Julius-Maximilians-Universität Würzburg

Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie

(Zoologie III)

Prüfer: Prof. Dr. Jörg Müller

Betreuer: Prof. Dr. Jörg Müller

Erste Staatsprüfung für das Lehramt an Gymnasien

Schriftliche Zulassungsarbeit

Der Einfluss von Ungulaten, Licht und deren Interaktion auf die Regenwurmabundanz und -biomassendichte

Verfasser: Jonas Paul Reinhard

Matrikelnummer: 2750780

Studiengang: LA GYM Biologie/Chemie

Abgabetermin: 28.04.2025

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung 1

Abstract 2

1 Einleitung 3

1.1 Regenwürmer als Ökosystemingenieure 3

1.2 Einflussfaktoren Baumsterben & Ungulaten 5

2 Material und Methoden 9

2.1 Untersuchungsfläche 9

2.2 Versuchsvorbereitung 12

2.3 Beprobung 13

2.4 Auswertung der Regenwürmer 16

2.5 Statistische Auswertung 18

3 Ergebnisse 19

3.1 Deskriptive Statistik 19

3.2 Analytische Statistik 24

4 Diskussion 25

4.1 Im offenen Bestand ist aufgrund von erhöhter Lichteinstrahlung weniger Individuen- und Biomassendichte bzgl. Regenwürmern vorzufinden. 25

4.2 Die Präsenz von Huftieren besitzt aufgrund nicht-konsumtiver Prozesse einen positiven Einfluss auf die Individuen- und Biomassendichte von Regenwürmern. 30

5 Fazit 35

6 Bibliografie 36

7 Eigenständigkeitserklärung 43

Zusammenfassung

Regenwürmer sind wichtige Ökosystemingenieure, da sie den Boden durch ihre Grab- und Fressaktivitäten belüften, organisches Material zersetzen und die Nährstoffverfügbarkeit des Bodens verbessern. Sie sind stark von den Umweltbedingungen ihres Habitats abhängig, bereits geringe Veränderungen können die Regenwurmpopulation entscheidend beeinflussen. Forschungen zeigen, dass Auswirkungen des Klimawandels wie Extremwetterereignisse, aber auch Veränderungen von Ökosystemen infolgedessen zunehmen. Auch die Baumsterblichkeit und die damit verbundene Öffnung von Kronendächern in Wäldern aufgrund von Trockenheit, Stürmen oder verstärktem Insektenfraß ist stark angestiegen, was zu vermehrtem Lichteinfall führt. Die dadurch freien Flächen werden im Normalfall aufgrund der Naturverjüngung wieder zu einem dichten Wald, was jedoch durch den Verbiss von Ungulaten gefährdet wird. Regenwürmer können dabei maßgeblich als Ökosystemingenieure zur Resilienz in gestörten Wäldern beitragen. Trotz der wichtigen Bedeutung von Regenwürmern für das Ökosystem Wald ist weitgehend unerforscht, wie sich Licht und Rehfraß, als die entscheidenden Faktoren für die Naturverjüngung auf die Regenwurmpopulation auswirken. Um zu untersuchen, welchen Einfluss Huftiere und Kronendachöffnungen auf die Individuen- und Biomassendichte an Regenwürmern ausüben, wurden bereits etablierte Versuchsflächen genutzt. Die experimentellen Flächen wurden in jeweils zwei Bereiche unterteilt, einen Ausschluss- (innerhalb des Zauns) und einen Kontrollbereich (außerhalb des Zauns), auf denen die Individuen- und Biomassendichte der Regenwürmer bestimmt wurden, wobei das Kronendach entweder geöffnet oder geschlossen war. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass die Regenwurmindividuen- und Biomassendichte auf sonnigen Flächen mit offenem Kronendach signifikant höher ausfällt als auf schattigen Flächen mit geschlossenem Kronendach. Huftiere besitzen für sich keinen eindeutigen Einfluss auf die Regenwurmdichte. Betrachtet man jedoch beiden Faktoren zusammen, beeinflussen sie sich gegenseitig, was zu einem inversen Effekt führt. So hat Rehfraß einen positiven Einfluss in der Sonne und einen negativen Einfluss im Schatten. Meine Arbeit hat dazu beigetragen zu verstehen, welche Umwelteinflüsse die Regenwurmpopulation entscheidend beeinflussen. Durch das Trennen der Faktoren konnte ich maßgeblich zur Interaktionsökologie der Regenwürmer mit ihrer

Umwelt in gestörten Wäldern beisteuern. Regenwürmer profitieren vom Baumsterben und dem damit einhergehenden Lichteinfall mit Huftiereinwirkung, was ebenfalls im Forstmanagement berücksichtigt werden sollte.

Abstract

Earthworms are important ecosystem engineers, as they aerate the soil through their burrowing and feeding activities, decompose organic material, and improve nutrient availability in the soil. They are also highly dependent on the environmental conditions of their habitat, and even small changes can significantly affect earthworm populations. Research shows that the impacts of climate change, such as extreme weather events, as well as changes in ecosystems as a consequence, are increasing. Tree mortality, along with the resulting opening of forest canopies due to drought, storms, or intensified insect herbivory, has also risen sharply, leading to increased light penetration. The areas created by tree death usually regenerate into a dense forest through natural regeneration, but this process is at risk due to browsing by ungulates. Earthworms can play a key role as ecosystem engineers in enhancing resilience in disturbed forests. Despite the crucial importance of earthworms for forest ecosystems, little is known about how light and ungulate herbivory—the key factors for natural regeneration—directly and indirectly affect earthworm populations. To investigate the influence of ungulates and canopy openings on earthworm population density and biomass, previously established experimental plots were used. The experimental plots were divided into two areas: an exclusion area (inside the fence) and a control area (outside the fence), where the earthworm population density and biomass were determined, with either an open or closed canopy. The present study shows that earthworm density and biomass are significantly higher on sunny areas with open canopies compared to shady areas with closed canopies. Ungulates alone do not play a significant role. However, the two factors interact with each other, leading to an inverse effect. Ungulate herbivory has a positive influence in the sun and a negative influence in the shade. My work has contributed to understanding which environmental factors decisively affect earthworm populations. By separating the factors, I have significantly advanced the interaction ecology of earthworms with their environment in disturbed forests. Earthworms benefit from tree mortality and the

associated light penetration with ungulate influence, which should also be taken into account in forest management.

1 Einleitung

1.1 Regenwürmer als Ökosystemingenieure

Regenwürmer machen etwa 40-90 % der Gesamtmakrobodenfauna der gemäßigten Klimazone aus (Singh et al., 2020). Die Primärzersetzer gehören zum Stamm der Ringelwürmer (*Annelida*) und zum Unterstamm der Wenigborster (*Oligochaeta*). Ihre Ordnung ist die der Regenwürmer (*Haplotaxida*) und ihre Familie ist *Lumbricidae.* Die wohl bekannteste Gattung ist *Lumbricus*, aus welcher auch der Gewöhnliche Regenwurm (*Lumbricus terrestris*) stammt. Regenwürmer werden je nach Art zwischen einem und sechs Jahren alt und können unter idealen Bedingungen ein Alter bis zu 10 Jahren erreichen (Edwards and Arancon, 2022). Es sind weltweit mehr als 7000 Regenwurmarten bekannt (davon schätzungsweise etwa 1000 Arten waldassoziiert), und es wird davon ausgegangen, dass noch weit mehr Arten rezent auftreten (Csuzdi, 2012). In Deutschland treten 49 Arten auf, von denen 10 Arten als waldassoziiert eingestuft werden (Dorow, 2020). Regenwürmer treten in einer Vielzahl von Ökosystemen auf, bevorzugen jedoch feuchte, organisch reiche Böden. Sie sind in gemäßigten und tropischen Wäldern, landwirtschaftlichen Böden, Wiesen, Feuchtgebieten, Gebirgshabitaten sowie in städtischen und sogar arktischen Gebieten zu finden, wobei die Artenvielfalt und -dichte stark von den spezifischen klimatischen Bedingungen abhängt. Sie sind poikilotherme (wechselwarme) Organismen, was bedeutet, dass ihre Körpertemperatur variabel ist und diese in erheblichem Maße ihre Aktivität, das Wachstum, Stoffwechsel, Dichte, Atmung und auch ihr Fortpflanzungsverhalten beeinflusst (Edwards and Arancon, 2022).

Regenwürmer sind als Ökosystemingenieure bekannt. Ökosystemingenieure besitzen kaskadenartige Auswirkungen auf andere Organismen und erfüllen vielfältige Ökosystemfunktionen, indem sie die Biotopstruktur und Biodiversität dieser Organismen durch habitatformende Aktivitäten verändern (Eisenhauer, 2010; Phillips et al., 2019). Sie beeinflussen viele andere Organismen durch das Kreieren, Erhalten, Verändern aber auch Zerstören von Lebensräumen. Sie besitzen die Fähigkeit, durch physikalische und chemische

Veränderungen ihrer Umwelt, Lebensräume für andere Bodenorganismen, sowie auch Pflanzengemeinschaften zu erschließen (Byers et al., 2006).

Regenwürmer fördern durch ihre Gänge und Höhlen die Makroporosität (Wasserdurchlässigkeit) des Bodens und schaffen eine lockere und durchlüftete Bodenstruktur. Dies steigert die Wasserhaltekapazität (Plum and Filser, 2005), verhindert Staunässe und Überflutungen (Andriuzzi et al., 2015; Wirth et al., 2024a) und reduziert den Bodenabtrag (Shuster et al., 2002). Die entstandenen Porenräume bieten Lebensraum für Mikroorganismen und Arthropoden (Erktan et al., 2020; Vos et al., 2013). Regenwürmer fördern zudem mikrobielle Gemeinschaften durch Kot- und Schleimabsonderungen (Perreault and Whalen, 2006; Siddiky, 2011; Wall et al., 2015).

Regenwürmer besitzen eine wichtige Funktion als Destruenten (Primärzersetzer organischen Materials). Durch das Zerkleinern von totem, organischen Material wird dessen Abbaurate erhöht, da ein substanzieller Teil in Kotmaterial umgewandelt wird, welches leichter durch Wasser und andere physikalische Transportprozesse entlang des Bodenprofils verlagert wird (Yang et al., 2024). Auch verbessern sie die Fähigkeit des Bodens, Erosion zu verhindern und durch Bioturbation (Durchwühlen und Durchmischen organischen Materials im Boden) können sie ebenfalls die Stabilisierung von Kohlenstoff im Sediment erhöhen (Thomas et al., 2020).

Regenwürmer beeinflussen die Zusammensetzung der oberirdischen Pflanzengemeinschaften, das Pflanzenwachstum und die Vegetationsstruktur, indem sie die Bodeneigenschaften verändern, aber auch aufgrund vieler anderer Faktoren wie durch die Mineralisierung von Nährstoffen, die Einbringung von agrarrelevanten Mengen an Stickstoff durch Regenwurmausscheidungen, die Zersetzung von organischen Substanzen, hormonähnliche Wirkungen und die Förderung oder Eindämmung von für Pflanzen wachstumsfördernde oder -hemmende Mikroorganismen (Scheu, 2003). Außerdem spielen Regenwürmer eine wichtige Rolle in der Samenverbreitung und -keimung, da sie diese selektiv aufnehmen, verdauen, transportieren und somit deren Keimung beschleunigen oder verlangsamen (Forey et al., 2011). Die Pflanzenbiodiversität und -biomasse besitzt wiederum einen bedeutsamen Einfluss auf die Vielfalt und Aktivität von Regenwürmern (Arnone et al., 2013a; Piotrowska et al., 2013). So steht beispielsweise das Wurzelsystem von Pflanzen im Austausch mit Regenwürmern. Pflanzen unterstützen Regenwürmer durch ihre

Wurzelsysteme, indem sie Nährstoffe bereitstellen, die Bodenstruktur verbessern und die Feuchtigkeit im Boden halten (Milleret et al., 2009).

Regenwürmer sind aufgrund ihrer Funktion als Ökosystemingenieure in diversen Habitaten von großer Relevanz. Sie können entscheidend dazu beitragen, die Resilienz von Ökosystemen zu erhalten, was aufgrund der zunehmenden Auswirkungen des Klimawandels an Bedeutung gewinnt.

1.2 Einflussfaktoren Baumsterben & Ungulaten

Das Ökosystem Wald ist für den Menschen von großer Relevanz, da dieses viele Ökosystemleistungen trägt. Ökosystemleistungen bezeichnen Beiträge von Ökosystemen für das menschliche Wohlbefinden (Wirth et al., 2024a). Dazu gehören die Versorgung mit Rohstoffen (z.B. Holzproduktion), die Aufrechterhaltung von Nährstoffkreisläufen, verschiedene Klimafunktionen (z.B. Kohlendioxidspeicher), der Rückhalt von Wasser in der Landschaft und viele weitere Ökosystemleistungen (Brockerhoff et al., 2017).

Die Auswirkungen des Klimawandels beeinflussen zunehmend auch das Ökosystem Wald. Der Klimawandel wirkt hierbei als direkter Treiber und beeinflusst abiotische Faktoren wie Temperatur, Niederschlag und Bodenfeuchte entscheidend. Auch die teilweise durch den Klimawandel hervorgerufenen Extremwetterereignisse wie Dürren oder Überschwemmungen nehmen nachweislich verstärkt zu und verändern dadurch ebenfalls das Störungsbild des Waldes (Dale et al., 2001). Gerade die Temperaturerhöhung sowie die Verstärkung von Dürreperioden haben zahlreiche direkte Konsequenzen auf die Fitness und Konkurrenzstärke von Baumarten und führen unmittelbar zu erhöhter Mortalität der Individuen und damit zur Verminderung der Vielfalt oder gar zum Absterben ganzer Baumbestände sowohl in Deutschland, als auch weltweit (Arend et al., 2021; Gazol et al., 2022; McDowell et al., 2022; Walthert et al., 2021).

Eine Folge dessen ist die zunehmende Ausbildung von Kronenlücken in der Waldstruktur. Diese können neben den oben genannten Faktoren auch durch Extremwetterereignisse, jedoch auch aufgrund anderer, durch den Klimawandel bedingte Aspekte, wie die erhöhte Vermehrung von Baumschädlingen entstehen (Neumann et al., 2017). Eine unmittelbare Konsequenz dieser Kronenlücken ist die Beeinflussung der abiotischen Faktoren, wie die

Veränderung des Mikroklimas, der Lichteinstrahlung, als auch der Niederschlagsmenge. Diese Veränderungen haben ebenfalls Auswirkungen auf das Forstmanagement, da dieses zunehmend im Sinne einer resilienten Waldstruktur geführt werden muss, um die Ökosystemleistungen des Waldes zu erhalten.

Der verstärkte Lichteinfall kann für Regenwürmer zu einer Gefahr werden. Obwohl gerade oberflächennahe Arten stark pigmentiert sind, können bereits wenige Stunden an der Erdoberfläche durch eine intensive UV-Einwirkung zum Erstickungstod führen, da die Haut das Hauptatmungsorgan der Regenwürmer darstellt und es durch die UV-Strahlung zu chronischen Reaktionen in Haut und Muskelzellen kommen kann (Chuang et al., 2006). Da Regenwürmer einen poikilothermen Körpertyp besitzen, sind Fruchtbarkeit, Reifung und die Kokonproduktion von Regenwürmern nur einige der Wachstumsparameter, welche stark von der Temperatur abhängen. Studien haben ebenfalls gezeigt, dass trockene, erwärmte Böden für Regenwürmer eine deutlich größere Herausforderung darstellen, als feuchte und kalte Böden (Edwards and Arancon, 2022). Regenwürmer werden von der Lufttemperatur und von Niederschlägen beeinflusst (Singh et al., 2020). Höhere Temperaturen wirken sich in Kombination mit einer erhöhten Bodenfeuchtigkeit bis zu einem gewissen Grad positiv auf die Regenwurmaktivität und -biomasse aus, während hohe Temperaturen in Verbindung mit Trockenstress genau gegenteilig wirken. Darüber hinaus wurde gezeigt, dass zu starke Trockenheit zu einer erheblichen Reduzierung von Biomasse aufgrund des Wasserverlustes führen kann und bestimmte Arten sogar eine Diapause (Entwicklungspause) einleiten (Kretzschmar and Bruchou, 1991). Gerade die Bodenfeuchtigkeit spielt bei diesen Aspekten eine entscheidende Rolle, ist diese zu gering, kann es aufgrund der Verringerung der aeroben Atmung zu deutlichen Wachstumseinbußen kommen (Saroja, 1964). So wurde ebenfalls eine positive Korrelation der Niederschlagsmenge und der daraus resultierenden Bodenfeuchtigkeit mit der Regenwurmabundanz und -biomasse festgestellt (Bennour and Nair, 1997; Tondoh, 2006), da Regenwürmer während feuchten Perioden den größten Teil ihres Lebenszyklus absolvieren können, was wiederum zu einem verstärkten Wachstum führt (Jiménez et al., 1998). Dürreperioden können zu einem Rückgang der lokalen Individuendichte von Regenwürmern um bis zu 90 % in Wald als auch Feld führen (Scheunemann and Russell, 2023). Die einhergehende Wandlung der Vegetationszusammensetzung in geöffneten Wäldern und die Veränderung der Artenvielfalt

über die Zeit hinweg üben einen bedeutenden Einfluss auf die Regenwurmpopulation aus (Arnone et al., 2013a; Bajcz et al., 2018). Daher ist unumstritten, dass vermehrte Öffnungen im Waldkronendach die Regenwurmgemeinschaften auf Jahre hinaus verändern (Kern et al., 2013).

Auch haben die Populationsgrößen von Huftiergemeinschaften, wie den sogenannten "Browsern" (Futterselektierer) seit den 1950er-Jahren in ganz Mitteleuropa stark zugenommen. Primär dominiert das Europäische Reh (*Capreolus capreolus*), welches von mehr Nahrung und Deckung infolge von Sturmschäden und Käferkalamitäten, häufigeren Mastjahren, positiven Entwicklungen bei der Entstehung von Randstrukturen, milderen Wintern und weitestgehend fehlendem Prädationsdruck profitiert (Meinig et al., 2020). Intensiver Fraß führt zu einer Reduktion und zu einer Verarmung der Biodiversität bei Baum- und Straucharten (Bernes et al., 2018; Boulanger et al., 2018). Diese Auswirkungen sind vor allem in den bereits vorgeschädigten Wäldern mit vermehrt ausgebildeten Kronenlücken von Relevanz, da Huftiere in diesen durch Verbiss noch zusätzliche Störungen verursachen können (Forrester et al., 2014; Rooney and Waller, 2003; Shelton et al., 2014).

Die Rehpopulation wirkt sich sowohl direkt als auch indirekt auf Regenwürmer aus. So verbessern Rehe durch direkte Prozesse, wie das Zertrampeln von Vegetation oder die Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit durch Fraß- und Ausscheidungsabfälle die Heterogenität des Bodens, was sich positiv auf Regenwürmer auswirkt (Cope and Burns, 2019; Dávalos et al., 2015; Reed et al., 2023; Sabo et al., 2017). Auch kommt es durch intensive Reheinwirkung zur Verdichtung des Waldbodens, was die Regenwurmabundanz wiederum einschränkt (Edwards and Arancon, 2022; Pižl, 1992; Sabo et al., 2017). Indirekt wirken sich Huftiere durch die Beeinflussung der Vegetation auf Regenwürmer aus. Der intensive Huftierfraß schränkt die Naturverjüngung entscheidend ein, was eine negative Auswirkung auf die Individuendichte der Regenwürmer hat (Bajcz et al., 2018; Bernes et al., 2018; Boulanger et al., 2018). Jedoch sind die Ergebnisse solcher Untersuchungen uneinheitlich, da es ebenfalls Studien zu dieser Thematik gibt, welche keinen bedeutsamen Effekt von Ungulaten auf die Regenwurmpopulation feststellen konnten (Dobson and Blossey, 2015; Shelton et al., 2014).

Somit sind die Auswirkungen von bestimmten abiotischen Faktoren oder intensivem Huftierfraß und Huftiervorkommen teilweise bekannt, jedoch existiert eine Wissenslücke

dahingehend, wie sich deren Interaktion auf Regenwürmer auswirkt. Dies hängt unter anderem damit zusammen, dass die Faktoren Licht und Ungulaten in natürlichen Systemen schwer voneinander abzugrenzen sind.

Eine Interaktionsstudie, welche in Nordamerika durchgeführt wurde, konnte feststellen, dass es bei der Frage, wie bestimmte Störungen die Individuen- und Biomassedichte dort invasiver Regenwürmer beeinflussen, einen interaktiven Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Störungen geben könnte (Reed et al., 2023). Auf sonnigen Flächen wurde eine niedrigere Regenwurmabundanz vorgefunden als auf schattigen Flächen, was auf eine niedrigere Qualität der Einstreu auf sonnigen Flächen (Suárez et al., 2006), als auch auf fehlende Bodenstörungen auf schattigen Flächen wie etwa Trockenheit zurückgeführt wird (Nachtergale et al., 2002). Auf Kontrollflächen wurde eine erhöhte Regenwurmabundanz im Vergleich zu den Ausschlussflächen festgestellt. Diese Beobachtung wird durch direkte, nicht-konsumtive (nicht ernährungsbezogene) Prozesse, wie die Verbesserung des Nährstoffeintrages in den Boden durch Rehfäkalien erklärt (Cope and Burns, 2019; Dávalos et al., 2015; Reed et al., 2023) aber auch durch indirekte Prozesse, wie die Umverteilung von Nährstoffen in die Wurzel aufgrund von Rehfraß (A'Bear et al., 2014; Bardgett and Wardle, 2003). Jedoch ist zu beachten, dass die untersuchten Regenwurmarten dort invasiv vorkommen während die in den europäischen Wäldern vorkommenden Regenwurmarten hier ursprünglich heimisch sind. Auch sind in Europa bisher keine vergleichbaren Studien vorgenommen worden, was unmittelbar die Frage aufwirft, ob sich in Europa ähnliche Muster finden lassen.

Obwohl Regenwürmer aufgrund ihrer Funktion als Ökosystemingenieure maßgeblich zur Resilienz von Wäldern beitragen und verschiedene Ökosystemleistungen sichern (Byers et al., 2006; Eisenhauer, 2010; Phillips et al., 2019; Wirth et al., 2024b), weiß man nur sehr wenig über die Auswirkungen zunehmender störungsbedingter Veränderungen auf Regenwürmer. Studien dieser Art sind bislang nur in Amerika erhoben worden (Reed et al., 2023).

Aus diesem Grund habe ich auf ein bereits etabliertes Experiment zurückgegriffen, in welchem es möglich war, Rehverbiss und Licht getrennt zu betrachten und die Individuen- und biomassendichte an Regenwürmern zu beproben. Hierzu stelle ich folgende Hypothesen auf:

Hypothese I:

Im offenen Bestand ist aufgrund von erhöhter Lichteinstrahlung weniger Individuen- und Biomassendichte bzgl. Regenwürmern vorzufinden.

Hypothese II:

Die Präsenz von Huftieren übt aufgrund nicht-konsumtiver Prozesse einen positiven Einfluss auf die Individuen- und Biomassendichte von Regenwürmern aus.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsfläche

Die Studie wurde im Universitätswald der Julius-Maximilians-Universität Würzburg durchgeführt, welcher sich im nördlichen Bayern, in der Nähe der Gemeinde Sailershausen im Landkreis Haßfurt befindet (Abbildung 1). Diese Waldfläche umfasst insgesamt 2346,4 Hektar, von denen 2176,2 Hektar als bewirtschafteter Mischwald klassifiziert sind. Die vorherrschenden Baumarten sind die Rotbuche (*Fagus sylvatica*), die etwa 21 % des Bestandes ausmacht, sowie die Stieleiche (*Quercus robur*) mit einem Anteil von 19 %. Darüber hinaus sind Hainbuchen (*Carpinus betulus*) mit 11 % und verschiedene Edelhölzer, wie Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Spitzahorn (*Acer platanoides*) und Feldahorn (*Acer campestre*) vertreten. Weitere Arten im Wald sind die Esche (*Fraxinus excelsior*), die Vogelkirsche (*Prunus avium*) und die Elsbeere (*Sorbus torminalis*). Der Anteil an Laubholz liegt insgesamt bei 74 %. Neben den Laubgehölzen machen Nadelgehölze 26 % der Fläche aus, wobei sich dieser Anteil auf Kiefern (*Pinus spp.*), Lärchen (*Larix spp*.), Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) und inzwischen lediglich 10 % Fichten (*Picea abies*) verteilt. Bezüglich der Bodenbeschaffenheit in dieser Region zeigen sich Lehm- und Tonböden, Podsol als auch Braunerde. Von den insgesamt 75 Versuchsflächen sind 21 Flächen durch ein offenes Kronendach (sonnig) und 54 Flächen durch ein geschlossenes Kronendach (schattig) mit jeweils einem Zaun ausgezeichnet (Abbildung 1). Die Bedingungen dieser Flächen werden im nachfolgenden als “Treatments“ betitelt. Versuchsflächen mit offenem Kronendach werden als “sonnig“ bezeichnet, Versuchsflächen mit geschlossenem Kronendach als “schattig“. Eingezäunte Subplots werden “Ausschlussflächen“ und nicht eingezäunte Subplots, “Kontrollflächen“ genannt.

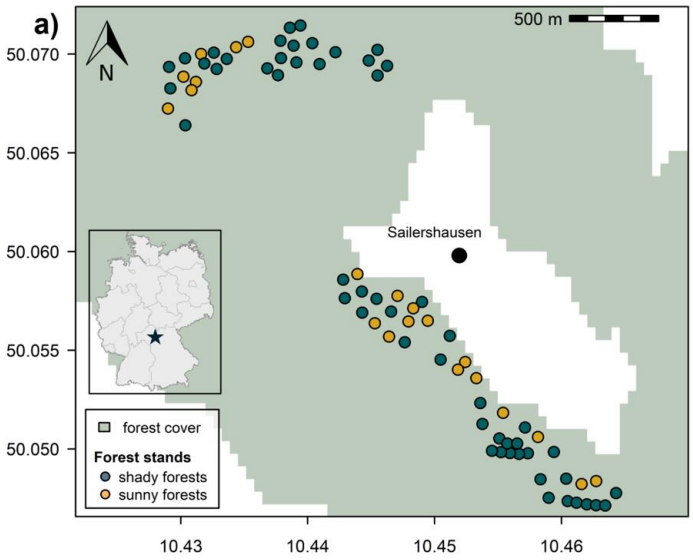

Abbildung 1: Positionen der 75 Probeflächen im Würzburger Universitätswald Sailershausen mit sowohl offenen (sonnigen) als auch geschlossenen (schattigen) Versuchsflächen.

Zum Zwecke, die Regenwurmabundanz und -biomasse in Abhängigkeit von Ungulaten- und Lichteinfluss zu untersuchen, wurde auf im Jahre 2018/2019 manipulierte Untersuchungsflächen zurückgegriffen, welche bereits für eine andere Untersuchung verwendet wurden. Die Eingriffe umfassen sowohl eine Öffnung des Kronendaches an bestimmten Stellen, als auch eine 6x6 Meter große Umzäunung, um an diesen Standorten die Ungulaten-Einwirkung zu verhindern (Abbildung 2). Die Intention hinter diesen Eingriffen ist eine Vervielfältigung und Komplexierung der zu untersuchenden Bedingungen (Huftiere, Licht). Es werden also Strukturen geschaffen, welche sich bezogen auf diese zwei Faktoren klar unterscheiden, um an diesen Stellen die Studie durchführen zu können.

Abbildung 2: Untersuchungsflächen mit den vier verschiedenen Treatments. Offen & eingezäunt (links oben), geschlossen & eingezäunt (rechts oben), offen & nicht eingezäunt (links unten) und geschlossen & nicht eingezäunt (rechts unten).

2.2 Versuchsvorbereitung

Für die Feldarbeit wurden verschiedene Vorbereitungen getroffen. So wurden pro Plot vier Probengefäße mit jeweils einer Beschriftung, welche die Flächennummer, als auch ein “Z“ für “Zaun“ (Z) oder ein “N“ für “Nicht-Zaun“ enthielt, bereitgestellt (Abbildung 3). Zwei Probengefäße wurden jeweils für die gesammelten Regenwürmer verwendet, während die anderen zwei Gefäße für die an den Untersuchungsstellen entnommenen Erdproben dienten. Die Gefäße für die Regenwürmer wurden zusätzlich bis zur Hälfte mit 70-prozentigem Ethanol befüllt.

Abbildung 3: Beschriftete Probengefäße für die Regenwürmer (unten) und die Erdproben (oben).

Zudem wurden Kanister in unterschiedlichen Größen (5L, 10L, 25L) mit der benötigten Senflösung befüllt. In diese wurden auf 1 Liter Wasser 10 Gramm Senfpulver gegeben. Anschließend wurde die Lösung mithilfe eines Trichters in die Kanister eingefüllt. Zusätzlich zu den jeweiligen Probegefäßen und der benötigten Menge an Kanistern wurde jedes Team für die Feldarbeit mit einer Schaufel, einem Sieb, einem Wassereimer, einer Plane, einem Klemmbrett mit Schreibpapier, einer Holzschablone, einem Zollstock und einer Pinzette ausgestattet.

2.3 Beprobung

Mithilfe einer Schablone und einem Zollstock wurden für die Feldarbeit an jedem Plot zwei Löcher, welche 25 cm breit, 25cm lang und 10 cm tief, ausgehoben (Abbildung 4).

Abbildung 4: Ausgehobene Löcher für die Feldarbeit.

Ein Loch befand sich dabei jeweils innerhalb der Einzäunung und eines jeweils außerhalb, wobei aufgrund eines parallel stattfindenden Projektes darauf geachtet werden musste, sich 5 Meter vom Mittelpunkt der Untersuchungsfläche zu entfernen, falls dieser außerhalb des Zaunes lag. Zur Orientierung diente dabei ein roter Pflock. Anschließend durchsuchten die Teams den Erdaushub sorgfältig nach Regenwürmern und sammelten diese auf (Abbildung 5).

Abbildung 5: Durchsuchen des Erdaushubs nach Regenwürmern.

Dabei musste darauf geachtet werden, auch kleine Erdklumpen zu zerkleinern, da gerade auf trockenen Untersuchungsplots viele Regenwürmer eng zusammengerollt in kleinen Höhlen verborgen lagen (Abbildung 6).

Abbildung 6: Regenwürmer eng zusammengerollt in Erdhöhlen (aus Erdaushub).

Währenddessen wurden fünf Liter der angemischten Senflösung in das ausgehobene Loch gegeben. Aufgrund der durch den sauren pH-Wert hervorgerufenen chemischen Reizung

bewegten sich die Regenwürmer an die Erdoberfläche und wurden nach kurzem Abwaschen in Wasser in einer 70 % Ethanol-Lösung konserviert (Abbildung 7).

Abbildung 7: Senflösung wird in das Loch gegeben (links) und Regenwürmer kriechen aus der Erde (rechts).

Die aus der Erde kriechenden Würmer wurden mithilfe des Siebs und des Wassers von der Senflösung befreit und mit der Pinzette in das vorbereitete Gefäß platziert, während die aus dem Erdaushub gesammelten Regenwürmer direkt in die Ethanol-Lösung gegeben wurden. Nach 15 Minuten wurden weitere fünf Liter der Senflösung in das Loch gegossen und die Regenwürmer erneut innerhalb einer Viertelstunde aufgesammelt und in dem Gefäß verwahrt. Nach insgesamt einer halben Stunde wurde die Arbeit an der Versuchsfläche beendet und das Loch wieder mit dem Erdaushub befüllt.

2.4 Auswertung der Regenwürmer

Die Individuenzahl und die Biomasse der Regenwürmer wurden pro Aushub bestimmt. Zunächst wurden die Regenwürmer mithilfe einer Pinzette aus dem jeweiligen Probengefäß entnommen, auf einem Blatt Papier in einer übersichtlichen Reihe platziert und gezählt (Abbildung 8).

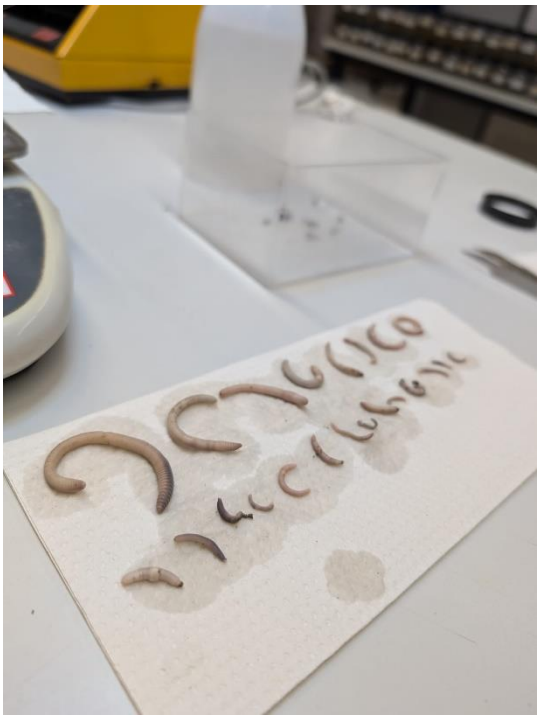

Abbildung 8: Regenwürmer zum Trocknen und Zählen auf Papier platziert.

Während der Zählung sog sich das Papier mit dem überschüssigen Ethanol voll. Daraufhin wurde ein weiteres Blatt Papier auf einer Laborwaage platziert, die Waage tariert und die Regenwürmer mit einer Pinzette einzeln auf das Papier gelegt (Abbildung 9).

Abbildung 9: Wiegen der Regenwürmer auf einer Laborwaage.

Die Biomasse wurde notiert und die Regenwürmer wieder zurück in das Probengefäß gegeben. Für jede Probe wurden neue Papiertücher verwendet.

2.5 Statistische Auswertung

Die statistische Analyse wurde mithilfe des Statistikprogramms R, als auch mit Excel durchgeführt.

Für die deskriptive Statistik wurden insgesamt sechs Boxplot-Diagramme erstellt, welche die Individuen- und Biomassendichte pro Quadratmeter bzgl. der verschiedenen Behandlungen veranschaulichen. Hierfür wurden die Biomasse und die Individuenzahl pro Aushub mit einem Wert von 16 multipliziert, um die 25x25 cm große Fläche des Aushubs auf einen Quadratmeter hochzurechnen. Pro Treatment wurde für die Biomassen- und Individuendichte der Mittelwert und die Standartabweichung berechnet.

Um den Effekt von Licht und Huftierfraß auf Regenwürmer zu untersuchen, wurden insgesamt zwei Modelle verwendet. Für die Biomasse wurde ein lineares Modell verwendet, mit der logarithmierten Biomasse als abhängige Variable und Licht (Sonne vs. Schatten), Zaun (Ausschluss vs. Kontrolle) und deren Interaktion als erklärende Variablen. Für die Individuendichte verwendete ich ein verallgemeinertes lineares Modell mit Poisson-Verteilung. Die erklärenden Variablen waren die gleichen wie bei dem Biomassenmodell und die Antwortvariable die auf einen Quadratmeter skalierte Individuenanzahl und Biomasse. Um Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen zu identifizieren, wurden für Biomasse und Individuenanzahl Tukey-Posthoc-Tests durchgeführt. Die Modelle wurden mit dem DHARMa Packet überprüft (Hartig, 2022).

3 Ergebnisse

3.1 Deskriptive Statistik

Im Zuge der Studie wurden insgesamt 565 g Biomasse und 1615 Individuen an Regenwürmern gesammelt. Der Mittelwert pro Aushub beläuft sich bezogen auf die Biomasse auf 3,77 g, bei der Individuenzahl auf durchschnittlich 11 Individuen.

Zunächst werden die Ergebnisse der Lichtbehandlung bezogen auf die Dichte der Biomasse, als auch die Dichte der Individuenzahl behandelt. Beginnend mit der Auswertung der Individuendichte, wurden auf schattigen Untersuchungsflächen pro Aushub im Mittelwert 146 $\pm$ 90,8 Regenwürmer pro Quadratmeter gefunden, während sich der Mittelwert auf sonnigen Plots auf 240 $\pm$ 149 Individuen beläuft. Somit ist die durchschnittliche Regenwurmabundanz in der Sonne größer als im Schatten. Sowohl in der Sonne als auch im Schatten gibt es gering abweichende Werte (Abbildung 10).

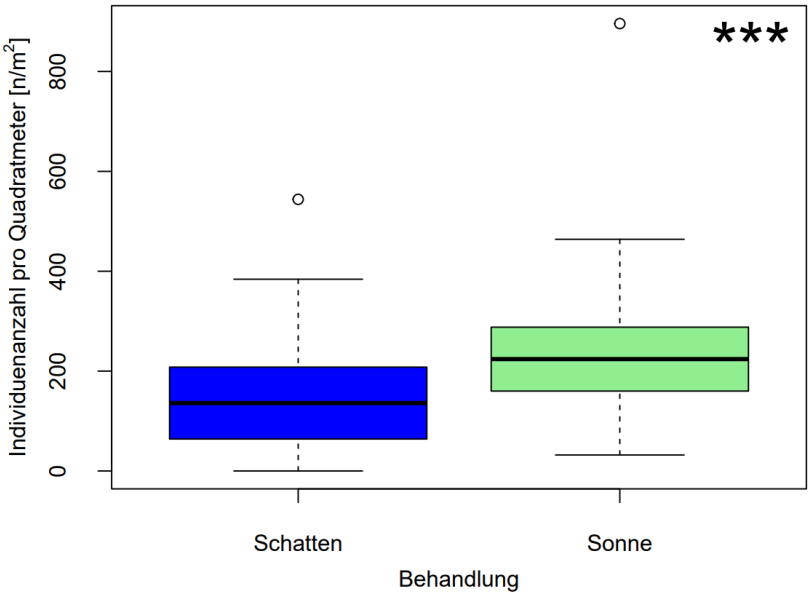

Abbildung 10: Individuendichte an Regenwürmern auf Schatten- und Sonnenflächen. Die Sterne deuten auf einen signifikanten Unterschied, bestimmt durch das verallgemeinerte Modell, hin.

Bei der Biomassendichte lässt sich bezogen auf den Mittelwert ein ähnliches Muster erkennen. Auf schattigen Flächen liegt dieser bei 54,3 g, auf sonnigen bei 75,8 g. Die Standardabweichung verhält sich jedoch unterschiedlich im Vergleich zur Individuendichte, da diese im Schatten bei $\pm$ 54,4 und in der Sonne bei $\pm$ 48,5 liegt. Auch hier gibt es sowohl

im Schatten, als auch in der Sonne geringe Ausreißer, außerdem ist die Biomassendichte in der Sonne höher als im Schatten (Abbildung 11).

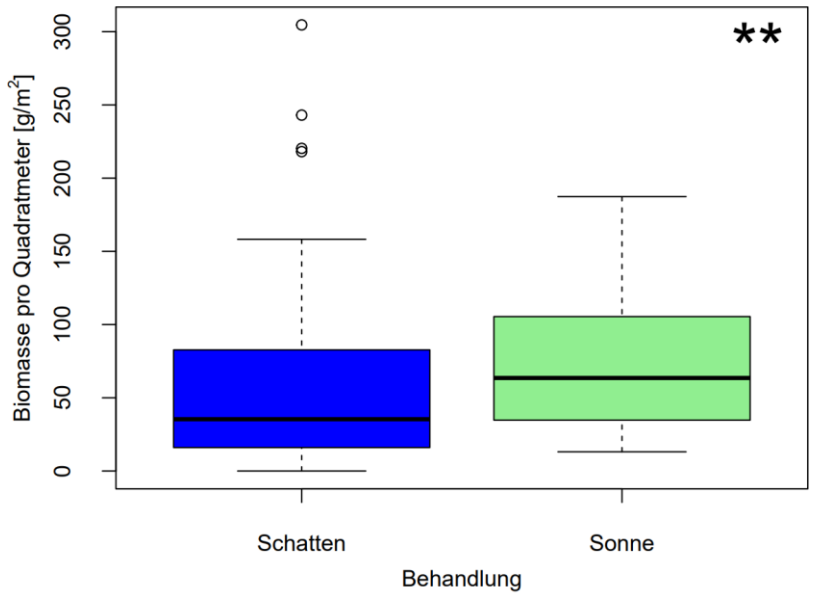

Abbildung 11: Biomassendichte an Regenwürmern auf Schatten- und Sonnenflächen. Die Sterne deuten auf einen signifikanten Unterschied, bestimmt durch das verallgemeinerte Modell, hin.

Im Folgenden werden die Einflüsse von Ungulaten auf die Individuenzahl sowie die Biomasse an Regenwürmern pro Quadratmeter dargestellt. Auf den Kontrollflächen wurden im Mittelwert 170 $\pm$ 133 Individuen pro Quadratmeter gefunden. Die Ausschlussflächen weisen im Mittelwert 175 $\pm$ 101 Individuen pro Quadratmeter auf. Somit kann festgestellt werden, dass es zumindest keine großen Unterschiede in der Regenwurmabundanz abhängig von

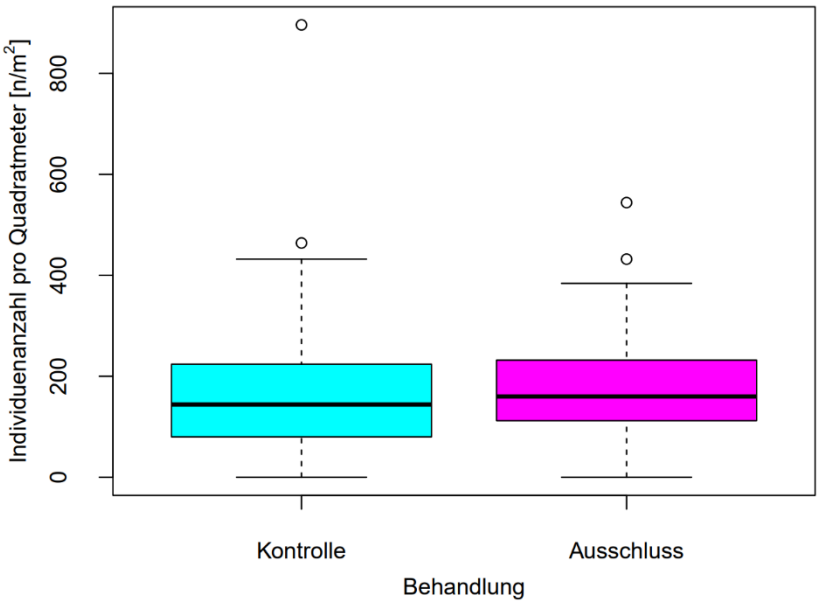

Abbildung 12: Individuendichte an Regenwürmern auf Kontroll- und Ausschlusssubplots.

Ausschluss, bzw. kein Ausschluss gibt. Auch hier treten vor allem bei den Kontrollflächen wenige Ausreißer auf (Abbildung 12).

Bei der Biomassendichte lässt sich das bei der Individuendichte bereits beobachtete Muster verstärkt erkennen. So beträgt der Mittelwert auf Kontrollsubplots 53,6 g $\pm$ 44,3 pro Quadratmeter. Dagegen beläuft sich die Biomassendichte auf Ausschlussflächen im Mittel auf 76,1 g $\pm$ 61. Dies bedeutet, dass die Biomasse auf Kontrollsubplots etwas höher ausfällt als auf Ausschlussflächen. Bei der Biomassen- Dichte sind vor allem auf der Ausschlussfläche verstärkte Ausreißer zu verzeichnen (Abbildung 13).

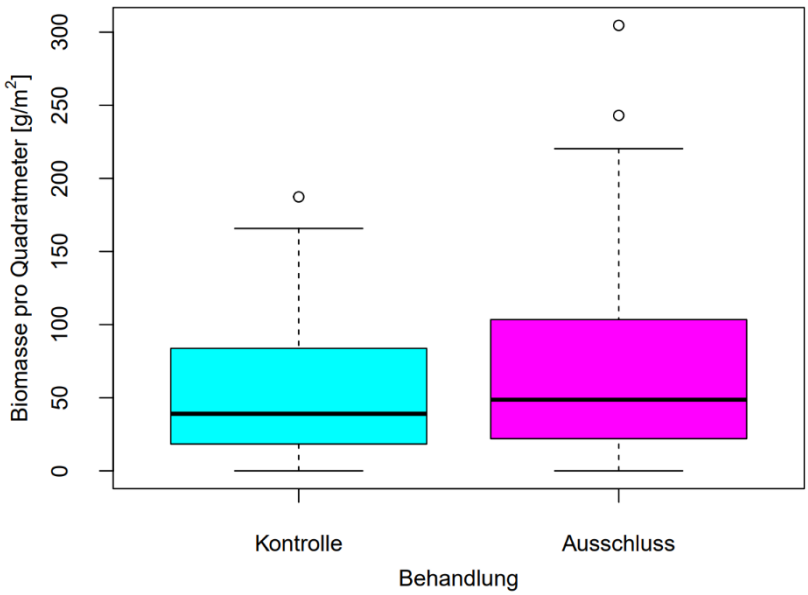

Abbildung 13: Biomassendichte an Regenwürmern auf Kontroll- und Ausschlussflächen.

Bei den schattigen Kontrollflächen ergibt sich ein Mittelwert von 129 ± 72,1 Individuen pro Quadratmeter. Die sonnigen Kontrollsubplots zeigen eine hohe Individuendichte von 275 ± 187. Die schattigen Ausschlussflächen weisen im Mittel 163 ± 104 Individuen pro Quadratmeter auf, während die sonnigen Ausschlusssubplots einen etwas höheren Mittelwert von 205 ± 85,2 Individuen zeigen. Abgesehen von den schattigen Kontrollflächen wiesen die anderen drei Behandlungen alle gemäßigte Ausreißer und die sonnigen Kontrollflächen auch einen großen Ausreißer auf. Die Ergebnisse zeigen, dass die sonnigen Kontrollflächen (Ungulateneinfluss) im Mittel eine deutlich höhere Individuendichte umfassen als die restlichen drei Behandlungen und auch die sonnigen Ausschlusssubplots einen größeren Mittelwert aufweisen als die schattigen Behandlungen. Zudem wurde eine kategorisierte Unterteilung der Behandlungen vorgenommen (Abbildung 14).

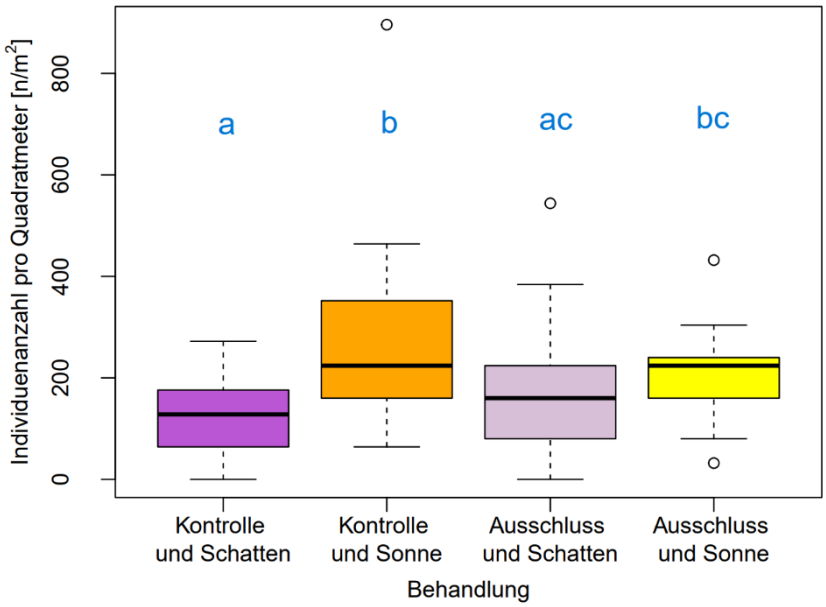

Abbildung 14: Individuendichte an Regenwürmern auf sonnigen und schattigen Kontroll- und Ausschlussflächen mit einer kategorisierten Unterteilung der Behandlungen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen einen signifikanten Unterschied an (Posthoc-Test).

Im Folgenden werden die Ergebnisse der verschiedenen Behandlungen auf die Biomassendichte hin betrachtet. Auf schattigen Plots zeigt sich im Mittel eine Biomassendichte von 43,3 g ± 36,9. Wie bei der Individuendichte ragt auch hier die Biomassendichte von sonnigen Kontrollflächen mit einem Wert von 80,2 g ± 51,0 pro Quadratmeter hervor. Auf schattigen Ausschlussflächen beträgt der Mittelwert der Biomasse 65,4 g ± 66,0 pro Quadratmeter. Das letzte Treatment (Sonne, Ungulatenausschluss) erreichte, wie bei der Individuendichte bereits beobachtet, einen hohen Wert von 71,3 g ±

46,6 pro Quadratmeter. Neben den schattigen Kontrollsubplots zeigten vor allem die schattigen Ausschlussflächen hohe Ausreißer. Auch hier erfolgte eine kategorisierte Unterteilung der verschiedenen Behandlungen (Abbildung 15).

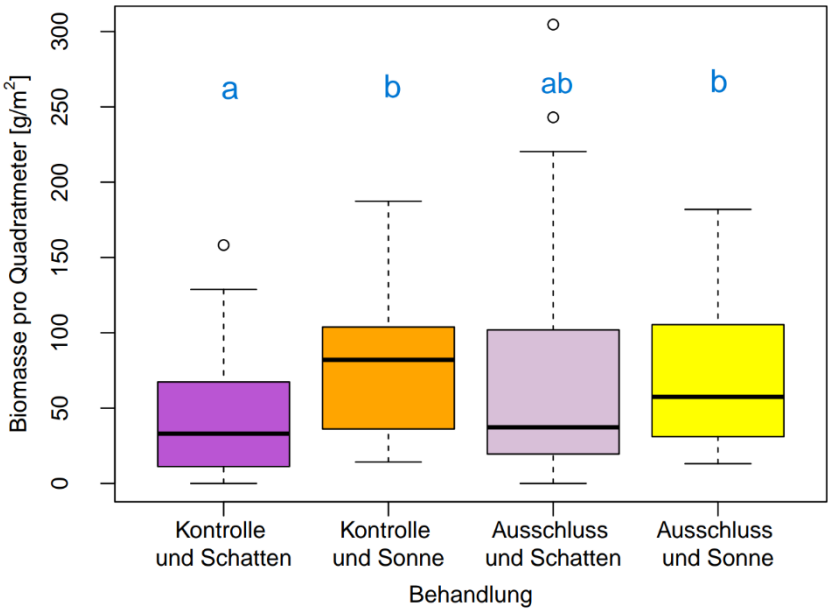

Abbildung 15: Biomassendichte an Regenwürmern auf sonnigen und schattigen Kontroll- und Ausschlusssubplots mit einer kategorisierten Unterteilung der Behandlungen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen einen signifikanten Unterschied an (Posthoc-Test).

3.2 Analytische Statistik

Tabelle 1: Zusammenfassung des verallgemeinerten linearen Modells (GLM) für die Individuenzahl und des linearen Modells für die Biomasse. Fett markierte Werte sind signifikant für $p < 0.05$.

Individuenzahl				
Koeffizienten	Schätzer	Standardfehler	z-Wert	p-Wert
Achsenabschnitt	4,861	0,092	53,066	< 0,001 ***
Ausschluss vs. Kontrolle	0,230	0,129	1,780	0,075
Sonne vs. Schatten	0,756	0,173	**4,379**	**< 0,001 *****
Ausschluss:Licht	-0,525	0,244	**-2,149**	**0,0316 ***
Biomasse (logarithmiert)				
Koeffizienten	Schätzwert	Standardfehler	z-Wert	p-Wert
Achsenabschnitt	3,322	0,144	23,089	< 0,001 ***
Ausschluss vs. Kontrolle	0,352	0,204	1,729	0,086
Licht vs. Schatten	0,861	0,272	**3,167**	**0,002 ****
Licht:Ausschluss	-0,479	0,385	-1,247	0,215

Die Individuendichte ist im offenen Bestand stark signifikant höher als im Schatten (Tabelle 1, Abbildung 10). Auf Ausschlussflächen weist die Individuendichte eine Tendenz zur Signifikanz auf, während die Interaktion zwischen Ungulatenausschluss und Licht signifikant ist (Tabelle 1, Abbildung 12, Abbildung 14).

Die Biomassendichte ist auf offenen Plots ebenfalls signifikant höher als im Schatten (Tabelle 1, Abbildung 11). Auch hier zeigt die Biomassendichte auf Ausschlussflächen eine geringe Tendenz zur Signifikanz. Die Interaktion ist nicht signifikant (Tabelle 1, Abbildung 13, Abbildung 15).

Der Posthoc-Test zeigte, dass sowohl die Individuen- als auch die Biomassendichte auf schattigen Kontrollflächen signifikant geringer ausfiel als auf sonnigen Kontrollflächen. Die Biomassendichte auf schattigen Kontrollflächen fiel signifikant höher aus als auf den sonnigen Ausschlussflächen. Die Individuendichte auf schattigen Kontrollflächen fiel im Vergleich zu den sonnigen Ausschlussflächen signifikant geringer aus. Auf den sonnigen Kontrollflächen fiel die Individuendichte signifikant höher aus als auf den schattigen Ausschlussflächen. Das schattige Ausschluss-Treatment der Biomasse zeigte keine signifikanten Unterschiede zu anderen Treatments.

4 Diskussion

Meine Ergebnisse zeigen, dass Licht der entscheidende Faktor für die Individuen- und Biomassendichte von Regenwürmern ist, während der Rehverbiss die Lichteffekte zusätzlich moduliert. Auf sonnigen Flächen gab es mehr Individuen und Biomasse als auf schattigen Flächen. Ungulaten hatten nur einen signifikanten interaktiven Effekt auf die Individuendichte. Dabei erhöhten Ungulaten in der Sonne die Individuendichte signifikant, während sie die Dichte in schattigen Flächen verringerten.

4.1 Im offenen Bestand ist aufgrund von erhöhter Lichteinstrahlung weniger Individuen- und Biomassendichte bzgl. Regenwürmern vorzufinden.

Meine Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Individuen- als auch Biomassendichte an Regenwürmern auf sonnigen Versuchsflächen signifikant höher ist als auf schattigen Flächen. Dieses Ergebnis widerspricht einer Studie aus Nordamerika, bei welcher herausgefunden wurde, dass die Regenwurmabundanz und -biomassendichte auf sonnigen Flächen niedriger ausfällt als auf schattigen Flächen (Reed et al., 2023). Somit ist die erste angeführte Hypothese widerlegt. Diese Diskrepanz in den Untersuchungsergebnissen kann unterschiedliche Gründe haben.

Ein Grund für das unterschiedliche Ergebnis könnte sein, dass die Bodentemperatur, aber auch die Bodenfeuchtigkeit auf den Untersuchungsflächen der vorliegenden Studie unter den Kronenlücken höher ausgefallen sein könnte als unter einem geschlossenen Kronendach, wobei die Bodenfeuchtigkeit mit der Zeit abfällt, was auf den höheren Wasserbedarf der Naturverjüngung zurückzuführen ist (Ritter et al., 2005). Die Studie, auf welche sich die erste Hypothese der vorliegenden Arbeit maßgeblich stützt und welche auf sonnigen Flächen eine geringere Abundanz an invasiven Regenwürmern feststellen konnte, wurde jedoch gegen Ende des Sommers (August und September) in Wisconsin (USA) durchgeführt (Reed et al., 2023). Zu dieser Zeit tritt in Wisconsin eine Durchschnittstemperatur von 25°C tagsüber und 13 °C nachts auf, die durchschnittlichen Niederschläge fallen eher gering aus. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie entstanden hingegen Ende September in Deutschland (Bayern), wo die durchschnittlichen Temperaturen bei 15 °C tagsüber und 7 °C nachts liegen und die Niederschläge etwas höher ausfallen als im August und September in Wisconsin (Länder-

Daten. (n.d.). *Laenderdaten.info*. abgerufen am 02. Februar 2025, von https://www.laenderdaten.info). Daraus resultiert, dass die Bodentemperatur bei der Studie in Wisconsin deutlich höher lag als bei der aktuellen Studie, die Bodenfeuchtigkeit wiederum niedriger. Diese Tatsache könnte aus mehreren Gründen bereits ausschlaggebend für die unterschiedlichen Ergebnisse sein.

Wie bereits erwähnt, fiel die Bodentemperatur, als auch die Bodenfeuchtigkeit in der vorliegenden Untersuchung im offenen Bestand höher aus als im geschlossenen Bestand, da während der Studie moderate Temperaturen auftraten und die verstärkte Bodenfeuchtigkeit aufgrund geringer Transpiration unter Kronenlücken lang verweilte (Cai et al., 2009). Jedoch könnte bei der Untersuchung in Wisconsin ein gegenteiliges Phänomen auftreten. Hier könnte die verstärkte Transpiration auf offenen Versuchsplots (da hohe Temperaturen) bei bereits geringerer Niederschlagsmenge dazu führen, dass die Bodenfeuchtigkeit im geschlossenen Bestand höher ausfällt als im offenen Bestand. Diese Gegebenheit würde einen großen Unterschied zu den Untersuchungsplots der vorliegenden Studie darstellen und könnte die unterschiedlichen Studienergebnisse erklären. Denn unterschiedliche Studien haben gezeigt, dass die Regenwurmabundanz eng mit der Niederschlagsmenge zusammenhängt (Ruan et al., 2005). Während feuchter Perioden können Regenwürmer einen Großteil ihres Lebenszyklus absolvieren (Jiménez et al., 1998). Bei hohen Bodenfeuchten fallen das Wachstum zu Beginn der Ontogenese, die Fruchtbarkeit (Kokons pro Woche und Regenwurm) als auch die Fitness (Fruchtbarkeit mal Überlebensrate) der Regenwürmer am höchsten aus. Zudem mildert eine hohe Bodenfeuchtigkeit die nachteiligen Auswirkungen hoher Temperaturen bis zu einem gewissen Grad ab (Presley et al., 1996). Diese Effekte führen dazu, dass während feuchten Zeiträumen die Regenwurmabundanz und -biomassendichte im Boden zunimmt (Jiménez et al., 1998) und dass erhöhte Temperaturen in ausreichend feuchten Böden die Aktivität, Biomassendichte und Abundanz der Regenwürmer ebenfalls ansteigen lässt (Singh et al., 2020). Dies könnte, aufgrund der unterschiedlichen Bodenfeuchten in den beiden Untersuchungen im offenen Bestand, die Diskrepanz in den Studienergebnissen erklären.

Dahingegen treten einige Effekte auf, welche die Regenwurmabundanz und -biomassendichte in trockenen, erwärmten Böden, wie auf den offenen Untersuchungsflächen in Wisconsin deutlich verringern. So führt ein deutlicher Temperaturanstieg des Bodens bei

Regenwürmern zu einem stark erhöhten Sauerstoffverbrauch, das Blut wird hypovolämisch (Hinweis auf Dehydrierung) und die aerobe Atmung wird infolge der Toxizität von Schwermetallen gehemmt, was zu erheblichen Wachstumseinbußen führt (Khan et al., 2007; Saroja, 1964). Auch kann es bei zu starker Trockenheit und zu hoher Bodentemperatur zur Reduzierung von Biomasse durch Wasserverlust und gegebenenfalls durch das Einsetzen einer Diapause (Entwicklungspause) kommen (Kretzschmar and Bruchou, 1991). Der Wasserverlust kann zusätzlich zur natürlichen Transpiration auch durch weitere Phänomene bedingt sein. Neben unterschiedlichen physiologischen Reaktionen bilden viele Regenwurmarten bei starker Trockenheit sogenannte Ästivationskammern, um vermehrten Wasserverlust zu vermeiden. Da diese Kammern mit Schleim und Darminhalt ausgekleidet sind, führt auch dies zu einer Reduzierung der Biomasse (Bayley et al., 2010). Ein weiterer Effekt von trockenen, warmen Böden ist die Beeinträchtigung der Fortpflanzung. So wird die Kokonentwicklung negativ beeinflusst und bei zu niedriger Bodenfeuchtigkeit sogar vollständig eingestellt. Zudem reagierte das Wachstum der Jungtiere höchst empfindlich auf ein sinkendes Wasserpotential (Reinecke and Kriel, 1981). Eine weitere Studie ergab, dass die Regenwürmer nur dann aus den Kokons schlüpfen, wenn die Bodenfeuchtigkeit für das Überleben der Regenwürmer ausreichend ist (Parmelee and Crossley, 1988). Dies alles sind Phänomene, welche die Regenwurmabundanz und -biomassendichte in trockenen, erhitzten Böden drastisch einschränken.

Da auf den untersuchten Plots der vorliegenden Studie stets eine moderate Bodenfeuchtigkeit gegeben war, könnte diese, kombiniert mit der erhöhten Sonneneinstrahlung auf Kronenlücken-Flächen und den damit verbundenen höheren Temperaturen, die Regenwurmabundanz und -biomassendichte signifikant erhöht haben, während die trockenen, stark erhitzten Kronenlücken-Flächen der Studie in Wisconsin aufgrund der oben genannten Effekte ein genau gegenteiliges Ergebnis zeigen. Die nachfolgend genannte Studie hat zudem gezeigt, dass in feuchten Böden ein intensiveres Fressverhalten der Regenwürmer auftritt und ihre Grabaktivität zurückgeht (resultierend in höherer Biomasse), während die Wühllänge und die maximale Wühltiefe in trockenen Böden erhöht ist (Perreault and Whalen, 2006), was bedeutet, dass die Regenwürmer sich dort in deutlich tieferen Bodenschichten aufhalten. Auch dieses Phänomen kann dazu geführt haben,

dass bei der Studie in Wisconsin auf sonnigen Flächen weniger Individuen pro Quadratmeter gefunden wurden als bei der vorliegenden Untersuchung.

Noch zusätzlich verstärkt werden könnte dieser Effekt aufgrund der unterschiedlichen Vorgehensweise bezogen auf die Feldarbeit. Zwar wurde die Senflösung in beiden Studien gleich konzentriert und die Flächen der Entnahmestellen betrugen bei beiden Untersuchungen etwa 0.07 Quadratmeter, jedoch wurde im Gegensatz zu der vorliegenden Studie, in Wisconsin kein Erdaushub getätigt. Nachdem die Streu nach Regenwürmern untersucht wurde, wurde ein Konstrukt auf die Entnahmestelle gesetzt und die Senflösung auf die Fläche innerhalb dieses "Rahmens" gegeben. Dies kann dazu führen, dass die Senflösung bei der Studie in Wisconsin langsamer im Boden versickerte und somit schlechter in tiefere Bodenschichten vordrang. Wie oben erwähnt könnte in Wisconsin die Bodenfeuchtigkeit auf Flächen unter offenem Kronendach aufgrund hoher Transpiration geringer ausfallen als auf schattigen Flächen. Da sich Regenwürmer aufgrund einer gesteigerten Wühltiefe in trockenen Böden in tieferen Erdschichten aufhalten (Perreault and Whalen, 2006), könnte dieses Phänomen zusammenwirkend mit der langsamen Versickerungsgeschwindigkeit der Senflösung und der niedrigeren "Starttiefe" der Entnahmestellen bei der Untersuchung in Wisconsin zu einer niedrigeren Regenwurmabundanz und -biomassendichte auf offenen Plots geführt haben. Das Zusammenwirken dieser Variablen könnte ebenfalls die unterschiedlichen Resultate erklären.

Eine weitere Auswirkung der sich unterscheidenden Bodenfeuchtigkeiten stellt das davon abhängige Pflanzenwachstum dar. Aufgrund der höheren Bodenfeuchtigkeit der offenen Untersuchungsflächen bei der vorliegenden Studie ist davon auszugehen, dass auch das Pflanzenwachstum und die daraus resultierende Biomasse organischen Materials dort höher ausfällt als auf den offenen Versuchsplots in Wisconsin. Dabei spielt das Vorhandensein organischer Substanzen zum Zwecke der Nahrung für Regenwürmer eine entscheidende Rolle (Edwards and Arancon, 2022). Es wurde festgestellt, dass die Biomasse des Sprosses, der Blätter und der Zweige einen positiven Einfluss auf die Regenwurmvielfalt und -dichte besitzen, während die Wurzelbiomasse dabei keine Rolle spielt (Arnone et al., 2013a). Gerade die Abundanz junger Regenwürmer nimmt mit der Biomasse der Pflanzengemeinschaft und damit der Streumenge zu (Mariotte et al., 2016). Dies ist darauf zurückzuführen, dass eine größere Verfügbarkeit an Nahrung, Mineralien und Nährstoffen im Boden vorliegt (Bajcz et

al., 2018). Darüber hinaus kann eine größere Anhäufung von Streu auf der Bodenoberfläche gerade während der Regenzeit mehr Platz, Nahrung, Unterschlupf und Schutz vor Raubtieren bieten und damit zur Verbesserung der Regenwurmpopulation (z.B. durch erhöhten Fortpflanzungserfolg) beitragen (Ruan et al., 2005). Auch dieses Phänomen könnte zur Diskrepanz in den Untersuchungsergebnissen beigetragen haben, da durch die erhöhte Feuchtigkeit auf den offenen Untersuchungsplots der vorliegenden Studie im Vergleich zu Wisconsin auch von einer erhöhten Pflanzenbiomasse ausgegangen werden kann, was wiederum zu einer erhöhten Regenwurmabundanz und -biomassendichte führt.

Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass neben der Pflanzenbiomasse auch die Pflanzenvielfalt signifikant und in hohem Maße positiv mit der Bodenfeuchtigkeit korreliert (Deng et al., 2016). Eine höhere Pflanzenartenvielfalt wirkt sich aufgrund vielfältiger Veränderungen der Ressourcenqualität und -verfügbarkeit, des Mikrohabitats und des Mikroklimas positiv auf die Abundanz der Makrofauna (und damit auch von Regenwürmern) aus (Ganault et al., 2021). Während die Artenvielfalt an Regenwürmern mit einer höheren Pflanzenartenvielfalt nicht unbedingt positiv korreliert (Arnone et al., 2013b; Piotrowska et al., 2013), führt eine geringere Pflanzenartenvielfalt zu abgesenkter Regenwurmaktivität und somit zu weniger regenwurminduzierten Nährstoffen und Mineralien im Boden (Arnone et al., 2013b). Alle oben beschriebenen Effekte tragen aufgrund unterschiedlicher Bodenfeuchtigkeit und -temperatur im offenen Bestand dazu bei, dass in dieser Studie signifikant mehr Regenwurmabundanz und -biomassendichte auf sonnigen Flächen festgestellt wurde, während bei der Studie in Wisconsin genau der gegenteilige Effekt aufgetreten ist.

Jedoch können die sehr unterschiedlichen Ergebnisse noch weitere Ursachen haben. So sind die untersuchten Regenwürmer aus der amerikanischen Studie dort invasiv (ursprünglich nicht dort heimisch), während dies bei der vorliegenden Studie nicht der Fall ist. Auch dieser Unterschied könnte die sich unterscheidenden Ergebnisse erklären, da invasive Arten im Vergleich zu einheimischen Arten meist verschieden mit Fauna und Flora interagieren und auch oft andere Ökosystemfunktionen besitzen.

Ein weiterer Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse kann die Gegebenheit sein, dass bei beiden Studien nicht angegeben wurde, ob die Untersuchungsflächen am Rande eines Hügels, auf einem Hügel oder an einem niedrig gelegenen Plot zwischen zwei Hügeln liegen. Auch

diese Information kann von Bedeutung sein, da entscheidende Faktoren wie beispielsweise die Bodenfeuchtigkeit davon abhängen und diese wiederum die Regenwurmabundanz und -biomassendichte beeinflussen.

Obwohl bei der Versuchsvorbereitung, der Feldarbeit und der Versuchsauswertung nach einem standardisierten Verfahren vorgegangen wurde, kann es immer wieder zu Diskrepanzen aufgrund menschlicher Fehler, Umweltfaktoren, technischer Fehler, usw. kommen.

4.2 Die Präsenz von Huftieren besitzt aufgrund nicht-konsumtiver Prozesse einen positiven Einfluss auf die Individuen- und Biomassendichte von Regenwürmern.

Bei der vorgenommenen Untersuchung wurde berechnet, dass der Einfluss von Ungulaten bezogen auf die Regenwurmabundanz und -biomassendichte zwar eine Tendenz zur Signifikanz aufweist, jedoch kein wesentlicher "Overall- Effekt" vorliegt. Dies wirkt aufgrund verschiedener Überlegungen zunächst nachvollziehbar: So beanspruchen Regenwürmer und Ungulaten sich unterscheidende Nahrungsquellen. Während sich Regenwürmer hauptsächlich von abgestorbenem organischem Substrat ernähren (Edwards and Arancon, 2022), konsumieren Ungulaten bevorzugt frische Gräser, Zweige und Blätter verschiedener Pflanzenarten. Dies schließt eine Konkurrenzsituation bezogen auf die Nahrung grundsätzlich aus. Zudem leben viele Regenwurmarten in zu tiefen Bodenschichten (Edwards and Arancon, 2022), um in ihrer Entwicklung, Fortpflanzung, usw. direkt von Huftieren beeinflusst zu werden.

Während andere Studien ebenfalls keine bedeutsamen Effekte von Ungulaten auf die Regenwurmabundanz und -biomassendichte im Boden feststellen konnten (Dobson and Blossey, 2015; Shelton et al., 2014), wurde in verschiedenen Untersuchungen in Nordamerika dagegen ein positiver Einfluss von Huftieren auf die Population von invasiven Regenwurmarten ermittelt. Bei einer dieser Studien wurden durchschnittlich sogar mehr als doppelt so viele Regenwürmer pro Quadratmeter auf den Kontrollflächen gefunden (Cope and Burns, 2019). Diese Ergebnisse wurden auf indirekte, nicht-konsumtive Effekte wie die Verbesserung der Heterogenität des Bodens durch Verdichten oder die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit aus Fraßabfällen zurückgeführt (Dávalos et al., 2015). Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung widersprechen also der aufgestellten Hypothese, Huftiere

würden einen positiven Einfluss auf die Regenwurmabundanz und -biomassendichte ausüben. Dies kann unterschiedliche Gründe haben.

Auch bei den bereits genannten Studien wurde der Ungulaten-Einfluss auf invasive Regenwurmarten untersucht. Dies sind Arten, welche in Deutschland wiederum heimisch sind (z.B. der Gemeine Regenwurm: *Lumbricus terrestris*) und somit in einer sehr verschiedenen Weise mit dem Ökosystem in Beziehung treten. Zudem handelt es sich in Nordamerika um andere Huftierarten als in Deutschland. Während hier die Huftierpopulation von Rehen dominiert wird, hat in Amerika die Population des Weißwedelhirsches (*Odocoileus virginianus*) historisch hohe Dichten erreicht (Rooney and Waller, 2003). Diese Art zeigt Auswirkungen auf mehrere Komponenten von Waldgemeinschaften auf verschiedenen trophischen Ebenen, welche sich teilweise von den Auswirkungen der Rehe unserer Wälder auf das Ökosystem unterscheiden. So beeinflusst der Weißwedelhirsch die Biologie von Holz- und Graspflanzen, terrestrischen als auch unterirdischen Tieren, verschiedenen Pilzen (z.B. Mykorrhizapilzen), verschiedenen anderen Säugern, Insekten, Mikroorganismen und auch die Bodeneigenschaften entscheidend (Shelton et al., 2014). Infolge dieser sich unterscheidenden Interaktionen können auch Regenwurmarten in tieferen Bodenschichten indirekt von Huftieren aufgrund der Auswirkungen auf Bodenfauna und Mikroorganismen beeinflusst werden (was ebenfalls einen Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse darstellen könnte). Auch sind die hier einheimischen Regenwurmarten deutlich besser an ihre Umwelt und an das Nahrungsangebot angepasst als die invasiven Arten in Nordamerika. Dies kann wiederum dazu führen, dass die Störung des Bodens durch Dungablagerungen, Bodenwälzungen oder auch Waldbodenverdichtung durch Huftiere (Sabo et al., 2017) diesen weniger gut angepassten Regenwurmarten eine günstigere ökologische Nische bietet, als den hier besser angepassten Arten. Dieser Aspekt kann zudem die erhöhte Regenwurmabundanz durch Huftiere in den bereits genannten Untersuchungen erklären (Cope and Burns, 2019; Dávalos et al., 2015).

Es konnte festgestellt werden, dass weniger der Einfluss von Huftieren, sondern viel mehr das Mikroklima die Individuendichte von Regenwürmern beeinflusst. Im Folgenden sollen die Ergebnisse diskutiert werden, inwiefern sich Ungulaten in Interaktion mit Licht auf die Regenwurmabundanz und -biomassendichte im Boden auswirken. Hier wurde im Rahmen dieser Untersuchung herausgefunden, dass die Interaktion von Huftieren und Licht signifikant

ist. Das bedeutet, der Einfluss von Huftieren spielt eine Rolle, wenn man ihn in Interaktion mit dem Mikroklima betrachtet. Während sich im Schatten ein Ausschluss von Huftieren positiv auf die Regenwurmabundanz auswirkt, konnte in der Sonne die Präsenz von Huftieren diesen positiven Effekt erzielen. Huftiere verstärken somit den positiven Effekt des Mikroklimas im offenen Bestand, während sie den negativen Einfluss des geschlossenen Bestands mit ihrer Präsenz noch zusätzlich ausbauen. Auch dies kann unterschiedliche Gründe haben, wobei erwähnt werden muss, dass bezüglich dieser Thematik eine sehr geringe Datenlage existiert und daher viele der aufgeführten Argumente spekulativ diskutiert werden.

Zunächst erfolgt eine Erörterung der negativen Effekte (bezogen auf Huftiere), welche durch das schattige Mikroklima noch zusätzlich verstärkt werden. Eine Studie zeigt, dass ein Ausschluss von Rotwild die Bodenverdichtung auf diesen Flächen deutlich senkt (Sabo et al., 2017), was bedeutet, dass die Präsenz von Huftieren die Verdichtung des Waldbodens fördert, was zur Verringerung der Regenwurmabundanz und -biomassendichte führt. Somit kann die Bodenverdichtung als eine Art Stressfaktor für die Regenwurmpopulation angesehen werden. Nun gilt, dass die Bodenfeuchtigkeit im geschlossenen Bestand geringer ausfällt als im offenen Bestand, was einen weiteren Stressfaktor darstellt. Die Kombination dieser beiden Stressfaktoren kann zu erheblichen Einbußen der Regenwurmpopulation in Wachstum, Fortpflanzung, Aktivität, usw. führen, was das vorliegende Ergebnis erklären würde, da im offenen Bestand der Faktor des Trockenstresses tendenziell geringer ausfällt und somit die Bodenverdichtung dort eine geringere negative Auswirkung auf die Regenwurmabundanz besitzt.

Dieser im geschlossenen Bestand verstärkte negative Effekt kann durch eine weitere Gegebenheit nochmals ausgeweitet werden. Aufgrund der geringen Bodenfeuchtigkeit und Einbußen in der Sonneneinstrahlung, fällt das Pflanzenwachstum im geschlossenen Bestand im Vergleich zum offenen Bestand deutlich geringer aus. Dies bietet den Huftieren eine deutlich größere Bewegungsfreiheit im geschlossenen Bestand, was den Stressfaktor Bodenverdichtung zusätzlich verstärken könnte und somit die Regenwurmabundanz potenziell noch weiter einschränkt.

Ein weiterer negativer Aspekt, welcher durch das schattige Mikroklima auf geschlossenen Beständen zusätzlich verstärkt werden könnte, bezieht sich auf den Huftierfraß. Studien haben gezeigt, dass sich Huftierfraß an jungen Pflanzen negativ auf die Pflanzengröße

auswirkt und es zu einer Verlagerung der Biomasse auf das Wurzelsystem kommt. Zwar wurden mehr Äste und Zweige ausgebildet und die Blattbiomasse nahm ebenfalls zu, jedoch kam es insgesamt dennoch zu einer Reduzierung der Gesamtbiomasse oberhalb der Bodenoberfläche (Drexhage and Colin, 2003). Rehverbiss über einen längeren Zeitraum verringert nicht nur die Pflanzenvielfalt, sondern lichtet auch das Unterholz und die Strauchschicht (Martin et al., 2010). Dies führt wiederum zu einer erheblichen Reduzierung von Biomasse, was direkt mit der Verminderung der Regenwurmabundanz einhergeht. Da nun im geschlossenen Bestand schon ohne Huftierfraß deutlich weniger Pflanzenwachstum als auch -vielfalt vorhanden sind, wirkt sich der Fraß hier deutlich drastischer aus als auf offenen Flächen. Er führt zu einer erheblichen Reduzierung von Pflanzenvielfalt und -biomasse auf schattigen Kontrollflächen, was nach Meinung des Autors dieser Studie der ausschlaggebende Punkt für die geringe Regenwurmabundanz ist. Dahingegen ist im offenen Bestand aufgrund hoher Lichteinstrahlung und Bodenfeuchtigkeit trotz Huftierfraß noch eine deutlich höhere Pflanzenvielfalt und -biomasse vorzufinden, was eine geringere Auswirkung auf die Regenwurmabundanz besitzt.

Anschließend soll diskutiert werden, welche Aspekte für die Verstärkung der positiven Auswirkungen von Huftieren im offenen Bestand verantwortlich sind. Es ist unumstritten, dass nicht-konsumtive Effekte, wie die Verteilung von Kot oder Fraßresten Regenwurmpopulationen von Nutzen sind, da sie durch die Fragmentierung von Kot und zurückgelassener Nahrung einen entscheidenden Nährstoffvorteil erlangen (Karberg and Lilleskov, 2009). Doch können die Nährstoffe im offenen Bestand nochmals besser aktiviert werden (Stoffeintrag verläuft in der Sonne besser, bzw. schneller). Dies kann daran liegen, dass durch eine bereits erhöhte Regenwurmabundanz auf den warmen, feuchten Flächen der Nährstoffeintrag durch schnelle Zersetzung effektiver gewährleistet wird. So könnten beispielsweise Kot-Pellets aufgrund einer hohen Individuendichte an Regenwürmern schnell und effektiv in die angelegten Gänge und Höhlen geschleppt und fragmentiert werden, was nicht nur zu einem hohen Nährstoffeintrag seitens der Regenwurmpopulation führt, sondern zusätzlich die verfügbaren Mineralien und Nährstoffe für andere Edaphone (bodenlebende Organismen) wie Insekten, Nematoden, Schnecken oder auch Pilze und Algen unzugänglich macht. Dieser Effekt verschafft der Regenwurmpopulation auf den entsprechenden

Mikrohabitaten einen entscheidenden Vorteil und kann somit zu einer vergrößerten Fitness führen, was die hohe Regenwurmabundanz auf sonnigen, beweideten Plots erklären könnte.

Eine weitere Variable, welche die hohe Individuendichte im offenen Bestand erklären könnte, bezieht sich auf den direkten Nährstoffeintrag von Huftieren in ihrem Habitat. Huftiere beeinflussen den Stickstoffkreislauf aufgrund verschiedener Aspekte: Sie verändern die Qualität der Einstreu und somit ebenfalls die Bedingungen für die Stickstoffmineralisierung. Zudem tragen Ungulaten über Urin und Kot schnell verfügbaren Stickstoff in die oberen Bodenschichten ein, was insgesamt zu einer Erhöhung der Stickstoffverfügbarkeit im Boden führt. Dies kann wiederum (muss aber nicht) zu einer kaskadenartigen Stabilisierung der Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften und auch des gesamten Ökosystems führen (Hobbs, 1996). Jedoch ist auch anzumerken, dass eine sehr intensive Beweidung durch Huftiere die Stickstoffkonzentration im Boden auch drastisch (hier um 23 %) senken kann (Gass and Binkley, 2011). Es besteht die Möglichkeit, dass der bereits erhöhte Stickstoffeintrag durch Ungulaten im offenen Bestand nochmals steigt, da sich Huftiere aufgrund des erhöhten Pflanzenwachstums und der somit größeren Nahrungsmenge und -vielfalt bevorzugt auf den offenen Flächen aufhalten könnten. Die somit noch zusätzlich erhöhte Stickstoffverfügbarkeit und damit verbundene Stabilisierung von ganzen Pflanzengemeinschaften könnte die Pflanzenbiomassenverluste durch den damit einhergehenden Huftierfraß wieder ausgleichen.

Es ist zu vermuten, dass gerade dieser Effekt in Kombination mit dem sowieso erhöhten Pflanzenwachstum (Feuchtigkeit und Licht) und der großen Pflanzenvielfalt im offenen Bestand den Huftierfraß im bedeutsamen Maße ausgleicht, was den entscheidenden Unterschied zum geschlossenen Bestand darstellt. Somit stellt sich die Veränderung der Pflanzenzusammensetzung durch Ungulaten in den unterschiedlichen Beständen als ausschlaggebend dar.

Auch bei der Diskussion der zweiten Hypothese sei zu erwähnen, dass es trotz standardisierter Vorgehensweisen bei der Versuchsvorbereitung, der Feldarbeit und der Versuchsauswertung zu geringen Abweichungen aufgrund menschlicher Fehler, Umweltfaktoren, technischer Fehler, usw. kommen kann.

5 Fazit

Regenwürmer nehmen eine wichtige Rolle als Ökosystemingenieure ein. Lichteinfall ist der entscheidende Faktor, um die Regenwurmabundanz und -biomassendichte bei ausreichender Bodenfeuchtigkeit signifikant zu erhöhen, während der Einfluss von Ungulaten keine wesentlichen Auswirkungen auf die Regenwurmpopulation aufweist. Die beiden Faktoren Licht und Ungulaten beeinflussen sich jedoch gegenseitig. Im geschlossenen Bestand verstärkt der Einfluss von Huftieren die negativen Auswirkungen auf die Individuen- und Biomassendichte der Regenwürmer. Das Gegenteil ist im offenen Bestand der Fall. Dort wirkt sich die Präsenz von Huftieren verstärkend auf die positiven Effekte der Kronenöffnung bezogen auf die Regenwurmabundanz und -biomassendichte aus. Die Untersuchung zeigt, wie Regenwürmer mit ihrem Ökosystem interagieren und welche Umweltfaktoren ihre Population entscheidend beeinflussen. Diese Zusammenhänge zu verstehen ist gerade in einer Zeit, in der die Auswirkungen des Klimawandels eminent zunehmen, von großer Bedeutung.

6 Bibliografie

A'Bear, A.D., Johnson, S.N., Jones, T.H., 2014. Putting the 'upstairs–downstairs' into ecosystem service: What can aboveground–belowground ecology tell us? Biol. Control 75, 97–107. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.10.004

Andriuzzi, W.S., Pulleman, M.M., Schmidt, O., Faber, J.H., Brussaard, L., 2015. Anecic earthworms (Lumbricus terrestris) alleviate negative effects of extreme rainfall events on soil and plants in field mesocosms. Plant Soil 397, 103–113. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2604-4

Arend, M., Link, R.M., Patthey, R., Hoch, G., Schuldt, B., Kahmen, A., 2021. Rapid hydraulic collapse as cause of drought-induced mortality in conifers. Proc. Natl. Acad. Sci. 118, e2025251118. https://doi.org/10.1073/pnas.2025251118

Arnone, J.A., Zaller, J.G., Hofer, G., Schmid, B., Körner, C., 2013a. Loss of plant biodiversity eliminates stimulatory effect of elevated CO2 on earthworm activity in grasslands. Oecologia 171, 613–622. https://doi.org/10.1007/s00442-012-2585-4

Bajcz, A.W., Johnston, M.R., Boswell, E.P., Balster, N.J., 2018. Earthworm densities correlate with aboveground plant biomass and vegetation type across residential properties in Madison, Wisconsin, USA. Pedobiologia 69, 41–44. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2018.05.001

Bardgett, R.D., Wardle, D.A., 2003. HERBIVORE-MEDIATED LINKAGES BETWEEN ABOVEGROUND AND BELOWGROUND COMMUNITIES. Ecology 84, 2258–2268. https://doi.org/10.1890/02-0274

Bayley, M., Overgaard, J., Høj, A.S., Malmendal, A., Nielsen, N.C., Holmstrup, M., Wang, T., 2010. Metabolic Changes during Estivation in the Common Earthworm *Aporrectodea caliginosa*. Physiol. Biochem. Zool. 83, 541–550. https://doi.org/10.1086/651459

Bennour, S.A., Nair, G.A., 1997. Density, biomassand vertical distribution of Aporrectodeacaliginosa(Savigny1826) (Oligochaeta, Lumbricidae)in Benghazi, Libya.

Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B.G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J., Lõhmus, A., Macdonald, E., 2018. Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: effects on vegetation and invertebrates. A systematic review. Environ. Evid. 7, 13. https://doi.org/10.1186/s13750-018-0125-3

Boulanger, V., Dupouey, J., Archaux, F., Badeau, V., Baltzinger, C., Chevalier, R., Corcket, E., Dumas, Y., Forgeard, F., Mårell, A., Montpied, P., Paillet, Y., Picard, J., Saïd, S., Ulrich, E., 2018. Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. Glob. Change Biol. 24. https://doi.org/10.1111/gcb.13899

Brockerhoff, E.G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D.I., Gardiner, B., González-Olabarria, J.R., Lyver, P.O., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I.D., Van Der Plas, F., Jactel, H., 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. Biodivers. Conserv. 26, 3005–3035. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2

Byers, J.E., Cuddington, K., Jones, C.G., Talley, T.S., Hastings, A., Lambrinos, J.G., Crooks, J.A., Wilson, W.G., 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. Trends Ecol. Evol. 21, 493–500. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.06.002

Cai, W., Cowan, T., Briggs, P., Raupach, M., 2009. Rising temperature depletes soil moisture and exacerbates severe drought conditions across southeast Australia. Geophys. Res. Lett. 36, 2009GL040334. https://doi.org/10.1029/2009GL040334

Chuang, S.-C., Lai, W.-S., Chen, J.-H., 2006. Influence of ultraviolet radiation on selected physiological responses of earthworms. J. Exp. Biol. 209, 4304–4312. https://doi.org/10.1242/jeb.02521

Cope, C.G., Burns, J.H., 2019. Effects of native deer on invasive earthworms depend on earthworm functional feeding group and correlate with earthworm body size. For. Ecol. Manag. 435, 180–186. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.003

Csuzdi, C., 2012. Earthworm species, a searchable database.

Dale, V.H., Joyce, L.A., Mcnulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J., Michael Wotton, B., 2001. Climate Change and Forest Disturbances. BioScience 51, 723. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2

Dávalos, A., Simpson, E., Nuzzo, V., Blossey, B., 2015. Non-consumptive Effects of Native Deer on Introduced Earthworm Abundance. Ecosystems 18, 1029–1042. https://doi.org/10.1007/s10021-015-9881-x

Deng, L., Wang, K., Li, J., Zhao, G., Shangguan, Z., 2016. Effect of soil moisture and atmospheric humidity on both plant productivity and diversity of native grasslands across the Loess Plateau, China. Ecol. Eng. 94, 525–531. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.048

Dobson, A., Blossey, B., 2015. Earthworm invasion, white-tailed deer and seedling establishment in deciduous forests of north-eastern N orth A merica. J. Ecol. 103, 153–164. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12350

Dorow, W.H.O., 2020. Waldbindung ausgewählter Tiergruppen DEutschlands. Lumbricidae ● Araneae ● Opiliones ● Pseudoscorpiones ● Heteroptera ● Coleoptera ● Aculeata ● Macrolepidoptera ● Aves., 544th ed. Bundesamt für Naturschutz, DE.

Drexhage, M., Colin, F., 2003. Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings. Ann. For. Sci. 60, 173–178. https://doi.org/10.1051/forest:2003010

Edwards, C.A., Arancon, N.Q., 2022. Biology and Ecology of Earthworms. Springer US, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-0-387-74943-3

Eisenhauer, N., 2010. The action of an animal ecosystem engineer: Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods. Pedobiologia 53, 343–352. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2010.04.003

Erktan, A., Or, D., Scheu, S., 2020. The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. Soil Biol. Biochem. 148, 107876. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107876

Forey, E., Barot, S., Decaëns, T., Langlois, E., Laossi, K.-R., Margerie, P., Scheu, S., Eisenhauer, N., 2011. Importance of earthworm–seed interactions for the composition and structure of plant communities: A review. Acta Oecologica 37, 594–603. https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.001

Forrester, J.A., Lorimer, C.G., Dyer, J.H., Gower, S.T., Mladenoff, D.J., 2014. Response of tree regeneration to experimental gap creation and deer herbivory in north temperate forests. For. Ecol. Manag. 329, 137–147. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.025

Ganault, P., Nahmani, J., Hättenschwiler, S., Gillespie, L.M., David, J.-F., Henneron, L., Iorio, E., Mazzia, C., Muys, B., Pasquet, A., Prada-Salcedo, L.D., Wambsganss, J., Decaëns, T., 2021. Relative importance of tree species richness, tree functional type, and microenvironment for soil macrofauna communities in European forests. Oecologia 196, 455–468. https://doi.org/10.1007/s00442-021-04931-w

Gass, T.M., Binkley, D., 2011. Soil nutrient losses in an altered ecosystem are associated with native ungulate grazing: Soil nutrient losses with ungulate grazing. J. Appl. Ecol. 48, 952–960. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01996.x

Gazol, A., Camarero, J.J., Sánchez-Salguero, R., Zavala, M.A., Serra-Maluquer, X., Gutiérrez, E., De Luis, M., Sangüesa-Barreda, G., Novak, K., Rozas, V., Tíscar, P.A., Linares, J.C., Martínez Del Castillo, E., Ribas, M., García-González, I., Silla, F., Camison, Á., Génova, M., Olano, J.M., Hereş, A., Yuste, J.C., Longares, L.A., Hevia, A., Galván, J.D., Ruiz-Benito, P., 2022. Tree growth response to drought partially explains regional-scale growth and mortality patterns in Iberian forests. Ecol. Appl. 32, e2589. https://doi.org/10.1002/eap.2589

Hobbs, N.T., 1996. Modification of Ecosystems by Ungulates. J. Wildl. Manag. 60, 695. https://doi.org/10.2307/3802368

Jiménez, J.J., Moreno, A.G., Decaëns, T., Lavelle, P., Fisher, M.J., Thomas, R.J., 1998. Earthworm communities in native savannas and man-made pastures of the Eastern Plains of Colombia. Biol. Fertil. Soils 28, 101–110. https://doi.org/10.1007/s003740050469

Karberg, N.J., Lilleskov, E.A., 2009. White-tailed deer (Odocoileus virginianus) fecal pellet decomposition is accelerated by the invasive earthworm Lumbricus terrestris. Biol. Invasions 11, 761–767. https://doi.org/10.1007/s10530-008-9290-6

Kern, C.C., Montgomery, R.A., Reich, P.B., Strong, T.F., 2013. Canopy gap size influences niche partitioning of the ground-layer plant community in a northern temperate forest. J. Plant Ecol. 6, 101–112. https://doi.org/10.1093/jpe/rts016

Khan, M.A.Q., Ahmed, S.A., Salazar, A., Gurumendi, J., Khan, A., Vargas, M., Von Catalin, B., 2007. Effect of temperature on heavy metal toxicity to earthworm *Lumbricus terrestris* (Annelida: Oligochaeta). Environ. Toxicol. 22, 487–494. https://doi.org/10.1002/tox.20288

Kretzschmar, A., Bruchou, C., 1991. Weight response to the soil water potential of the earthworm Aporrectodea longa. Biol. Fertil. Soils 12, 209–212. https://doi.org/10.1007/BF00337204

Mariotte, P., Le Bayon, R.-C., Eisenhauer, N., Guenat, C., Buttler, A., 2016. Subordinate plant species moderate drought effects on earthworm communities in grasslands. Soil Biol. Biochem. 96, 119–127. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.01.020

Martin, J.-L., Stockton, S.A., Allombert, S., Gaston, A.J., 2010. Top-down and bottom-up consequences of unchecked ungulate browsing on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer introduction. Biol. Invasions 12, 353–371. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9628-8

McDowell, N.G., Sapes, G., Pivovaroff, A., Adams, H.D., Allen, C.D., Anderegg, W.R.L., Arend, M., Breshears, D.D., Brodribb, T., Choat, B., Cochard, H., De Cáceres, M., De Kauwe, M.G., Grossiord, C., Hammond, W.M., Hartmann, H., Hoch, G., Kahmen, A., Klein, T., Mackay, D.S., Mantova, M., Martínez-Vilalta, J., Medlyn, B.E., Mencuccini, M., Nardini, A., Oliveira, R.S., Sala, A., Tissue, D.T., Torres-Ruiz, J.M., Trowbridge, A.M., Trugman, A.T., Wiley, E., Xu, C., 2022. Mechanisms of woody-plant mortality under rising drought, CO2 and vapour pressure deficit. Nat. Rev. Earth Environ. 3, 294–308. https://doi.org/10.1038/s43017-022-00272-1

Meinig, H., Boye, P., Dähne, M., Hutterer, R., Lang, J., 2020. Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands, Rote Liste und Gesamtartenliste. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

Milleret, R., Le Bayon, R.-C., Gobat, J.-M., 2009. Root, mycorrhiza and earthworm interactions: their effects on soil structuring processes, plant and soil nutrient concentration and plant biomass. Plant Soil 316, 1–12. https://doi.org/10.1007/s11104-008-9753-7

Nachtergale, L., Ghekiere, K., De Schrijver, A., Muys, B., Luyssaert, S., Lust, N., 2002. Earthworm biomass and species diversity in windthrow sites of a temperate lowland forest. Pedobiologia 46, 440–451. https://doi.org/10.1078/0031-4056-00151

Neumann, M., Mues, V., Moreno, A., Hasenauer, H., Seidl, R., 2017. Climate variability drives recent tree mortality in Europe. Glob. Change Biol. 23, 4788–4797. https://doi.org/10.1111/gcb.13724

Parmelee, R.W., Crossley, D.A., 1988. Earthworm production and role in the nitrogen cycle of a no-tillage agroecosystem on the Georgia Piedmont. Pedobiologia 32, 353–359. https://doi.org/10.1016/S0031-4056(23)00251-2

Perreault, J.M., Whalen, J.K., 2006. Earthworm burrowing in laboratory microcosms as influenced by soil temperature and moisture. Pedobiologia 50, 397–403. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.07.003

Phillips, H.R.P., Guerra, C.A., Bartz, M.L.C., Briones, M.J.I., Brown, G., Crowther, T.W., Ferlian, O., Gongalsky, K.B., Krebs, J., Orgiazzi, A., Routh, D., Schwarz, B., Bach, E.M., Bennett, J., Brose, U., Decaëns, T., König-Ries, B., Loreau, M., Mathieu, J., Mulder, C., Rillig, M.C., Russell, D., Rutgers, M., Thakur, M.P., de Vries, F.T., Wall, D.H., Wardle, D.A., Arai, M., Ayuke, F.O., Baker, G.H., Beauséjour, R., Bedano, J.C., Birkhofer, K., Blanchart, E., Blossey, B., Bolger, T., Bradley, R.L., Callaham, M.A., Capowiez, Y., Caulfield, M.E., Choi, A., Crotty, F.V., Dávalos, A., Cosin, D.J.D., Dominguez, A., Duhour, A.E., van Eekeren, N., Emmerling, C., Falco, L.B., Fernández, R., Fonte, S.J., Fragoso, C., Franco, A.L.C., Fugère, M., Fusilero, A.T., Gholami, S., Gundale, M.J., López, M.G., Hackenberger, D.K., Hernández, L.M., Hishi, T., Holdsworth, A.R., Holmstrup, M., Hopfensperger, K.N., Lwanga, E.H., Huhta, V., Hurisso, T.T., Iii, B.V.I., Iordache, M., Joschko, M., Kaneko, N., Kanianska, R., Keith, A.M., Kelly, C.A., Kernecker, M.L., Klaminder, J., Koné, A.W., Kooch, Y., Kukkonen, S.T., Lalthanzara, H., Lammel, D.R., Lebedev, I.M., Li, Y., Lidon, J.B.J., Lincoln, N.K., Loss, S.R., Marichal, R., Matula, R., Moos, J.H., Moreno, G., Morón-Ríos, A., Muys, B., Neirynck, J., Norgrove, L., Novo, M., Nuutinen, V., Nuzzo, V., 2019. Global distribution of earthworm diversity.

Piotrowska, K., Connolly, J., Finn, J., Black, A., Bolger, T., 2013. Evenness and plant species identity affect earthworm diversity and community structure in grassland soils. Soil Biol. Biochem. 57, 713–719. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.016

Pižl, V., 1992. Effect of soil compaction on earthworms (lumbricidae) in apple orchard soil. Soil Biol. Biochem. 24, 1573–1575. https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90152-N

Plum, N.M., Filser, J., 2005. Floods and drought: Response of earthworms and potworms (Oligochaeta: Lumbricidae, Enchytraeidae) to hydrological extremes in wet grassland. Pedobiologia 49, 443–453. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.05.004

Presley, M.L., McElroy, T.C., Diehl, W.J., 1996. Soil moisture and temperature interact to affect growth, survivorship, fecundity, and fitness in the earthworm Eisenia fetida. Comp. Biochem. Physiol. A Physiol. 114, 319–326. https://doi.org/10.1016/0300-9629(96)00017-5

Reed, S.P., Bronson, D.R., Forrester, J.A., Prudent, L.M., Yang, A.M., Yantes, A.M., Reich, P.B., Frelich, L.E., 2023. Linked disturbance in the temperate forest: Earthworms, deer, and canopy gaps. Ecology 104, e4040. https://doi.org/10.1002/ecy.4040

Reinecke, A.J., Kriel, J.R., 1981. Influence of temperature on the reproduction of the earthworm *Eisenia foetida* (Oligochaeta). South Afr. J. Zool. 16, 96–100. https://doi.org/10.1080/02541858.1981.11447740

Ritter, E., Dalsgaard, L., Einhorn, K.S., 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. For. Ecol. Manag. 206, 15–33. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.011

Rooney, T.P., Waller, D.M., 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. For. Ecol. Manag. 181, 165–176. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00130-0

Ruan, H., Li, Y., Zou, X., 2005. Soil communities and plant litter decomposition as influenced by forest debris: Variation across tropical riparian and upland sites. Pedobiologia 49, 529–538. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.08.001

Sabo, A.E., Frerker, K.L., Waller, D.M., Kruger, E.L., 2017. Deer-mediated changes in environment compound the direct impacts of herbivory on understorey plant communities. J. Ecol. 105, 1386–1398. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12748

Saroja, K., 1964. Oxygen consumption of the worm Octochaetona serrata as a function of size and temperature in aquatic and aerial media. Comp. Biochem. Physiol. 12, 47–53. https://doi.org/10.1016/0010-406X(64)90047-7

Scheu, S., 2003. Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives. Pedobiologia 47, 846–856. https://doi.org/10.1078/0031-4056-00270

Scheunemann, N., Russell, D.J., 2023. Hydrological regime and forest development have indirect effects on soil fauna feeding activity in Central European hardwood floodplain forests. Nat. Conserv. 53, 257–278. https://doi.org/10.3897/natureconservation.53.106260

Shelton, A.L., Henning, J.A., Schultz, P., Clay, K., 2014. Effects of abundant white-tailed deer on vegetation, animals, mycorrhizal fungi, and soils. For. Ecol. Manag. 320, 39–49. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.026

Shuster, W.D., Subler, S., McCoy, E.L., 2002. The influence of earthworm community structure on the distribution and movement of solutes in a chisel-tilled soil. Appl. Soil Ecol. 21, 159–167. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00063-X

Siddiky, R.K., 2011. Soil biota interactions and soil aggregation.

Singh, J., Schädler, M., Demetrio, W., Brown, G.G., Eisenhauer, N., 2020. Climate change effects on earthworms - a review. https://doi.org/10.25674/SO91ISS3PP114

Suárez, E.R., Fahey, T.J., Yavitt, J.B., Groffman, P.M., Bohlen, P.J., 2006. Patterns Of Litter Disappearance In A Northern Hardwood Forest Invaded By Exotic Earthworms. Ecol. Appl. 16, 154–165. https://doi.org/10.1890/04-0788

Thomas, , V. Shanthi Prabha2, , Vijo Thomas Kurien1, , A.P. Thomas2, 2020. The potential of earthworms in soil carbon storage: a review. Environ. Exp. Biol. 18. https://doi.org/10.22364/eeb.18.06

Tondoh, J.E., 2006. Seasonal changes in earthworm diversity and community structure in Central Côte d'Ivoire. Eur. J. Soil Biol. 42, S334–S340. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.09.003

Vos, M., Wolf, A.B., Jennings, S.J., Kowalchuk, G.A., 2013. Micro-scale determinants of bacterial diversity in soil. FEMS Microbiol. Rev. 37, 936–954. https://doi.org/10.1111/1574-6976.12023

Wall, D.H., Nielsen, U.N., Six, J., 2015. Soil biodiversity and human health. Nature 528, 69–76. https://doi.org/10.1038/nature15744

Walthert, L., Ganthaler, A., Mayr, S., Saurer, M., Waldner, P., Walser, M., Zweifel, R., Von Arx, G., 2021. From the comfort zone to crown dieback: Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. Sci. Total Environ. 753, 141792. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141792

Wirth, C., Bruelheide, H., Farwig, N., Maylin Marx, J., 2024a. Faktencheck Artenvielfalt. oekom Verlag. https://doi.org/10.14512/9783987263361

Yang, J., Schrader, S., Tebbe, C.C., 2024. Legacy effects of earthworms on soil microbial abundance, diversity, and community dynamics. Soil Biol. Biochem. 190, 109294. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109294

N.d. URL file:///C:/Users/jonas/OneDrive/Desktop/Zula/Regenwuermer%20Statistik/Input/L%C3%A4nderdaten%20-%20Die%20Welt%20in%20Zahlen_files/ (accessed 2.02.25).

7 Eigenständigkeitserklärung

Eigenständigkeitserklärung gem. § 29 Abs.6 LPO I

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Hausarbeit von mir selbstständig verfasst wurde und dass keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt wurden. Die Stellen der Arbeit, die anderen Werken dem Wortlaut oder Sinn nach entnommen sind, sind in jedem einzelnen Fall unter Angabe der Quelle als Entlehnung kenntlich gemacht.

Diese Erklärung erstreckt sich auch auf etwa in der Arbeit enthaltene Zeichnungen, Kartenskizzen und bildliche Darstellungen.

Würzburg, 25.04.2025 — Reinhardt

Ort, Datum — Unterschrift