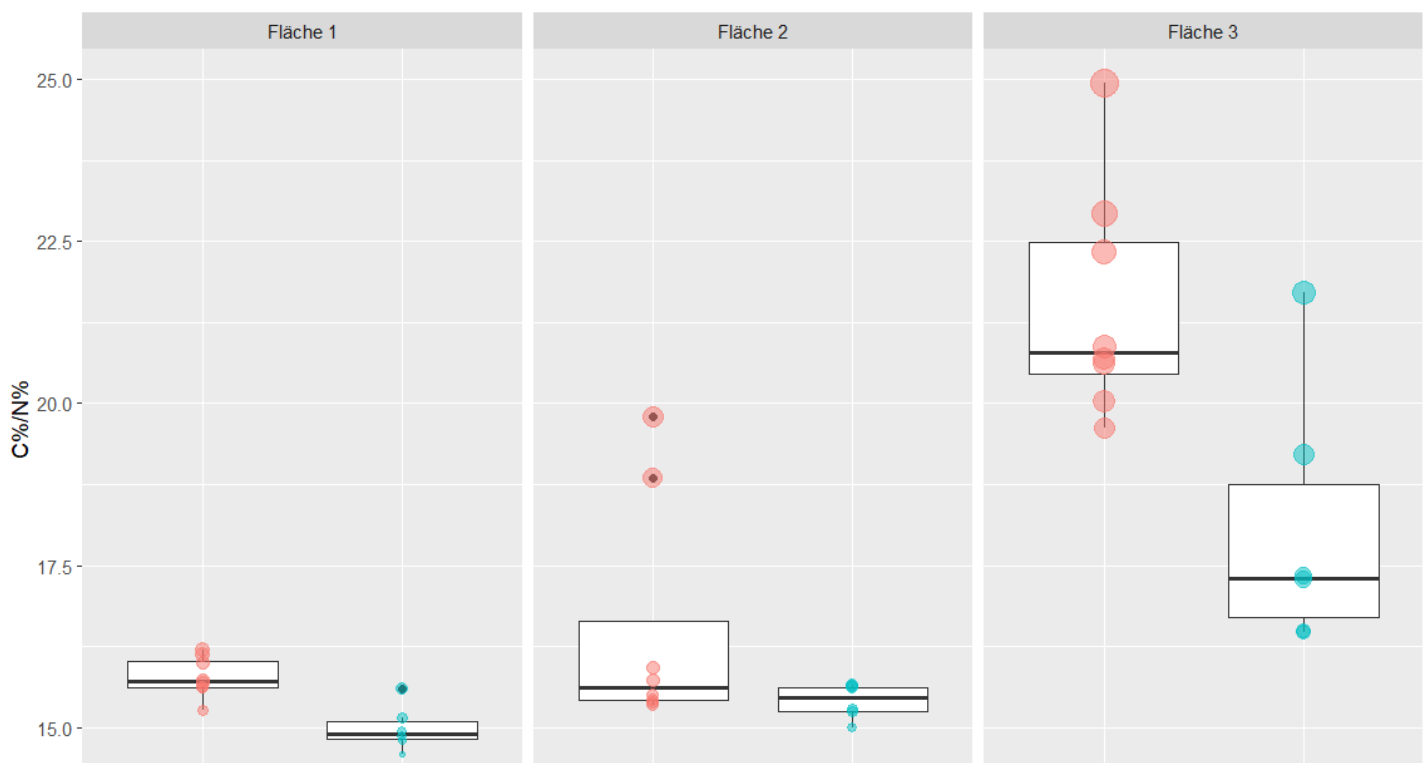


Abbildung 20: C%/N%-Verhältnis der Maulwurfshügel und ungestörten Bereiche der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).

wohingegen es in den ungestörten Bereichen bei 18,09 liegt. Auf Fläche 2 ist das C/N-Verhältnis etwas geringer als auf Fläche 3 und beträgt 15,41 in den ungestörten Bereichen und 16,50 in den Maulwurfshügeln. Fläche 1 weist das günstigste C/N-Verhältnis auf, welches in den Bereichen mit Vegetationsbedeckung 15,0 und in den Maulwurfshügeln 15,79 beträgt.

4.5 Weitere Bodenparameter

4.5.1 Bodentemperatur

Die erhobenen Temperaturdaten zeigen deutliche Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und Bereichen ohne oberflächliche Störung, wobei tageszeitliche und saisonale Schwankungen vorliegen. Unabhängig von der Versuchsfläche und dem Störungsregime erreicht die Bodentemperatur in den Monaten Juli und August ihren höchsten durchschnittlichen Wert, wohingegen sie in den Monaten September und Oktober abfällt (Abb. 21). Während des gesamten Beobachtungszeitraums sind die Temperaturschwankungen in den Maulwurfshügeln aller Versuchsflächen stärker als in den Bereichen mit intakter Vegetationsbedeckung, wobei tagsüber höhere und nachts niedrigere Durchschnittstemperaturen erreicht werden (Tab. V). Die Temperaturschiede sind hierbei für alle Versuchsflächen vorhanden und statistisch hochsignifikant ($p < 0,01$), fallen jedoch auf einigen Versuchsflächen deutlich stärker aus als auf anderen. So beträgt die tagsüber in den Maulwurfshügeln der Fläche 1 gemessene Durchschnittstemperatur über den gesamten Beobachtungszeitraum $21,84^{\circ}\text{C}$, wohingegen für die Bereiche dieser Fläche, die keine oberflächlichen Störungen aufweisen, lediglich eine Durchschnittstemperatur von $19,27^{\circ}\text{C}$

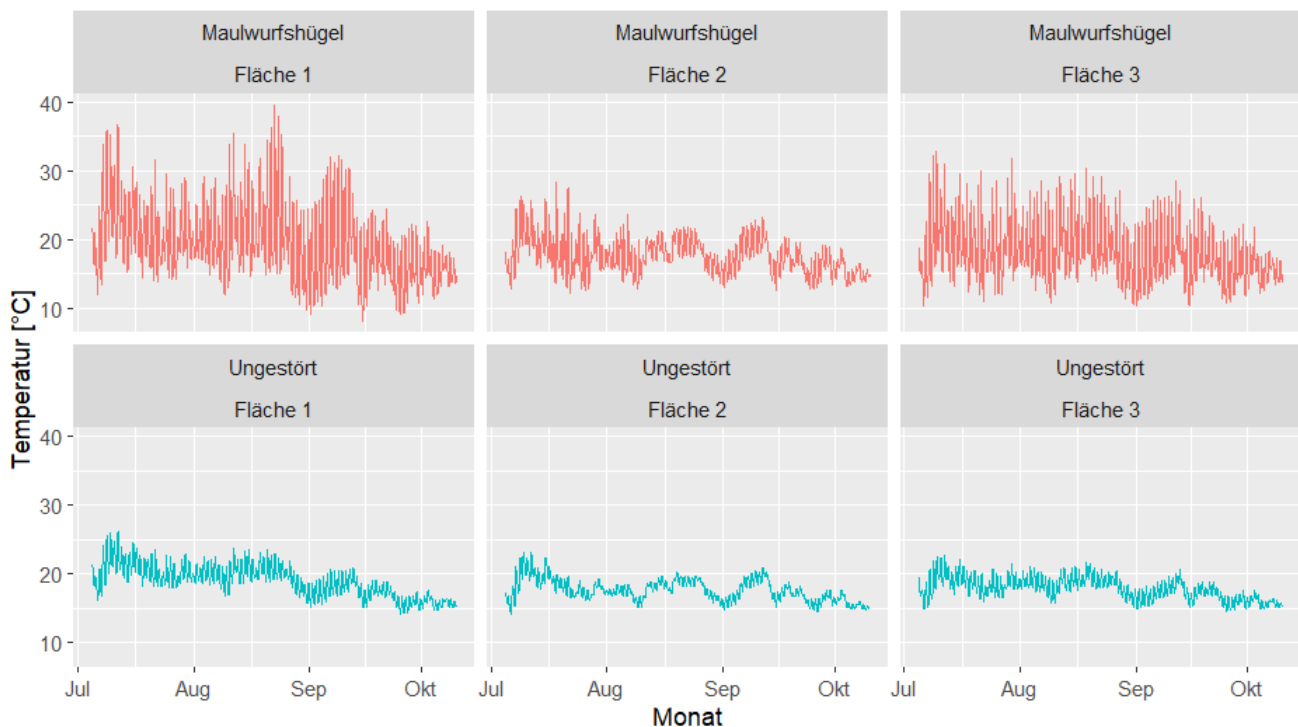


Abbildung 21: Temperaturentwicklung in den Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen der jeweiligen Versuchsflächen (Bild: Daniel Buller, 2023).

gemessen wurde. Für Fläche 2 können ebenfalls Temperaturunterschiede in Abhängigkeit des Störungsregimes festgestellt werden, welche jedoch weniger stark ausgeprägt sind als auf Fläche 1. In den Maulwurfshügeln dieser Fläche beträgt die tagsüber gemessene Durchschnittstemperatur 18,31°C, während sie in den Bereiche mit vorhandener Vegetation mit 17,80°C nur um etwa 0,5°C geringer ausfällt. Die Maulwurfshügel der Fläche 3 weisen tagsüber eine Durchschnittstemperatur von 19,60°C auf, wohingegen für die Bereiche ohne oberflächliche Störung auf dieser Fläche lediglich eine Durchschnittstemperatur von 18,05°C gemessen wurde. Die Temperaturunterschiede fallen auf dieser Fläche somit stärker als auf der Fläche 2 und gleichzeitig schwächer als auf der Fläche 1 aus. Bei Nacht erfolgt eine Umkehr der Temperaturverhältnisse, wobei in den Bereichen mit Vegetationsbedeckung jetzt höhere Durchschnittstemperaturen erreicht werden als in den Maulwurfshügeln. So beträgt die nachts in den Bereichen ohne oberflächliche Störung gemessene Durchschnittstemperatur 18,60°C auf Fläche 1, 17,54°C auf Fläche 2 und 17,69°C auf Fläche 3, während für die Maulwurfshügel dieser Versuchsflächen durchschnittliche Temperaturen von 16,34°C (Fläche 1), 16,54°C (Fläche 2) und 15,43°C (Fläche 3) gemessen wurden. Es kann somit festgehalten werden, dass die Bodentemperaturen bei Nacht in den Maulwurfshügeln deutlich stärker abfallen, während die Differenz zu der tagsüber erreichten Durchschnittstemperatur in den Bereichen mit Vegetationsbedeckung lediglich 0,3-0,6°C beträgt. Die Temperaturunterschiede zwischen Maulwurfshügeln und Bereichen ohne oberflächliche Störung fallen auch bei einer Betrachtung der erreichten Extremtemperaturen auf. So wird die höchste gemessene Bodentemperatur in den Maulwurfshügeln der Fläche 1 erreicht und beträgt 39,4°C. Zeitgleich wurde in den Maulwurfshügel dieser Fläche mit 8,08°C auch die niedrigste Bodentemperatur gemessen. Die für die ungestörten Bereiche dieser Fläche erreichten Höchst - und Tiefsttemperaturen weichen mit 26,2°C und 14,3°C stark von diesen Werten ab. Auf den Flächen 2 und 3 wurden ebenfalls erhöhte Höchsttemperaturen und niedrigere Tiefsttemperaturen in den Maulwurfshügeln gemessen, wobei die Unterschiede hinsichtlich dieser Extremwerte auf Fläche 2 deutlich schwächer ausfallen als auf Fläche 1 und Fläche 3 (Tab. V).

Tabelle V

	Art der Störung	ØTemperatur (Tag) [°C]	ØTemperatur (Nacht) [°C]	Max. Temperatur [°C]	Min. Temperatur [°C]
Fläche 1	Maulwurfshügel	21,84	16,34	39,62	8,08
	ungestört	19,27	18,60	26,2	14,13
Fläche 2	Maulwurfshügel	18,31	16,54	28,26	12,21
	ungestört	17,80	17,54	23,1	14,23
Fläche 3	Maulwurfshügel	19,60	15,43	32,81	10,36
	ungestört	18,05	17,69	22,81	14,52

4.5.2 Lagerungsdichte

Die durchschnittliche Lagerungsdichte der Bereiche, die keine oberflächliche Störung aufweisen, beträgt $0,86 \text{ g/cm}^3$ auf Fläche 1, $1,09 \text{ g/cm}^3$ auf Fläche 2 sowie $1,13 \text{ g/cm}^3$ auf Fläche 3. Die Lagerungsdichte der Maulwurfshügel weicht auf einzelnen Versuchsflächen von diesen Werten ab und beträgt $1,23 \text{ g/cm}^3$ auf Fläche 1, $1,08 \text{ g/cm}^3$ auf Fläche 2 sowie $1,30 \text{ g/cm}^3$ auf Fläche 3. Bei einem flächenübergreifenden Test unter Einbeziehung aller Stichproben kann festgestellt werden, dass die Maulwurfshügel unabhängig von der Fläche eine höhere Lagerungsdichte als die ungestörten Bereiche aufweisen. Die Ergebnisse sind jedoch nur für den flächenübergreifenden Test statistisch signifikant ($p < 0,01$), wohingegen für die einzelnen Flächen aufgrund der geringen Stichprobenzahl statistisch ungenaue oder abweichende Ergebnisse vorliegen. So konnten auf der Fläche 2 sowie der Fläche 3 keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich der Lagerungsdichte festgestellt werden (jeweils $p > 0,05$). Auf der Fläche 1 weisen die Maulwurfshügel eine höhere Lagerungsdichte als die ungestörten Bereiche auf, wobei der Unterschied jedoch ungenauer als bei dem flächenübergreifenden Test ist ($p = 0,05$).

Tabelle VI

	Art der Störung	Ø Lagerungsdichte [g/cm ³]	Ø pH	Wassergehalt (21.08.2023) [%]	Wassergehalt (09.10.2023) [%]
Fläche 1	Maulwurfshügel	1,23	4,61	6,09	18,69
	ungestört	0,86	4,71	11,7	22,01
Fläche 2	Maulwurfshügel	1,08	4,55	13,15	20,59
	ungestört	1,11	4,88	13,7	21,22
Fläche 3	Maulwurfshügel	1,30	4,24	9,18	20,84
	ungestört	1,13	4,23	10,20	14,60

4.5.3 Boden-pH

Die Versuchsflächen weisen hinsichtlich ihres pH-Werts Unterschiede zueinander auf. So liegt der durchschnittliche pH-Wert der aus den ungestörten Bereichen von Fläche 3 entnommenen Bodenproben bei 4,23 und somit deutlich unterhalb des Boden-pH-Werts der aus Fläche 1 und Fläche 2 entnommenen Proben, welche pH-Werte von 4,71 und 4,88 aufweisen (Tab. VI). Die in den Maulwurfshügeln gemessenen pH-Werte weichen nur geringfügig von den in den ungestörten Bereichen gemessenen Werten ab, wobei auf der Fläche 1 ein durchschnittlicher pH-Wert von 4,61 und auf der Fläche 2 ein durchschnittlicher pH-Wert von 4,55 in den Maulwurfshügeln gemessen wurde. Auf der Fläche 3 liegt der durchschnittliche pH-Wert in den Maulwurfshügeln bei 4,24 und weicht somit ebenfalls nur minimal von dem pH-Wert der ungestörten Bereiche ab. Auf keiner der Flächen konnten statistisch signifikante Unterschiede

zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich des pH-Werts festgestellt werden (jeweils $p > 0,1$). Bei einem Vergleich zwischen den Flächen konnte festgestellt werden, dass Fläche 1 und Fläche 2 einen signifikant höheren pH-Wert als Fläche 3 aufweisen. Die Ergebnisse sind jedoch nur für die ungestörten Bereiche statistisch signifikant ($p < 0,05$), wohingegen für die Maulwurfshügel aufgrund der Streuung der Daten kein statistisch signifikantes Ergebnis vorliegt.

4.5.4 Wassergehalt

Da der Wassergehalt lediglich an zwei separaten Tagen gemessen wurde, können anhand der erhobenen Daten keine belastbaren Aussagen zu Unterschieden zwischen Maulwurfshügeln und ungestörten Bereichen hinsichtlich ihres Wassergehalts getroffen werden. Eine Betrachtung der erhobenen Daten erlaubt dennoch die Feststellung einiger Trends (Tab. VI). So fällt bei den Wassergehaltsproben, welche am 21.08.2023 einige Tage nach einem Regenereignis entnommenen wurden, auf, dass die aus den Maulwurfshügeln entnommenen Proben auf allen Flächen einen geringeren Wassergehalt aufweisen als die aus den ungestörten Bereichen entnommenen Proben. Bei den am 09.10.2023 bei regnerischem Wetter entnommenen Proben entspricht der Wassergehalt in den Maulwurfshügeln wiederum ungefähr dem in den ungestörten Bereichen. Eine statistisch belastbare Untersuchung der Wassergehälter würde jedoch eine größere Stichprobenzahl voraussetzen.

5. Diskussion

5.1. Einfluss der Störungen auf Bodeneigenschaften, mikroklimatische Standortbedingungen sowie die mikrobielle Biomasse

Entsprechend der eingänglich formulierten Hypothese zeichnen sich die Maulwurfshügel auf allen Versuchsflächen durch ein wärmeres Mikroklima und verminderte Bodenwassergehälter aus. Die Beobachtungen decken sich mit vorangegangenen Befunden von SEIFAN et al. (2010), STREITBERGER & FARTMANN (2013) und STREITBERGER et al. (2014), die erhöhte Bodentemperaturen in Maulwurfshügeln feststellen und auf die fehlende Vegetationsbedeckung zurückführen. Aufgrund der fehlenden Vegetationsbedeckung sind Maulwurfshügel der direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt, so dass diese sich im Vergleich zu ihrer Umgebung stärker erwärmen, schneller austrocknen und höhere Extremtemperaturen erreicht werden (SONG et al., 2013). Eine verstärkte Austrocknung der gestörten Bereiche könnte ferner aufgrund der ausgehobenen Grabgänge gefördert werden, da diese als Makroporen eine verbesserte Drainage der Maulwurfshügel ermöglichen und somit zu einer Reduzierung des Bodenwassergehalts beitragen (SKOCZEŃ et al., 1976). Auffallend ist, dass neben erhöhten Durchschnitts- und Maximaltemperaturen bei Tag auch verringerte Durchschnittstemperaturen bei Nacht sowie geringere Tiefsttemperaturen in den

Maulwurfshügeln festgestellt werden konnten. Dies könnte darauf hindeuten, dass die dichte Vegetationsbedeckung in den Bereichen ohne oberflächliche Störung eine wärmeisolierende Wirkung ausübt, so dass diese im Vergleich zu den Maulwurfshügeln geringeren Temperaturschwankungen ausgesetzt sind.

Aufgrund ihrer exponierten Lage und der fehlenden Vegetationsbedeckung sind Maulwurfshügel einer verstärkten Erosion durch Wind oder Regenfall ausgesetzt (siehe SHERROD & SEASTEDT, 2001). Die verstärkte Bodenerosion trägt zu einer Verlagerung von organischen C und N bei (HOLZ & AUGUSTIN, 2021), wodurch die verringerten C- und N-Gehälter in den Maulwurfshügeln teilweise erklärt werden könnten. Weitere Faktoren, die zu einer Reduzierung der C- und N-Gehälter in den Maulwurfshügeln beitragen können, umfassen die Verlagerung mineralischen Unterbodens an die Bodenoberfläche (siehe INOUE et al., 1987) sowie die Zerstörung von Bodenaggregaten beim Grabprozess, aufgrund derer für Mikroorganismen unzugängliches organisches Material freigesetzt wird und anschließend mineralisiert werden kann (SIX et al., 2000).

Die Bodentemperatur, der Bodenwassergehalt sowie der Gehalt an organischen C haben einen signifikanten Einfluss auf die Aktivität und das Wachstum von Mikroorganismen in Böden (LIDDLE et al., 2020; WARDLE & PARKINSON, 1989). Eine Erhöhung der Bodentemperatur kann sich hierbei zwar positiv auf die Aktivität von Mikroorganismen auswirken (SIERRA et al., 2017), trägt unter Feldbedingungen jedoch zu einer Reduzierung des Bodenwassergehalts bei, aufgrund derer die Aktivität von Mikroorganismen gehemmt werden kann (MAZONI et al., 2012). Die niedrigen Bodenwassergehälter der untersuchten Maulwurfshügel könnten, in Kombination mit verringerten Gehältern an organischen C und N, erklären, wieso diese sich entgegen der eingänglich formulierten Hypothese nicht durch eine erhöhte, sondern durch eine verminderte mikrobielle Biomasse auszeichnen (LIDDLE et al., 2020; WARDLE & PARKINSON, 1989). Die mikrobielle Biomasse in den obersten Bodenschichten kann ferner aufgrund von Wechselwirkungen zwischen höheren Pflanzen und Mikroorganismen beeinflusst werden. Höhere Pflanzen stimulieren mikrobielle Aktivitäten in der Rhizosphäre durch die Abgabe leicht verfügbarer organischer Verbindungen, die als „Wurzelexsudate“ bezeichnet werden (LANGE et al., 2015). Die Stimulation mikrobieller Aktivitäten aufgrund der Wurzelexsudation trägt zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse in der Rhizosphäre bei (EISENHAEUER et al., 2017), so dass die verminderten Gehälter an mikrobiellen C und N in den Maulwurfshügeln teilweise durch die Abwesenheit einer Rhizosphäre in diesen erklärt werden könnten.

5.2. Einfluss der Störungen auf die mikrobielle Dekomposition organischen Materials

Auffallend ist, dass sich die gestörten Bereiche trotz verminderter Bodenwassergehälter sowie einer verringerten mikrobiellen Biomasse lediglich im Falle der Fläche 2 durch eine geringere

mikrobielle Dekompositionsrate auszeichnen, während im Falle der verbliebenen Versuchsflächen kein Effekt oder ein positiver Effekt festgestellt werden konnte. Verschiedene Faktoren könnten zu diesem Ergebnis beigetragen haben. So ermöglicht die Extraktion mikrobiellen Kohlenstoffs und Stickstoffs durch Chloroform Fumigation Extraktion zwar eine Einschätzung der im Boden enthaltenen mikrobiellen Biomasse, erlaubt jedoch keine Rückschlüsse über die Aktivität der im Boden lebenden Mikroorganismen (JENKINSON, 1976). Die beobachteten Trends deuten darauf hin, dass lediglich ein Teil der enthaltenen Mikroorganismen während des Untersuchungszeitraums an mikrobiellen Abbauprozessen beteiligt gewesen sein könnte. Die Geschwindigkeit mikrobieller Abbauprozesse in Böden wird in einem hohen Maße durch den Bodenwassergehalt und die Bodentemperatur bestimmt (DJUKIC et al., 2018; PETRAGLIA et al., 2018; SIERRA et al., 2017). Eine mögliche Erklärung für den beschleunigten Abbau organischen Materials in den Maulwurfshügeln der Fläche 3 könnte daher darin liegen, dass diese sich zwar durch lange Trockenphasen mit verminderter mikrobieller Aktivität auszeichnen, diese sich nach Regenereignissen jedoch mit Phasen abwechseln, in denen aufgrund einer hohen Bodenfeuchtigkeit, hoher Bodentemperaturen sowie einer guten Sauerstoffversorgung ideale Bedingungen für den mikrobiellen Abbau organischen Materials vorliegen (siehe SIERRA et al., 2017).. Sollte dies zutreffen, wäre davon auszugehen, dass, entgegen der eingänglich formulierten Hypothese, die veränderten Umweltbedingungen in den Maulwurfshügeln nicht zwangsläufig einen beschleunigten Abbau organischen Materials bewirken, sondern je nach Bodeneigenschaften sowie mikroklimatischen Standortbedingungen abweichende Einflüsse auf die mikrobielle Dekomposition organischer Streu zu erwarten wären. Im Rahmen des Versuchsaufbaus konnte lediglich im Falle der Fläche 3 ein positiver Einfluss der durch *T. europaea* hervorgerufenen Störung auf die Abbaukonstante k festgestellt werden, während im Falle der Fläche 1 kein Einfluss auf k und S festgestellt werden konnte. Die exponierte Lage der gestörten Bereiche dieser Versuchsfläche führte möglicherweise dazu, dass diese nach Regenereignissen schnell austrockneten, so dass Phasen hoher mikrobieller Aktivität kürzer und weniger intensiv ausfielen als auf der Fläche 3, die aufgrund ihrer Beschattung sowie des nahegelegenen Stillgewässers ein kühleres Mikroklima aufweist. Zwar können bei einer Betrachtung der Untersuchungsergebnisse Trends bezüglich mikrobieller Abbauprozesse in den untersuchten Bereichen festgestellt werden, jedoch sollten die erhobenen Daten aufgrund der geringen Stichprobenzahl sowie der daraus resultierenden statistischen Ungenauigkeit unter Vorbehalt betrachtet werden. Dies gilt insbesondere im Falle der Fläche 2, für die aufgrund der geringen Stichprobenzahl sowie der starken Streuung der Daten lediglich ein negativer Einfluss der Störungen auf die Zersetzung des Grüntees vermutet werden kann. Diese Untersuchungsergebnisse scheinen den auf den anderen Versuchsflächen beobachteten Trends zu widersprechen, könnten jedoch dadurch erklärt werden, dass Phasen

erhöhter mikrobieller Aktivität in den Maulwurfshügeln dieser Versuchsfläche aufgrund der geringen Temperaturunterschiede zwischen gestörten und nicht gestörten Bereichen nicht stark in Erscheinung getreten sind, während sich die verbesserte Drainage der Maulwurfshügel zeitgleich hemmend auf mikrobielle Aktivitäten ausgewirkt haben könnte. Eine umfassende Analyse des Einflusses mikroklimatischer Standortparameter auf die Zersetzung organischen Materials in Maulwurfshügeln würde jedoch eine größere Stichprobenzahl voraussetzen.

Bei einer Betrachtung der über alle Versuchsflächen erhobenen Daten fällt auf, dass Unterschiede zwischen den Versuchsflächen hinsichtlich der Parameter k und S stärker ausfallen als Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und Bereichen ohne oberflächliche Störung auf den jeweiligen Versuchsflächen. Dies könnte darauf hindeuten, dass mikroklimatische Standortbedingungen, die aus einer unterschiedlichen Beschattung der Versuchsflächen resultieren, einen stärkeren Einfluss auf den mikrobiellen Abbau organischen Materials haben als die durch den Europäischen Maulwurf hervorgerufenen Störungen. In dem Versuchsaufbau wurden für die beschattete und im Vergleich zu den anderen Versuchsflächen feuchtere Fläche 2 die höchsten Werte für die Abbaukonstante k sowie die geringsten Werte für den Stabilisierungsfaktor S festgestellt. Mit abnehmender Beschattung nehmen die für S ermittelten Werte zu, während die für k ermittelten Werte abnehmen. Die geringsten Werte für k wurden auf der exponierten Fläche 1 ermittelt, auf der gleichzeitig die höchsten Bodentemperaturen gemessen wurden. Dies könnte darauf hindeuten, dass der Bodenwassergehalt entlang aller Versuchsflächen als wichtigster Einflussfaktor für die Abbaukonstante k eingestuft werden kann, wohingegen sich eine Erhöhung der Bodentemperatur aufgrund der damit einhergehenden Reduzierung des Bodenwassergehalts negativ auf k auswirkt. Diese Untersuchungsergebnisse reproduzieren Befunde von DJUKIC et al. (2018) und PETRAGLIA et al. (2018), welche mikrobielle Dekomposition anhand der Teebeutel-Methode auf einer überregionalen oder globalen Skala vergleichen und den Bodenwassergehalt als wichtigsten Einflussfaktor für k identifizieren. Die Untersuchungsergebnisse dieser Bachelorarbeit zeigen jedoch, dass Unterschiede hinsichtlich der Beschattung und des Bodenwassergehalts auch auf kleinskaliger Ebene zu einer erheblichen Variation hinsichtlich der für k erreichten Werte beitragen können.

Neben einem Einfluss des Mikroklimas konnte im Rahmen des Versuchsaufbau auch ein Einfluss der Art der verwendeten Streu auf die Geschwindigkeit mikrobieller Abbauprozesse festgestellt werden. So fiel der Gewichtsverlust des Grünteestees unabhängig von dem Störungsregime auf allen Versuchsflächen deutlich höher aus als der Gewichtsverlust des Rooibosteestees. Dieser Trend deckt sich mit vorangegangenen Befunden, welche für den Grüntee einen höheren Gewichtsverlust nach der dreimonatigen Inkubationszeit feststellen

(siehe BLUME-WERRY et al.; 2021; DJUKIC et al., 2018; PETRAGLIA et al., 2018; WAGNER et al.; 2017). Der erhöhte Gewichtsverlust des Grüntees wird auf verschiedene Ursachen zurückgeführt. So verfügt der verwendete Grüntee im Vergleich zu dem Rooibostee über einen erhöhten Anteil an wasserlöslichen und leicht zersetzbaren Bestandteilen, welche in der frühen Phase der Dekomposition durch Mikroorganismen abgebaut oder bei Kontakt mit Wasser herausgelöst werden können (BLUME-WERRY et al., 2021; LIND et al., 2022; MORI et al., 2021). Ferner besteht der Grüntee aus Blättern von *Camellia sinensis*, welche im Vergleich zu den Zweigen von *Aspalathus linearis* im getrockneten Zustand deutlich leichter zerbrechen, so dass eine vergrößerte Oberfläche entsteht, entlang derer mikrobielle Abbauprozesse ablaufen und wasserlösliche Bestandteile herausgelöst werden können (PETRAGLIA et al., 2018).

5.3. Einfluss der Störungen auf den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens

Unterschiede zwischen den Versuchsflächen konnten auch bezüglich der Gehälter an mineralischen Stickstoff festgestellt werden. Fläche 2 zeichnet sich hierbei im Vergleich zu den anderen Versuchsflächen durch erhöhte Nitratkonzentrationen aus, während Fläche 1 und Fläche 3 erhöhte Ammoniumkonzentrationen aufweisen. Die Bildung von Ammonium wird durch eine gute Bodenbelüftung sowie hohen Temperaturen bis maximal 50°C gefördert, während die Bildung von Nitrat durch eine mäßige Bodenfeuchtigkeit, Temperaturen von 25-35°C sowie einem pH-Wert von 5,5-8 begünstigt wird (AMELUNG et al., 2018: 524-525). Die Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, dass auf der beschatteten und mäßig feuchten Fläche 2 gute Bedingungen für die Bildung von Nitrat vorliegen, während hohe Bodentemperaturen auf Fläche 1 und Fläche 3 günstige Bedingungen für die Bildung von Ammonium schaffen (SCHUBERT, 2018: 117-118). Die Bildung von Nitrat könnte auf der Fläche 2 zusätzlich durch hohe mikrobielle Aktivitäten sowie die Mineralisierung abgeworfener Blattstreu des Baumes gefördert werden (JACOB et al., 2009).

In Maulwurfshügeln wird mineralischer Stickstoff hauptsächlich über N-Mineralisation eingetragen (Canals & Sebastia, 2000), während in Bereichen mit intakter Rhizosphäre die biotische N-Fixierung eine entscheidende Rolle einnimmt (SCHUBERT, 2018: 125). Auffallend ist, dass sich die Maulwurfshügel trotz der Abwesenheit eines lebendigen Wurzelhorizonts sowie verringerter Gehälter an organischen C und N lediglich auf Fläche 2 durch einen geringeren Gehalt an mineralischen Stickstoff auszeichnen, während auf Fläche 1 keine Unterschiede zwischen Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen hinsichtlich des Gehalts an Nitrat und Ammonium festgestellt werden konnte. Auf Fläche 3 konnten sogar erhöhte Gehälter an Ammonium in den Maulwurfshügeln nachgewiesen werden, welche aufgrund der starken Streuung der Daten jedoch statistisch nicht signifikant sind. Eine mögliche Erklärung für diesen Trend könnte darin liegen, dass durch die Dekomposition des beim Aufwerfen der Maulwurfshügel begrabenen Pflanzenmaterials große Mengen

mineralischen Stickstoffs in die Maulwurfshügel eingetragen werden (siehe REICHMANN & SEABLOOM, 2002), so dass sich diese im Vergleich zu Bereichen ohne oberflächliche Störung nicht durch verminderte Gehälter an Nitrat und Ammonium auszeichnen. Ferner könnte eine verstärkte N-Mineralisation in den Maulwurfshügeln auf die Zerstörung von Bodenaggregaten beim Grabprozess zurückzuführen sein, aufgrund derer in den Bodenaggregaten gespeichertes organisches Material freigesetzt wird, welches anschließend durch Mikroorganismen zersetzt werden kann (CORTINAS & SEASTEDT, 1996; CANALS et al., 2003). Die Zerstörung von Bodenaggregaten könnte, trotz verringerter Gehälter an Gesamtkohlenstoff- und Stickstoff, zu einer verbesserten Verfügbarkeit organischen Materials in den Maulwurfshügeln beitragen, so dass fehlende N_{\min} -Einträge durch N-Fixierung aufgrund einer verstärkten N-Mineralisation kompensiert oder übertroffen werden (siehe BIRCH, 1958; JOHNSON et al., 1995; JARVIS et al., 2007). Sollte dies zutreffen, würde die verstärkte N-Mineralisation in den Maulwurfshügeln zwar kurzfristig dazu führen, dass diese im Vergleich zu ungestörten Bereichen keine verminderten Gehälter an mineralischen Stickstoff aufweisen, langfristig könnte die Zerstörung von Bodenaggregaten bei einer intensiven Störung durch den Europäischen Maulwurf jedoch zu einer Verarmung des Oberbodens an organischen C und N beitragen.

Auffallend ist, dass im Rahmen des Versuchsaufbaus auch ein Einfluss mikroklimatischer Standortbedingungen auch die Verfügbarkeit von Nitrat und Ammonium in den Maulwurfshügeln festgestellt werden konnte. Die Maulwurfshügel der Fläche 2 zeichnen sich hierbei im Vergleich zu den Bereichen ohne oberflächliche Störung durch deutlich geringere Nitratkonzentrationen aus. Dies könnte darauf hindeuten, dass die N-Mineralisation auf dieser Versuchsfäche aufgrund der Störung gehemmt oder Nitrat bei Regenfall schneller aus den Maulwurfshügeln herausgewaschen wird. Im Falle der Flächen 1 und 3 zeichneten sich die untersuchten Maulwurfshügel zwar nicht durch verminderte Gehälter an mineralischen Stickstoff aus, anders als in der eingänglichen Hypothese formuliert und durch CANALS & SEBASTIA (2000) beschrieben bildeten die Maulwurfshügel jedoch keine „Hotspots“ erhöhter Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen. Es ist nicht möglich, anhand der vorliegenden Daten festzustellen, warum die vorliegenden Untersuchungsergebnisse von denen durch CANALS & SEBASTIA beschriebenen Beobachtungen abweichen. Möglicherweise könnten sich die abweichenden Ergebnisse jedoch auf Unterschiede hinsichtlich des Bodentyps oder der vorangegangenen Bodennutzung zurückführen lassen (siehe LITAOR et al., 1996). Die Verfügbarkeit von Nitrat und Ammonium in Maulwurfshügeln könnte ferner durch den Zeitpunkt der Beprobung beeinflusst werden. So beprobten CANALS & SEBASTIA neu aufgeworfene Maulwurfshügel, während die Maulwurfshügel in dem hier beschriebenen Versuchsaufbau zum Zeitpunkt der Beprobung bereits ein Alter von mindestens einem Monat aufwiesen, so dass ein Einfluss einer einsetzenden Neubesiedlung durch Pflanzen auf die

Untersuchungsergebnisse nicht ausgeschlossen werden kann. In N-limitierten Habitaten könnten Pflanzen bei einer Neubesiedlung gestörter Bereiche überschüssiges Nitrat und Ammonium schnell aufnehmen (CANALS & SEBASTIA, 2000), so dass sich der mineralische Stickstoffgehalt der Maulwurfshügel an das Umgebungsniveau angleicht. Um zu überprüfen, ob ein derartiger Prozess in dem Untersuchungsgebiet abläuft, müssten die Veränderung von Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in Maulwurfshügeln jedoch über längere Zeiträume beobachtet werden.

6. Zusammenfassung und Fazit

Im Rahmen der Bachelorarbeit konnte nachgewiesen werden, dass der Europäische Maulwurf aufgrund seiner Aktivität kleinflächige Bereiche exponierten Bodens schafft, welche sich hinsichtlich ihrer Bodeneigenschaften erheblich von ihrer Umgebung unterscheiden können. Zwar konnte ein Einfluss der veränderten Umweltbedingungen auf den mikrobiellen Abbau organischen Materials festgestellt werden, anders als eingänglich angenommen fiel dieser jedoch nicht immer positiv aus, sondern scheint je nach mikroklimatischen Standortbedingungen zu variieren. Entlang aller Versuchsflächen hatte der Bodenwassergehalt den stärksten Einfluss auf den mikrobiellen Abbau organischen Materials. Diese Untersuchungsergebnisse reproduzieren vorangegangene Befunde und zeigen, dass der mikrobielle Abbau organischen Materials auf kleinskaliger Ebene eine erhebliche Variation aufweisen kann. Neben einem Einfluss der Störungen auf den mikrobiellen Abbau organischen Materials konnte auch ein Einfluss auf die mikrobielle Biomasse sowie dem mineralischen Stickstoffgehalt festgestellt werden. Entgegen eingänglicher Vermutungen fiel dieser jedoch auf keiner der Versuchsflächen positiv aus. Zukünftige Studien sollten die Enzymaktivitäten von Mikroorganismen sowie die Bodenrespiration in Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen untersuchen. Um unser Verständnis des Einflusses des Mikroklimas auf mikrobielle Abbauprozesse in Maulwurfshügeln zu erweitern, sollten derartige Untersuchungen auf Versuchsflächen mit unterschiedlichen mikroklimatischen Standortbedingungen durchgeführt werden. Eine Untersuchung mikrobieller Aktivitäten in Abhängigkeit des Bodenwassergehalts könnte dazu beitragen, potenzielle Phasen erhöhter mikrobieller Aktivität in Maulwurfshügeln zu identifizieren. Eine Untersuchung der Zusammensetzung mikrobieller Gemeinschaften in Maulwurfshügeln und nicht gestörten Bereichen könnte ferner dazu beitragen, einen Einfluss der Störungen auf Abbauprozesse sowie die mikrobielle Biomasse zu erfassen.

7. Literaturverzeichnis

- Amelung, Wulf; Blume, Hans-Peter; Fleige, Heinrich; Horn, Rainer; Kandeler, Ellen; Kögel-Knabner, Ingrid et al.** (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Unter Mitarbeit von Thomas Gaiser, Jürgen Gauer, Nina Stoppe, Sören Thiele-Bruhn und Gerhard Welp. 17., überarbeitete und ergänzte Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum (Springer eBook Collection).
- Birch, H. F.** (1958): The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. In: *Plant Soil* 10 (1), S. 9–31. DOI: 10.1007/BF01343734.
- Blume-Werry, Gesche; Di Maurizio, Vanessa; Beil, Ilka; Lett, Signe; Schwieger, Sarah; Kreyling, Juergen** (2021): Don't drink it, bury it: comparing decomposition rates with the tea bag index is possible without prior leaching. In: *Plant Soil* 465 (1-2), S. 613–621. DOI: 10.1007/s11104-021-04968-z.
- Brookes, P. C.; Landman, Andrea; Pruden, G.; Jenkinson, D. S.** (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. In: *Soil Biology and Biochemistry* 17 (6), S. 837–842. DOI: 10.1016/0038-0717(85)90144-0.
- Canals, Rosa M.; Eviner, Valerie T.; Herman, Donald J.; Chapin III, F. Stuart** (2005): Plant colonizers shape early N-dynamics in gopher-mounds. In: *Plant and Soil* 276 (1/2), S. 327–334. Online verfügbar unter <https://www.jstor.org/stable/24125001>.
- Canals, Rosa-Maria; Herman, Donald J.; Firestone, Mary K.** (2003): How Disturbance by Fossorial Mammals Alters N Cycling in a California Annual Grassland. In: *Ecology* 84 (4), S. 875–881. Online verfügbar unter <https://www.jstor.org/stable/3108031>.
- Canals, Rosa-Maria; Sebastià, Maria-Teresa** (2002): Heathland dynamics in biotically disturbed areas: on the role of some features enhancing heath success. In: *Acta Oecologica* 23 (5), S. 303–312. DOI: 10.1016/S1146-609X(02)01159-1.
- Canals, Rosa-Maria; Sebastià, Maria-Teresa** (2000): Soil nutrient fluxes and vegetation changes on molehills. In: *J Vegetation Science* 11 (1), S. 23–30. DOI: 10.2307/3236771.
- Connell, J. H.** (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. In: *Science (New York, N.Y.)* 199 (4335), S. 1302–1310. DOI: 10.1126/science.199.4335.1302.
- Cortinas, M. Roberto; Seastedt, T. R.** (1996): Short- and long-term effects of gophers (*Thomomys talpoides*) on soil organic matter dynamics in alpine tundra. In: *Pedobiologia* 40 (2), S. 162–170. DOI: 10.1016/S0031-4056(24)00349-4.
- Djukic, Ika; Kepfer-Rojas, Sebastian; Schmidt, Inger Kappel; Larsen, Klaus Steenberg; Beier, Claus; Berg, Björn; Verheyen, Kris** (2018): Early stage litter decomposition across biomes. In: *The Science of the total environment* 628-629, S. 1369–1394. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.012.
- Edwards, G. R.; Crawley, M. J.; Heard, M. S.** (1999): Factors influencing molehill distribution in grassland: implications for controlling the damage caused by molehills. In: *Journal of Applied Ecology* 36 (3), S. 434–442. DOI: 10.1046/j.1365-2664.1999.00411.x.
- Eisenhauer, Nico; Lanoue, Arnaud; Strecker, Tanja; Scheu, Stefan; Steinauer, Katja; Thakur, Madhav P.; Mommer, Liesje** (2017): Root biomass and exudates link plant diversity with soil bacterial and fungal biomass. In: *Scientific reports* 7, S. 44641. DOI: 10.1038/srep44641.

Fox, J.; Weisberg, S. (2019): An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. Online verfügbar unter <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

Giani, Luise; Tolksdorf-Lienemann, Eva; Sangerlaub, Gunda (2012): Bodenkundliches Grundpraktikum. Praktikumsskript. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg. Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU). Online verfügbar unter https://uol.de/ff/5/inst/biologie/ag/bodenkunde/download/Bodenkunde_Praktikumsskript_2012.pdf.

Grzyb, Aleksandra; Wolna-Maruwka, Agnieszka; Niewiadomska, Alicja (2020): Environmental Factors Affecting the Mineralization of Crop Residues. In: *Agronomy* 10 (12), S. 1951. DOI: 10.3390/agronomy10121951.

Hagenah, N.; Bennett, N. C. (2013): Mole rats act as ecosystem engineers within a biodiversity hotspot, the Cape fynbos. In: *Journal of Zoology* 289 (1), S. 19–26. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2012.00958.x.

Hausser, Jacques (1995): Säugetiere der Schweiz / Mammifères de la Suisse / Mammiferi della Svizzera. Verbreitung · Biologie · Ökologie / Répartition · Biologie · Ecologie / Distribuzione · Biologia · Ecologia. Basel, s.l.: Birkhäuser Basel (Denkschriften der schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft, 103).

Holz, Maire; Augustin, Jürgen (2021): Erosion effects on soil carbon and nitrogen dynamics on cultivated slopes: A meta-analysis. In: *Geoderma* 397, S. 115045. DOI: 10.1016/j.geoderma.2021.115045.

Homm, Thomas (1995): Vegetation eines teilkultivierten Hochmoores am Beispiel des NSG Everstenmoor westlich von Oldenburg. In: *Exkursionsführer zur 45. Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e.V.*, S. 32–38.

Iggy Litaor, M.; Mancinelli, R.; Halfpenny, J. C. (1996): The influence of pocket gophers on the status of nutrients in Alpine soils. In: *Geoderma* 70 (1), S. 37–48. DOI: 10.1016/0016-7061(95)00069-0.

Inouye, R. S.; Huntly, N. J.; Tilman, D.; Tester, J. R. (1987): Pocket gophers (*Geomys bursarius*), vegetation, and soil nitrogen along a successional sere in east central Minnesota. In: *Oecologia* 72 (2), S. 178–184. DOI: 10.1007/bf00379264.

Jacob, Mascha; Weland, Nadine; Platner, Christian; Schaefer, Matthias; Leuschner, Christoph; Thomas, Frank M. (2009): Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. In: *Soil Biology and Biochemistry* 41 (10), S. 2122–2130. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.07.024.

Jarvis, Paul; Rey, Ana; Petsikos, Charalampos; Wingate, Lisa; Rayment, Mark; Pereira, João et al. (2007): Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the "Birch effect". In: *Tree physiology* 27 (7), S. 929–940. DOI: 10.1093/treephys/27.7.929.

Jenkinson, D. S. (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—IV. The decomposition of fumigated organisms in soil. In: *Soil Biology and Biochemistry* 8 (3), S. 203–208. DOI: 10.1016/0038-0717(76)90004-3.

Johnson, Dale W.; Walker, Roger F.; Ball, J. Timothy (1995): Lessons from Lysimeters: Soil N Release from Disturbance Compromises Controlled Environment Study. In: *Ecological Applications* 5 (2), S. 395–400. DOI: 10.2307/1942030.

Jonca, Edmund (1972): Winter denudation of molehills in mountainous areas. In: *ACTA THERIOLOGICA* 17 (31), S. 407–417.

- Jones, Clive G.; Lawton, John H.; Shachak, Moshe** (1994): Organisms as Ecosystem Engineers. In: *Oikos* 69 (3), S. 373. DOI: 10.2307/3545850.
- Kerley, Graham I.H.; Whitford, Walter G.; Kay, Fenton R.** (2004): Effects of pocket gophers on desert soils and vegetation. In: *Journal of Arid Environments* 58 (2), S. 155–166. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2003.08.001.
- Keuskamp, Joost A.; Dingemans, Bas J. J.; Lehtinen, Taru; Sarneel, Judith M.; Hefting, Mariet M.** (2013): Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. In: *Methods Ecol Evol* 4 (11), S. 1070–1075. DOI: 10.1111/2041-210X.12097.
- Kieltyk, Piotr; Mirek, Zbigniew** (2015): Importance of molehill disturbances for invasion by *Bunias orientalis* in meadows and pastures. In: *Acta Oecologica* 64, S. 29–34. DOI: 10.1016/j.actao.2015.02.007.
- Kock, Diana** (2024): Aktuelle Klimawerte in Oldenburg (Haarentor). Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg. Online verfügbar unter <https://uol.de/wetter>.
- Koide, R. T.; Hueneke, L. F.; Mooney, H. A.** (1987): Gopher Mound Soil Reduces Growth and Affects ion Uptake of Two Annual Grassland Species. In: *Oecologia* 72 (2), S. 284–290. Online verfügbar unter <https://www.jstor.org/stable/4218263>.
- Lal, R.** (2008): Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. In: *Energy Environ. Sci.* 1 (1), S. 86. DOI: 10.1039/B809492F.
- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG)** (2024): Historische Landnutzung in Niedersachsen 1 : 25 000 (WMS Dienst). Hg. v. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG). Online verfügbar unter <https://numis.niedersachsen.de/trefferanzeige?docuuid=4f5f5b4e-43e4-41ef-a680-d5fb4c59f9be>.
- Lange, Markus; Eisenhauer, Nico; Sierra, Carlos A.; Bessler, Holger; Engels, Christoph; Griffiths, Robert I. et al.** (2015): Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. In: *Nature communications* 6, S. 6707. DOI: 10.1038/ncomms7707.
- Li, Tongchuan; Jia, Yuhua; Shao, Ming'an; Shen, Nan** (2019): *Camponotus japonicus* ant mounds indirectly accelerate leaf litter decomposition by altering soil temperature and moisture. In: *Soil and Tillage Research* 194, S. 104312. DOI: 10.1016/j.still.2019.104312.
- Liddle, Kaylin; McGonigle, Terence; Koiter, Alexander** (2020): Microbe Biomass in Relation to Organic Carbon and Clay in Soil. In: *Soil Systems* 4 (3), S. 41. DOI: 10.3390/soilsystems4030041.
- Lind, Lovisa; Harbicht, Andrew; Bergman, Eva; Edwartz, Johannes; Eckstein, Rolf Lutz** (2022): Effects of initial leaching for estimates of mass loss and microbial decomposition-Call for an increased nuance. In: *Ecology and evolution* 12 (8), e9118. DOI: 10.1002/ece3.9118.
- Macdonald, D. W.; Atkinson, R. P. D.; Blanchard, G.** (1996): Spatial and temporal patterns in the activity of European moles. In: *Oecologia* 109 (1), S. 88–97. DOI: 10.1007/s004420050062.
- Manzoni, Stefano; Schimel, Joshua P.; Porporato, Amilcare** (2012): Responses of soil microbial communities to water stress: results from a meta-analysis. In: *Ecology* 93 (4), S. 930–938. DOI: 10.1890/11-0026.1.
- Merkel, Alexander** (2012): KLIMA OLDENBURG (DEUTSCHLAND). DATEN UND GRAPHEN ZUM KLIMA UND WETTER IN OLDENBURG. Online verfügbar unter <https://de.climate-data.org/europa/deutschland/niedersachsen/oldenburg-3450/>.

Mori, Taiki; Aoyagi, Ryota; Taga, Hiroki; Sakai, Yoshimi (2021): Effects of Water Content and Mesh Size on Tea Bag Decomposition. In: *Ecologies* 2 (1), S. 175–186. DOI: 10.3390/ecologies2010010.

Niethammer, Jochen; Krapp, Franz; Genoud, Michel (1990): Handbuch der Säugetiere Europas ; Bd. 3, 1 : Insektenfresser - Insectivora, Herrentiere - Primates. : T. 1 Erinaceidae, Talpidae, Soricidae, Cercopithecidae. Erscheinungsort nicht ermittelbar.

Petraglia, Alessandro; Cacciatori, Cecilia; Chelli, Stefano; Fenu, Giuseppe; Calderisi, Giulia; Gargano, Domenico et al. (2019): Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. In: *Plant Soil* 435 (1-2), S. 187–200. DOI: 10.1007/s11104-018-3889-x.

Reichman, O. J.; Seabloom, Eric W. (2002): The role of pocket gophers as subterranean ecosystem engineers. In: *Trends in Ecology & Evolution* 17 (1), S. 44–49. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02329-1.

Revelle, William (2024): psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research. Northwestern University, Evanston, Illinois.

Sáez-Plaza, Purificación; Michałowski, Tadeusz; Navas, María José; Asuero, Agustín García; Wybraniec, Sławomir (2013): An Overview of the Kjeldahl Method of Nitrogen Determination. Part I. Early History, Chemistry of the Procedure, and Titrimetric Finish. In: *Critical Reviews in Analytical Chemistry* 43 (4), S. 178–223. DOI: 10.1080/10408347.2012.751786.

Schaefer, V. H.; Sadleir, R. M. F. S. (1979): Concentrations of carbon dioxide and oxygen in mole tunnels. In: *Acta Theriol.* 24, S. 267–271. DOI: 10.4098/AT.arch.79-27.

Schubert, Sven (2018): Pflanzenernährung. 3., vollständig überarb. Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer (UTB Agrarwissenschaften, 2802).

Seifan, Merav; Tielbörger, Katja; Schloz-Murer, Daniela; Seifan, Tal (2010): Contribution of molehill disturbances to grassland community composition along a productivity gradient. In: *Acta Oecologica* 36 (6), S. 569–577. DOI: 10.1016/j.actao.2010.08.005.

Sherrod, Susan K.; Seastedt, Timothy R. (2001). In: *Biogeochemistry* 55 (2), S. 195–218. DOI: 10.1023/A:1010621102330.

Sierra, Carlos A.; Malghani, Saadatullah; Loescher, Henry W. (2017): Interactions among temperature, moisture, and oxygen concentrations in controlling decomposition rates in a boreal forest soil. In: *Biogeosciences* 14 (3), S. 703–710. DOI: 10.5194/bg-14-703-2017.

Six, J.; Elliott, E.T; Paustian, K. (2000): Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. In: *Soil Biology and Biochemistry* 32 (14), S. 2099–2103. DOI: 10.1016/S0038-0717(00)00179-6.

SKOCZEŃ, Stanisław; NAGAWIECKA, Helena; BORON, Krzysztof; GAŁKA, Aleksy (1976): The Influence of Mole Tunnels on Soil Moisture on Pastures. In: *ACTA THERIOLOGICA* 21 (38), S. 543–548.

Song, YanTao; Zhou, DaoWei; Zhang, HongXiang; Li, GuangDi; Jin, YingHua; Li, Qiang (2013): Effects of vegetation height and density on soil temperature variations. In: *Chin. Sci. Bull.* 58 (8), S. 907–912. DOI: 10.1007/s11434-012-5596-y.

Streitberger, Merle (2016): Ants and moles as ecosystem engineers. The role of small-scale disturbance for biodiversity in central European grasslands. Phd thesis. Osnabrück University, Münster. Department of Biodiversity and Landscape Ecology.

Streitberger, Merle; Fartmann, Thomas (2013): Molehills as important larval habitats for the grizzled skipper, *Pyrgus malvae* (Lepidoptera: HesperIIDae), in calcareous grasslands. In: *Eur. J. Entomol.* 110 (4), S. 643–648. DOI: 10.14411/eje.2013.087.

Streitberger, Merle; Fartmann, Thomas (2017): Bodenstörende Ökosystem-Ingenieure im mitteleuropäischen Grasland und ihre Bedeutung für die Biodiversität. Eine Analyse am Beispiel der Gelben Wiesenameise und des Europäischen Maulwurfs. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (8), S. 252–259.

Streitberger, Merle; Rose, Stefan; Hermann, Gabriel; Fartmann, Thomas (2014): The role of a mound-building ecosystem engineer for a grassland butterfly. In: *J Insect Conserv* 18 (4), S. 745–751. DOI: 10.1007/s10841-014-9670-4.

Todd-Brown, Katherine E. O.; Hopkins, Francesca M.; Kivlin, Stephanie N.; Talbot, Jennifer M.; Allison, Steven D. (2012): A framework for representing microbial decomposition in coupled climate models. In: *Biogeochemistry* 109 (1-3), S. 19–33. DOI: 10.1007/s10533-011-9635-6.

Vleck, David (1979): The Energy Cost of Burrowing by the Pocket Gopher *Thomomys bottae*. In: *Physiological Zoology* 52 (2), S. 22–136. Online verfügbar unter <https://www.jstor.org/stable/30152558>.

Wagner, Markus; Ahrends, Bernd; Meesenburg, Henning (2017): Die Teebeutel-Methode als Instrument globaler, standardisierter Streuabbauversuche. The Tea Bag Index method as an instrument of global, standardised litter decomposition experiments. In: *NW-FVA* 17, S. 99–122.

Wang, Shaojun; Ruan, Honghua; Han, Yong (2010): Effects of microclimate, litter type, and mesh size on leaf litter decomposition along an elevation gradient in the Wuyi Mountains, China. In: *Ecological Research* 25 (6), S. 1113–1120. DOI: 10.1007/s11284-010-0736-9.

Wardle, D. A.; Parkinson, D. (1990): Interactions between microclimatic variables and the soil microbial biomass. In: *Biol Fertil Soils* 9 (3), S. 273–280. DOI: 10.1007/BF00336239.

Watt, Alex S. (1974): Senescence and Rejuvenation in Ungrazed Chalk Grassland (Grassland B) in Breckland: The Significance of Litter and of Moles. In: *Journal of Applied Ecology* 11 (3), S. 1157. DOI: 10.2307/2401770.

Wickham, Hadley; Averick, Mara; Bryan, Jennifer; Chang, Winston; McGowan, Lucy; François, Romain et al. (2019): Welcome to the Tidyverse. In: *JOSS* 4 (43), S. 1686. DOI: 10.21105/joss.01686.

Wickham H; Bryan J (2023): readxl: Read Excel Files. Online verfügbar unter <https://readxl.tidyverse.org>.

Willms, Sabine (2001): Die Geschichte des Botanischen Gartens in Oldenburg. Diplomarbeit. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.

Yurkewycz, Raymond P.; Bishop, John G.; Crisafulli, Charles M.; Harrison, John A.; Gill, Richard A. (2014): Gopher mounds decrease nutrient cycling rates and increase adjacent vegetation in volcanic primary succession. In: *Oecologia* 176 (4), S. 1135–1150. DOI: 10.1007/s00442-014-3075-7.

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die allgemeinen Prinzipien wissenschaftlicher Arbeit und Veröffentlichungen, wie sie in den Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg festgelegt sind, befolgt habe.

Ort, Datum

Unterschrift

D. Brundage

Oldenburg, 11.07.2024

8. Anhang

8.1. Mikrobieller Abbau organischer Streu und Tea-Bag-Index

Tabelle I

ID	Flaeche	Koordinaten	Typ	Gewicht vor Inkubation [g]	Gewicht nach Inkubation [g]	Differenz [g]	Gewichtsverlust [%]	Bemerkungen
137	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,8826	0,8934	0,9892	0,525443536	K=Kontrolle
118	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,8362	0,9007	0,9355	0,509476092	
184	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,7957	0,9618	0,8339	0,464387147	
102	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,9446	NAN	#WERT!	#WERT!	Loch in TB
182	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,9234	NAN	#WERT!	#WERT!	
167	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,816	NAN	#WERT!	#WERT!	
112	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,8383	0,7773	1,061	0,577163684	Teebeutel stark eingerissen
179	K1	R:3446356 H:5890858	Green tea	1,8302	NAN	#WERT!	#WERT!	
186	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,071	1,5481	0,5229	0,252486721	

147	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,0406	1,564	0,4766	0,233558757	
138	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,0424	NAN	#WERT!	#WERT!	
133	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,0591	1,5687	0,4904	0,238162304	
161	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,0595	1,5502	0,5093	0,247293032	
108	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,0581	NAN	#WERT!	#WERT!	
159	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,0935	NAN	#WERT!	#WERT!	
88	K1	R:3446356 H:5890858	Rooibos	2,1043	1,6294	0,4749	0,225680749	
82	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9351	NAN	#WERT!	#WERT!	
146	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,986	NAN	#WERT!	#WERT!	
181	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9284	NAN	#WERT!	#WERT!	
176	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9619	0,7028	1,2591	0,64177583	
89	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,8651	0,761	1,1041	0,591978982	
87	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,8429	NAN	#WERT!	#WERT!	
114	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,8923	NAN	#WERT!	#WERT!	

185	K2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,8272	0,747	1,0802	0,591177758	
94	K2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0328	NAN	#WERT!	#WERT!	
158	K2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	1,9784	1,3395	0,6389	0,322937727	
90	K2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0622	1,2619	0,8003	0,388080691	Loch in TB
92	K2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0736	NAN	#WERT!	#WERT!	
166	K2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0259	NAN	#WERT!	#WERT!	
189	K2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0236	1,263	0,7606	0,375864795	
117	K2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0974	1,3145	0,7829	0,37327167	Teebeutel möglicherweise leicht eingerissen
200	K3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,9657	0,73	1,2357	0,628631022	
171	K3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,885	0,9163	0,9687	0,513899204	
170	K3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,9618	0,9526	1,0092	0,514425528	
145	K3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,891	0,8509	1,0401	0,550026441	
143	K3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	1,9752	1,579	0,3962	0,200587282	
148	K3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,044	1,5216	0,5224	0,255577299	

177	K3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,1025	NAN	#WERT!	#WERT!	
111	K3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0482	1,5877	0,4605	0,224831559	
172	K3-2	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,7317	0,8605	0,8712	0,50308945	
175	K3-2	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,8649	NAN	#WERT!	#WERT!	
173	K3-2	R:3446377 H:5890838	Green tea	2,0366	0,7236	1,313	0,644701954	Ohne Schnur zurückgewogen
129	K3-2	R:3446377 H:5890838	Green tea	2,0132	0,7891	1,2241	0,608036956	
157	K3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0504	NAN	#WERT!	#WERT!	Loch in TB
190	K3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0541	NAN	#WERT!	#WERT!	Loch in TB
180	K3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0428	1,5014	0,5414	0,265028392	
178	K3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,075	NAN	#WERT!	#WERT!	
197	M1-1	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,9351	0,9049	1,0302	0,532375588	
121	M1-1	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,8981	0,9051	0,993	0,523154734	
104	M1-1	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,9871	0,9808	1,0063	0,506416386	
192	M1-1	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,9707	1,0536	0,9171	0,465367636	

127	M1-1	R:3446366 H:5890861	Rooibos	1,9841	1,4668	0,5173	0,260722746	
103	M1-1	R:3446366 H:5890861	Rooibos	1,994	1,4755	0,5185	0,26003009	
198	M1-1	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0435	1,4006	0,6429	0,314607291	
95	M1-1	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0118	1,4723	0,5395	0,26816781	Nummer wurde doppelt eingetragen, von 195 auf 95 geändert (07.11.23)
139	M1-2	R:3446366 H:5890861	Green tea	2,0152	1,0371	0,9781	0,485361254	
134	M1-2	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,826	0,849	0,977	0,535049288	Teebeutel eingerissen
83	M1-2	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,8583	0,9709	0,8874	0,477533229	
140	M1-2	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,9303	0,8439	1,0864	0,56281407	
194	M1-2	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0521	1,6768	0,3753	0,182885824	
106	M1-2	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0625	NAN	#WERT!	#WERT!	
96	M1-2	R:3446366 H:5890861	Rooibos	1,9386	1,4516	0,487	0,251212215	Teebeutel möglicherweise eingerissen
169	M1-2	R:3446366 H:5890861	Rooibos	1,9955	1,5088	0,4867	0,243898772	

84	M1-3	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,8857	0,952	0,9337	0,495147691	Gragang von Maulwurf entdeckt, möglicherweise Grabaktivitäten, Ameisennest in MH entdeckt
120	M1-3	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,9995	0,9017	1,0978	0,549037259	
109	M1-3	R:3446366 H:5890861	Green tea	2,0474	1,0109	1,0365	0,506251832	
122	M1-3	R:3446366 H:5890861	Green tea	1,8688	0,9749	0,8939	0,478328339	
98	M1-3	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0476	1,5399	0,5077	0,247948818	
81	M1-3	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0186	1,5546	0,464	0,229862281	
105	M1-3	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0271	1,5614	0,4657	0,229737063	
152	M1-3	R:3446366 H:5890861	Rooibos	2,0024	NAN	#WERT!	#WERT!	Teebeutel möglicherweise kontaminiert mit Vaseline
153	M2-1	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9502	1,0168	0,9334	0,478617578	Platz schattig und feucht, Teebeutel eingerissen
93	M2-1	R:3446372 H:5890879	Green tea	2,0077	0,8773	1,1304	0,563032326	
150	M2-1	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9236	0,6885	1,2351	0,642077355	Loch in TB

99	M2-1	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,89	0,8981	0,9919	0,524814815	
141	M2-1	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0369	1,2481	0,7888	0,387255143	
193	M2-1	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0657	1,1985	0,8672	0,419809266	Eingerissen, verliert Material
151	M2-1	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0322	1,3221	0,7101	0,349424269	
199	M2-1	R:3446372 H:5890879	Rooibos	1,945	1,3483	0,5967	0,306786632	
154	M2-2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9608	0,8441	1,1167	0,569512444	Schwarze Flecken auf MH, möglicherweise Exkremete?
162	M2-2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9381	0,8698	1,0683	0,551209948	Loch in TB
116	M2-2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9164	0,8138	1,1026	0,575349614	
124	M2-2	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9188	0,8477	1,0711	0,558213467	
163	M2-2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	1,956	1,3286	0,6274	0,320756646	
164	M2-2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0776	1,3595	0,7181	0,345639199	
191	M2-2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0052	1,5121	0,4931	0,245910632	
97	M2-2	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,028	1,4592	0,5688	0,280473373	Loch in TB
85	M2-3	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,8855	0,7234	1,1621	0,61633519	

101	M2-3	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,975	0,8805	1,0945	0,554177215	
123	M2-3	R:3446372 H:5890879	Green tea	1,9617	0,8657	1,096	0,558699088	
155	M2-3	R:3446372 H:5890879	Green tea	2,011	0,9474	1,0636	0,528891099	
107	M2-3	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0682	1,3042	0,764	0,369403346	
91	M2-3	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0932	1,3706	0,7226	0,345213071	
135	M2-3	R:3446372 H:5890879	Rooibos	2,0803	1,4379	0,6424	0,308801615	
168	M2-3	R:3446372 H:5890879	Rooibos	1,992	1,2304	0,7616	0,382329317	
126	M3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	2,0005	NAN	#WERT!	#WERT!	
174	M3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,8931	NAN	#WERT!	#WERT!	
144	M3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	2,0048	NAN	#WERT!	#WERT!	
149	M3-1	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,9187	NAN	#WERT!	#WERT!	
119	M3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0548	1,4185	0,6363	0,309665174	
115	M3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0146	1,4479	0,5667	0,281296535	
110	M3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0476	1,4506	0,597	0,291560852	

160	M3-1	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,021	NAN	#WERT!	#WERT!	Teebeutel möglicherweise leicht eingerissen
113	M3-2	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,8298	0,745	1,0848	0,592851678	
132	M3-2	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,9274	0,8071	1,1203	0,581249351	
100	M3-2	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,8626	0,7959	1,0667	0,572694084	
156	M3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0267	1,5104	0,5163	0,2547491	
196	M3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	1,9983	1,4434	0,5549	0,277686033	
188	M3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0172	1,4482	0,569	0,282074162	
128	M3-2	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0025	1,4221	0,5804	0,289837703	
142	M3-3	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,8602	0,7918	1,0684	0,574346844	
125	M3-3	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,7339	0,772	0,9619	0,554760944	
136	M3-3	R:3446377 H:5890838	Green tea	2,0288	0,881	1,1478	0,565753155	
183	M3-3	R:3446377 H:5890838	Green tea	1,769	NAN	#WERT!	#WERT!	
165	M3-3	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0383	1,2764	0,7619	0,373791885	
130	M3-3	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0207	1,386	0,6347	0,314099075	

131	M3-3	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,1032	1,3807	0,7225	0,343524154	Etikett verloren, ohne Schnur zurückgewogen
187	M3-3	R:3446377 H:5890838	Rooibos	2,0388	1,3922	0,6466	0,317147342	
86			Green tea	1,7554	0,8233	0,9321	0,530990088	
195			Rooibos	2,0358	NAN	#WERT!	#WERT!	

Tabelle II

Nr.	Standortart	Versuchsfläche	Standortsbezeichnung	Nr. der Teebeutel	Gewicht vorher GT [g]	Gewicht vorher RT [g]	Gewicht vorher nur GT [g]	Gewicht vorher nur RT [g]	Gewicht nachher GT [g]	Gewicht nachher RT [g]	Zersetzte Fraktion GT (ag)	Verbliebene Fraktion RT (Wt)	Vorhergesagte labile Fraktion RT (ar)	Inkubationszeit	Stabilisierungsfaktor S	Mittelwerte S	Mittelwert S gesamt	Dekompositionsrate k	Mittelwert k	Mittelwert k gesamt
1	K	Fläche 1	K1	137, 186	1,8826	2,071	1,608	1,796	0,618	1,273	0,6153272	0,70885301	0,4033974	90	0,26920761			0,01421322		
2	K	Fläche 1	K1	118, 147	1,836	2,041	1,561	1,766	0,626	1,289	0,59921855	0,73006343	0,39283686	90	0,28833901			0,01291134		
3	K	Fläche 1	K1	184, 133	1,796	2,059	1,521	1,784	0,687	1,294	0,54836588	0,72512752	0,35949877	90	0,3487341	0,30209357	0,30209357	0,01607184	0,0143988	0,0143988
4	K	Fläche 2	K2	176, 158	1,9619	1,9784	1,687	1,703	0,428	1,065	0,74639872	0,62492662	0,48932553	90	0,11354071			0,01616245		
5	K	Fläche 2	K2	89, 90	1,8651	2,0622	1,590	1,787	0,486	0,987	0,69435885	0,55220457	0,45520912	90	0,17534579			0,04574921		
6	K	Fläche 2	K2	185, 189	1,8272	2,0236	1,552	1,749	0,472	0,988	0,69591547	0,56502345	0,45622962	90	0,17349706	0,15412785	0,15412785	0,03407217	0,03199461	0,03199461
7	K	Fläche 3	K3-1	200, 143	1,9657	1,9752	1,691	1,700	0,455	1,304	0,7308807	0,76696859	0,47915219	90	0,13197066			0,00740218		
8	K	Fläche 3	K3-1	171, 148	1,885	2,044	1,610	1,769	0,6413	1,2466	0,60167702	0,70469192	0,39444859	90	0,28541922			0,0153439		
9	K	Fläche 3	K3-1	170, 111	1,9618	2,0482	1,687	1,773	0,6776	1,3127	0,59829263	0,74030002	0,39222984	90	0,28943869			0,012056		
10	K	Fläche 3	K3-2	172, 180	1,7317	2,0428	1,457	1,768	0,5855	1,2264	0,59806412	0,69374364	0,39208004	90	0,28971007	0,24913466	0,24913466	0,01687968	0,01292044	0,01292044
11	M	Fläche 1	M1-1	197, 127	1,9351	1,9841	1,660	1,709	0,6299	1,1918	0,62056503	0,69732608	0,40683123	90	0,2629869			0,01513885		
12	M	Fläche 1	M1-1	121, 103	1,8981	1,994	1,623	1,719	0,6301	1,2005	0,61179225	0,69837115	0,40107995	90	0,27340588			0,01549439		
13	M	Fläche 1	M1-1	104, 198	1,9871	2,0435	1,712	1,769	0,7058	1,1256	0,58775772	0,63647159	0,38532335	90	0,30195045			0,03191561		
14	M	Fläche 1	M1-1	192, 95	1,9707	2,0118	1,696	1,737	0,7786	1,1973	0,54083859	0,68937126	0,35456402	90	0,35767388	0,29900428		0,0232019	0,02143769	
15	M	Fläche 1	M1-2	139, 194	2,0152	2,0521	1,740	1,777	0,7621	1,4018	0,56206183	0,78881324	0,36847759	90	0,33246813			0,0094587		
16	M	Fläche 1	M1-2	134, 96	1,826	1,9386	1,551	1,664	0,574	1,1766	0,62991618	0,70726136	0,41296168	90	0,25188102			0,01371118		
17	M	Fläche 1	M1-2	83, 169	1,8583	1,9955	1,583	1,721	0,6959	1,2338	0,56047496	0,71711712	0,36743726	90	0,33435278	0,30623398		0,01632397	0,01316462	
18	M	Fläche 1	M1-3	84, 98	1,8857	2,0476	1,611	1,773	0,677	1,2649	0,57968585	0,71358457	0,38003158	90	0,31153699			0,01556724		
19	M	Fläche 1	M1-3	120, 81	1,9995	2,0186	1,725	1,744	0,6267	1,2796	0,63659032	0,73388392	0,41733712	90	0,24395449			0,01127946		
20	M	Fläche 1	M1-3	109, 105	2,0474	2,0271	1,772	1,752	0,7359	1,2864	0,58480027	0,73420467	0,3833845	90	0,30546286	0,28698478	0,29740768	0,01313157	0,01332609	0,01597613
21	M	Fläche 2	M2-1	153, 141	1,9502	2,0369	1,675	1,762	0,7418	0,9731	0,5571872	0,55230149	0,36528187	90	0,33825748			#ZAHL!		
22	M	Fläche 2	M2-1	93, 151	2,0077	2,0322	1,733	1,757	0,6023	1,0471	0,65239222	0,59589119	0,42769656	90	0,22518739			0,03219651		
23	M	Fläche 2	M2-1	150, 199	1,9236	1,945	1,649	1,670	0,4135	1,0733	0,74918112	0,64269461	0,49114962	90	0,1102362	0,22456035		0,01444525	0,02332088	
24	M	Fläche 2	M2-2	154, 163	1,9608	1,956	1,686	1,681	0,5691	1,0536	0,66241547	0,62676978	0,43426762	90	0,21328329			0,02180193		
25	M	Fläche 2	M2-2	162, 164	1,9381	2,0776	1,663	1,803	0,5948	1,0845	0,64235464	0,60163098	0,42111611	90	0,2371085			0,03242746		
26	M	Fläche 2	M2-2	116, 191	1,9164	2,0052	1,641	1,730	0,5388	1,2371	0,67174363	0,71500405	0,440383	90	0,20220471			0,01157473		
27	M	Fläche 2	M2-2	124, 97	1,9188	2,028	1,644	1,753	0,5727	1,1842	0,65159995	0,67552767	0,42717717	90	0,22612832	0,21968121		0,01583711	0,02041031	
28	M	Fläche 2	M2-3	85, 107	1,8855	2,0682	1,611	1,793	0,4484	1,0292	0,72157715	0,57394602	0,47305295	90	0,14302001			0,02565646		
29	M	Fläche 2	M2-3	101, 91	1,975	2,0932	1,700	1,818	0,6055	1,0956	0,64382353	0,60257397	0,42207908	90	0,23536398			0,0315588		
30	M	Fläche 2	M2-3	123, 135	1,9617	2,0803	1,687	1,805	0,5907	1,1629	0,64978953	0,64415887	0,42599029	90	0,22827847			0,02004214		
31	M	Fläche 2	M2-3	155, 168	2,011	1,992	1,736	1,717	0,6724	0,9554	0,61267281	0,55643564	0,40165723	90	0,27236008	0,21975564	0,2213324	#ZAHL!	0,02575247	0,02316122
32	M	Fläche 3	M3-2	113, 156	1,8298	2,0267	1,555	1,752	0,47	1,2354	0,69771032	0,70525775	0,45740629	90	0,17136542			0,01148761		
33	M	Fläche 3	M3-2	132, 196	1,9274	1,9983	1,652	1,723	0,5321	1,1684	0,67798354	0,67800151	0,44447377	90	0,1947939			0,01432202		
34	M	Fläche 3	M3-2	100, 188	1,8626	2,0172	1,588	1,742	0,5209	1,1732	0,67189468	0,67340145	0,44048203	90	0,20202532			0,01502993		
35	M	Fläche 3	M3-2	86, 128	1,7554	2,0025	1,480	1,728	0,5483	1,1471	0,62962713	0,66402315	0,41277218	90	0,25222431	0,20510224		0,01868613	0,01488142	
36	M	Fläche 3	M3-3	142, 165	1,8602	2,0383	1,585	1,763	0,5168	1,0014	0,67398436	0,56791244	0,44185198	91	0,19954352			0,04189264		
37	M	Fläche 3	M3-3	125, 130	1,7339	2,0207	1,459	1,746	0,497	1,111	0,65933237	0,63642092	0,4322464	92	0,21694492			0,01999698		
38	M	Fläche 3	M3-3	136, 187	2,0288	2,0388	1,754	1,764	0,606	1,1172	0,65446459	0,63340515	0,42905517	93	0,22272614	0,21307153	0,20908688	0,02072101	0,02753688	0,02120915

8.2. Mikrobielle Biomasse

Tabelle III

Nr.	Probenbezeichnung	C mg L	N mg L	Einwaage Boden (Trockengewicht) [g]
1	K1-1 nf	6,994379838	1,710919817	3,57
2	K1-1 f	20,98006884	4,238148212	3,57
3	K1-2 nf	7,770468076	1,783572872	3,57
4	K1-2 f	24,62846502	4,688319524	3,57
5	K1-3 nf	7,736461957	1,717870315	3,57
6	K1-3 f	25,44216601	4,954761187	3,57
7	K2-1 nf	10,14238834	2,100967526	3,53
8	K2-1 f	23,9413147	4,221082528	3,53
9	K2-2 nf	11,77614053	1,814480066	3,53
10	K2-2 f	25,8999335	3,219558557	3,53
11	K2-3 nf	8,121851762	1,301881671	3,53
12	K2-3 f	23,65737724	3,117759705	3,53
13	K3-1 nf	4,178110758	0,846501629	3,60
14	K3-1 f	15,09150887	2,463936965	3,60
15	K3-2 nf	4,945959409	0,760158122	3,60
16	K3-2 f	16,31892077	2,383939107	3,60
17	K3-3 nf	6,057550748	1,013450265	3,60
18	K3-3 f	19,71362305	2,535440763	3,60
19	M1-1 nf	5,491994222	0,893934011	3,66
20	M1-1 f	16,47251129	2,148801446	3,66
21	M1-2 nf	7,064391295	0,968801041	3,66
22	M1-2 f	18,33568128	2,219328562	3,66
23	M1-3 (1) nf	6,282958666	1,067812721	3,66
24	M1-3 (1) f	18,64666303	2,218016187	3,66

25	M1-3 (2) nf	5,903688113	1,161765138	3,66
26	M1-3 (2) f	18,62824758	2,034840504	3,66
27	M2-1 nf	6,553236326	1,36261642	3,54
28	M2-1 f	17,71101125	2,28387471	3,54
29	M2-2 nf	8,563003222	0,945440859	3,54
30	M2-2 f	19,17288017	2,213740428	3,54
31	M2-3 (1) nf	8,406906446	1,462189953	3,54
32	M2-3 (1) f	20,73410543	2,629673958	3,54
33	M2-3 (2) nf	7,474018574	1,088849008	3,54
34	M2-3 (2) f	14,31108411	1,627306104	3,54
35	M3-1 nf	2,523190101	0,754050612	3,61
36	M3-1 f	11,79826482	2,058792671	3,61
37	M3-2 nf	2,607861201	0,876630465	3,61
38	M3-2 f	12,06337706	2,349075715	3,61
39	M3-3 (1) nf	2,089061022	0,623062253	3,61
40	M3-3 (1) f	7,722774188	1,552992344	3,61
41	M3-3 (2) nf	6,687931379	1,049516439	3,61
42	M3-3 (2) f		Probe versehentlich als nf beschriftet, am Ende des Tages nicht extrahiert und verworfen, da zu lange ungekühlt	3,61
43	Blank nf	0,060034032	0,656478107	
44	Blank nf	0	0,293835029	
45	Blank f	0	0,321709772	
46	Blank f	0,561778168	0,633279816	

Tabelle IV

Probenbezeichnung	mg C _{mik}	mg N _{mik}	C _{mik} /N _{mik}	mg C _{mik} /cm ³	mg N _{mik} /cm ³
K1-1	13,734889	2,5249284	5,43971426	3,303222817	0,607241972
K1-2	16,6071969	2,90244665	5,72179231	3,994009113	0,698034618
K1-3	17,4549041	3,23459087	5,39632514	4,197881564	0,777914868
K2-1	13,5481264	2,117815	6,39721899	4,162736246	0,650710293
K2-2	13,872993	1,40277849	9,88965333	4,262553297	0,431011397
K2-3	15,2847255	1,81357803	8,42793924	4,696315867	0,557231813
K3-1	10,6625981	1,61513534	6,60167471	3,358480676	0,508731621
K3-2	11,1221614	1,62148099	6,85926105	3,503232856	0,510730359
K3-3	13,4052723	1,5196905	8,82105423	4,222361898	0,478668625
M1-1	10,7297171	1,25256743	8,56617917	3,60194901	0,420484902
M1-2	11,02049	1,24822752	8,82891124	3,699561017	0,419028
M1-3 (1)	12,1129044	1,14790347	10,5521977	4,066282792	0,385349374
M1-3 (2)	12,4737595	0,87077537	14,3248879	4,187421278	0,29231791
M2-1	10,9069749	0,91895829	11,8688465	3,330797688	0,280633647
M2-2	10,359077	1,26599957	8,18252802	3,163479314	0,38661393
M2-3 (1)	12,076399	1,16518401	10,3643707	3,68791916	0,355826635
M2-3 (2)	6,58626554	0,5361571	12,2842085	2,01132928	0,163732916
M3-1	9,02427472	1,30244206	6,92873411	3,241298466	0,467805289
M3-2	9,20471586	1,47014525	6,26109282	3,306108505	0,528040168
M3-3 (1)	5,38291317	0,92763009	5,80286605	1,933410576	0,33318201
M3-3 (2)	NaN	NaN	#WERT!		
Blank	0,25087207	0,00233823			

8.3. Mineralischer Stickstoffgehalt

Tabelle V

Datum: 29.08.23								
Titrierung Ammonium [ml]	Titrierung Nitrat [ml]	Probe		Titrierung Ammonium [ml]	Titrierung Nitrat [ml]	Probe	Mittelwert Ammonium [ml]	Mittelwert Nitrat [ml]
1,983	1,703	Blank-I	1	0,04	0	Blank-I	0,04	0
2,125	1,69		2	0,04	0	M1-2	0,055	0
1,94	1,718	M1-2	1	0,07	0	M2-1	0,065	0,17
0,05	0		2	0,04	0	M2-2	0,08	0,4565
		M2-1	1	0,06	0,17	M3-1	0,11	0
U (NH4)			2	0,07	0,17			
69,4791667		M2-2	1	0,07	0,4			
U (NO3)			2	0,09	0,513			
82,2167873		M3-1	1	0,1	0			
			2	0,12	0			

Tabelle VI

Datum: 06.09.23									
Eichung	Titrierung Ammonium [ml]	Titrierung Nitrat [ml]	Probe		Titrierung Ammonium [ml]	Titrierung Nitrat [ml]	Probe	Mittelwert Ammonium [ml]	Mittelwert Nitrat [ml]
1	1,733	1,5	K3 (2)	1	0,178	0	K3 (2)	0,1805	0
2	1,833	1,53		2	0,183	0	M3-3	0,205	0
3	1,863	1,54	M3-3	1	0,21	0	M2-3	0,1675	0,7125
CaCl2	0,7	0		2	0,2	0	M1-3 (1)	0,1815	0,04

			M2-3	1	0,15	0,72	M1-3 (2)	0,165	0,155
U (NH4)				2	0,185	0,705			
77,400994 7			M1-3 (1)	1	0,213	0,03			
U (N03)				2	0,15	0,05			
91,949671 8			M1-3 (2)	1	0,15	0,14			
				2	0,18	0,17			

Tabelle VII

Datum: 07.09.23									
Eichung	Titration Ammonium [ml]	Titration Nitrat [ml]	Probe		Titration Ammonium [ml]	Titration Nitrat [ml]	Probe	Mittelwert Ammonium [ml]	Mittelwert Nitrat [ml]
1	1,865	1,56	M3-2	1	0,275	0	M3-2	0,3465	0
2	1,958	1,583		2	0,418	0	K2-2	0,1815	1,108
3	1,985	1,583	K2-2	1	0,165	1,103	K2-1	0,21	1,439
CaCl2	0,16	0		2	0,198	1,113	K3-1	0,195	0
			K2-1	1	0,2	1,43	K1-1	0,205	0,04
U (NH4)				2	0,22	1,448			
72,350206 6			K3-1	1	0,18	0			
U (N03)				2	0,21	0			
88,914515 4			K1-1	1	0,18	0,03			
				2	0,23	0,05			

Tabelle VIII

Datum: 08.09.23									
Eichung	Titrierung Ammonium [ml]	Titrierung Nitrat [ml]	Probe		Titrierung Ammonium [ml]	Titrierung Nitrat [ml]	Probe	Mittelwert Ammonium [ml]	Mittelwert Nitrat [ml]
1	2,047	1,58	K2-3	1	0,185	1,04	K2-3	0,1825	1,114
2	2,047	1,603		2	0,18	1,188	K1-3	0,225	0,065
3	1,985	1,59	K1-3	1	0,19	0,04	K1-2	0,4665	0,05
CaCl ₂	0,23	0		2	0,26	0,09	M1-1	0,29	0
			K1-2	1	0,283	0,05			
				2	0,65	0,05			
U (NH ₄)			M1-1	1	0,29	0			
69,124856 1	2,02633333			2	0,29	0			
U (NO ₃)									
88,038969 2									

Tabelle IX

Probe	Einwaage [g]	Lagerungsdichte [g/cm ³]	U (NH ₄ ⁺)	U (NO ₃ ⁻)	Titration Ammonium [ml]	Titration Nitrat [ml]	Gehalt NH ₄ ⁺ [mg/g]	Gehalt NO ₃ ⁻ [mg/g]
K1-1	34,98	85,8333	72,3502066	88,9145154	0,205	0,04	1,06001947	0,25418672
K1-2	40,31	85,8333	69,1248561	88,0389692	0,4665	0,05	1,99992219	0,27300598
K1-3	29,99	85,8333	69,1248561	88,0389692	0,225	0,065	1,29652323	0,47703676
K2-1	40,13	108,5167	72,3502066	88,9145154	0,21	1,439	0,94652027	7,97084399
K2-2	39,99	108,5167	72,3502066	88,9145154	0,1815	1,108	0,82092789	6,15886991
K2-3	39,99	108,5167	69,1248561	88,0389692	0,1825	1,114	0,78865255	6,13124604
K3-1	30	113,2833	72,3502066	88,9145154	0,195	0	1,17569086	0
K3-2	34,98	113,2833	77,4009947	91,9496718	0,1805	0	0,99849053	0
M1-1	40,01	123,0200	69,1248561	88,0389692	0,29	0	1,25257487	0
M1-2	39,99	123,0200	69,4791667	82,2167873	0,055	0	0,23889436	0
M1-3 (1)	40	123,0200	77,4009947	91,9496718	0,1815	0,04	0,87801753	0,22987418
M1-3 (2)	40,03	123,0200	77,4009947	91,9496718	0,165	0,155	0,79759956	0,89009487
M2-1	40,27	108,1767	69,4791667	82,2167873	0,065	0,17	0,28036664	0,86769641
M2-2	40,04	108,1767	69,4791667	82,2167873	0,08	0,4565	0,34704878	2,34340431
M2-3	40,02	108,1767	77,4009947	91,9496718	0,1675	0,7125	0,80988672	4,09258753
M3-1	35,01	129,8133	69,4791667	82,2167873	0,11	0	0,54575181	0
M3-2	30,05	129,8133	72,3502066	88,9145154	0,3465	0	2,08563616	0
M3-3	40,02	129,8133	77,4009947	91,9496718	0,205	0	0,99120464	0

8.4. Gehalt an organischen Kohlenstoff und Stickstoff

Tabelle X

Datum: 03.11.2023				
Probe	Einwaage (mg)	N%	C%	CN
k1	4,34	0,150152	2,341579	15,5946915
k1	4,83	0,159522	2,372865	14,8748562
k1	5,08	0,163449	2,420314	14,8077518
k1	5,06	0,156042	2,331655	14,9424612
k1	5,06	0,175643	2,562543	14,5895328
k1	4,28	0,154236	2,338736	15,1633586
k2	4,1	0,228789	3,430329	14,9934305
k2	4,35	0,202822	3,102257	15,2954987
k2	4,27	0,207923	3,250172	15,6315922
k2	4,95	0,197557	3,085984	15,6207364
k2	4,34	0,209461	3,278676	15,652933
k2	5,79	0,211072	3,218667	15,2491126
k3	4,15	0,152534	2,516796	16,4999016
k3	4,35	0,117243	1,931212	16,47189
k3	5,48	0,126084	2,186571	17,342118
k3	4,58	0,120448	2,081615	17,2822803
k3	4,34	0,110741	2,127901	19,2150998
k3	4,26	0,088153	1,913404	21,7055982
m1	4,58	0,144300	2,252954	15,6129387
m1	4,38	0,139568	2,261881	16,2063172
m1	4,44	0,142699	2,283645	16,0031945
m1	4,88	0,149376	2,408283	16,1222817
m1	4,68	0,151065	2,371537	15,6987968

m1	4,77	0,147811	2,310209	15,6294912
m1	5,59	0,150079	2,293372	15,2810588
m1	4,58	0,158912	2,499578	15,7293202
m2	4,42	0,185449	2,854799	15,3939581
m2	5,18	0,161477	2,570941	15,9214419
m2	4,41	0,176511	2,724067	15,4328607
m2	4,94	0,165352	2,601081	15,7305297
m2	4,77	0,172718	2,652688	15,3584772
m2	5,14	0,184208	2,856153	15,5050026
m2	4,18	0,123105	2,320205	18,8473142
m2	4,1	0,108481	2,147402	19,795258
m3	4,64	0,078712	1,621621	20,6020159
m3	4,73	0,073864	1,694210	22,9367641
m3	5,12	0,083322	1,669464	20,0363773
m3	4,3	0,081556	1,703403	20,8862493
m3	5,14	0,059836	1,237405	20,679856
m3	4,1	0,042605	1,062506	24,9387079
m3	4,55	0,062208	1,220490	19,619359
m3	4,36	0,056909	1,270696	22,3287029

8.5. Lagerungsdichte

Tabelle XI

Probe	Gewicht [g]	Lagerungsdichte [g/cm ³]	Flaeche	Mittelwerte		Volumen Stechring [cm ³]
K1(1)	88,57	0,8857	K1	0,86		100
K1(2)	69,05	0,6905	K2	1,09		
K1(3)	99,88	0,9988	K3	1,13		

K2(1)	110,75	1,1075	M1	1,2302		
K2(2)	95,63	0,9563	M2	1,08		
K2(3)	119,17	1,1917	M3	1,30		
K3(1)	105,73	1,0573				
K3(2)	124,62	1,2462				
K3(3)	109,5	1,095				
M1(1)	115,83	1,1583				
M1(2)	125,2	1,252				
M1(3)	128,03	1,2803				
M2(1)	109,57	1,0957				
M2(2)	117,78	1,1778				
M2(3)	97,18	0,9718				
M3(1)	135,11	1,3511				
M3(2)	131,84	1,3184				
M3(3)	122,49	1,2249				

8.6. Wassergehalt und Einwaage für CFE

Tabelle XII

Probe	Schaale leer [g]	Einwaage [g]	Gewicht nach Trocknung (Probe+Schaale) [g]	Gewicht nach Trocknung (Probe) [g]	Wassergehalt [%]
WGH (M3)	114,95	25,19	134,89	19,94	20,84
WGH (M2)	113,72	25,94	134,32	20,60	20,59
WGH (M1)	131,64	26	152,78	21,14	18,69
WGH (K3)	126,78	75,33	191,11	64,33	14,60
WGH (K2)	114,46	25,59	134,62	20,16	21,22
WGH (K1)	128,53	24,94	147,98	19,45	22,01

Tabelle XIII

Name	Pfeucht [g]	Ptrocken [g]	WG [%]	WG Soll [%]	WG Aufsättigung [%]	Zugabe Wasser [mL]	Probenmenge [g]	Zugabe Boden [g]
K2	54,74	47,24	13,70	50	36,30	0,91	5	4,09
M2-3	175,7	152,59	13,15	50	36,85	0,92	5	4,08
M3-3	105,57	95,88	9,18	50	40,82	1,02	5	3,98
M1-3	152,21	142,94	6,09	50	43,91	1,10	5	3,90
K3	135,34	121,54	10,20	50	39,80	1,00	5	4,00
K1	68,2	60,2	11,73	50	38,27	0,96	5	4,04

8.7. pH

Tabelle XIV

Probe	pH
K1(1)	4,73
K1(2)	4,66
K1(3)	4,73
K2(1)	4,92
K2(2)	5,03
K2(3)	4,68
K3(1)	3,94
K3(2)	4,25
K3(2)	4,51
M1(1)	4,81
M1(2)	4,72
M1(3)	4,3
M2(1)	4,7
M2(2)	4,49
M2(3)	4,46

M3(1)	4,35
M3(2)	3,86
M3(3)	4,52

8.8. Temperaturdaten

Aufgrund des Datenumfangs werden die erhobenen Temperaturdaten in einem separaten Anhang beigefügt.