

Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der DBG, Kommission III

Titel der Tagung: Erd-reich und Boden-Landschaften, DBG/BGS, 24.-29. August 2019, Bern

Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation <http://www.dbges.de>)

Landschaftspflege und Sukzession auf der Schwäbischen Alb 1975 bis heute. Vergleich der Regenwurmzönosen zweier Grünlandstandorte

Mariam El Hourani¹, Hans-Jörg Brauckmann¹, Gabriele Broll¹

Zusammenfassung

Regenwürmer werden sowohl durch eine Intensivierung bzw. Extensivierung der Landnutzung als auch durch eine Nutzungsaufgabe beeinflusst. Das Ziel dieser Untersuchung war daher ein Vergleich der Regenwurmzönosen zwischen Parzellen mit aufgegebenener Nutzung (natürliche Sukzession) und extensiv gepflegten Parzellen (Mulchen, Mähen, Beweidung) an zwei Grünlandstandorten (Hepsisau, St. Johann) auf der Schwäbischen Alb. Die „Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg“ bieten für Studien dieser Art eine optimale Plattform. Die Regenwürmer wurden mit einer Kombination aus Elektrofing und Handauslese im Frühjahr 2018 gefangen. Nach 44 Jahren Versuchsdauer ist in den Regenwurmzönosen der Einfluss von Pflegemaßnahmen bzw. Sukzession auf Abundanz und Biomasse erkennbar. An beiden Standorten sind Abundanz und

Biomasse in den Sukzessionsparzellen signifikant niedriger als in den jeweiligen Mulchparzellen. Auf der Versuchsfäche Hepsisau (HE) konnten keine Unterschiede in Abundanz und Biomasse zwischen den gepflegten Parzellen festgestellt werden. Auf der Versuchsfäche St. Johann (SJ) wurden die höchste Abundanz und die höchste Biomasse in der Mulchparzelle gefunden. Abundanz und Biomasse der Mahdparzelle entsprachen in etwa denen der Sukzessionsparzelle. Die niedrigsten Werte wurden in der beweideten Parzelle festgestellt.

Schlüsselwörter: Regenwürmer, Grünland, Sukzession, extensive Landnutzung, Südwestdeutschland, Landschaftspflege

Einleitung

Regenwürmer werden sowohl durch die Landnutzung als auch durch eine Nutzungsaufgabe beeinflusst (Poostma-Blaauw et al. 2012, Spurgeon et al. 2013). Tsiafouli et al. (2015) konnten einen negativen Effekt von intensiver Landnutzung auf Regenwürmer, Collembolen und Oribatiden nachweisen. Andererseits wurde ein positiver Effekt auf die Abundanz von Bodenorganismen durch extensive Landnutzung festgestellt (Postma-Blaauw et al. 2012, Spurgeon et al. 2013). Die Reaktion von Bodenorganismen auf eine veränderte Umwelt ist in der Bodenökologie seit langem ein hochaktuelles Thema (Eisenhauer et al. 2017). Daher wurde in diesem Projekt der langjährige Einfluss von den Grünlandpflegemaßnahmen Mulchen, Mahd und Beweidung sowie von der natürlichen Sukzession auf die Regenwurmpopulation an zwei Standorten (Hepsisau (HE) und St. Johann (SJ)) auf der Schwäbischen Alb untersucht.

¹ Universität Osnabrück, Institut für Geographie, AG Agrarökologie und Bodenforschung, Seminarstraße 19a/b, 49074 Osnabrück
mariam.elhourani@uni-osnabrueck.de

Untersuchungsgebiet

Die Versuchsflächen HE und SJ sind Teil der „Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg“, ein Langzeitprojekt, das seit 1975 besteht. Mit Versuchsbeginn wurden die Versuchsflächen eingezäunt und in nebeneinander liegende Parzellen eingeteilt. Die Parzellen werden seitdem durchgehend gepflegt (Mulchen, Mähen, Beweidung). Zusätzlich wurde jeweils eine Parzelle eingerichtet, die der natürlichen Sukzession überlassen wurde (Tab. 1).

Die Böden beider Standorte haben sich aus kalkhaltigem Gestein entwickelt. Die Versuchsfläche HE wird durch tief durchwurzelbare Pelosole charakterisiert, während sich auf der Versuchsfläche SJ Rendzinen gebildet haben. Die pH-Werte im Oberboden beider Versuchsflächen bewegen sich im schwach sauren bis neutralen Bereich (0-8 cm Tiefe). Das C/N-Verhältnis im Oberboden ist mit 14 in SJ etwas weiter als in HE mit 11 (Schreiber et al. 2013). Im Laufe der 44-jährigen Versuchsdauer sind diese beiden chemischen Parameter weitgehend stabil geblieben (Freisinger 2009, Broll et al. 2013).

Vor Beginn des Projekts wurden die Versuchsflächen als extensive Weiden genutzt. Während sich in den gepflegten Parzellen die ursprünglichen Grünlandgesellschaften erhalten haben (HE: *Alchemillo-Arrhenatheretum typicum*, SJ: *Gentiano-Koelerietum*), hat sich die Vegetation in den Sukzessionsparzellen deutlich verändert. In HE hat sich ein Eschen-Ahorn-Wald mit geschlossenem Kronendach gebildet. Die Krautschicht bedeckt nur ca. 10 % des Waldbodens. In SJ haben sich einzelne Gehölze, hauptsächlich Waldkiefern (*Pinus sylvestris*), Eschen (*Fraxinus excelsior*), Fichten (*Picea abies*), Ahorn (*Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Linden (*Tilia cordata*), entwickelt. In SJ ist die

Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) mit 100 % Deckung in der gesamten Sukzessionsparzelle vorhanden (Schreiber et al. 2013).

Material und Methoden

Pro Standort wurden im Mai 2018 je drei Parzellen mit extensiven Grünlandpflegemaßnahmen sowie eine Sukzessionsparzelle untersucht (Tab. 1).

Tab. 1: In Hepsisau und St. Johann untersuchte Parzellen.

x = untersucht, - = nicht untersucht.

Parzelle	Kürzel	Hepsisau	St. Johann
Ungestörte Sukzession	US	x	x
Extensive Beweidung mit Schafen	BW	x	x
Mulchen 2x jährlich	2M	x	x
Mähen mit Abräumen 1x jährlich	1MA	-	x
Mähen mit Abräumen 2x jährlich	2MA	x	-

Für die Probenahme der Regenwürmer wurden im Frühjahr 2018 pro Parzelle 12 Extraktionen mit der Oktett-Methode nach Thielemann (1986) auf einer Fangfläche von 1/5 m² bzw. 1/8 m² durchgeführt. Auf der vorher mit Elektrofang extrahierten Fläche ist anschließend ein Spatenstich (1/30 m²) genommen und per Hand ausgelesen worden. Die Regenwürmer wurden in 70 %igem Alkohol gelagert. Adulte Tiere wurden nach Sims & Gerard (1999) und Csuzdi & Zicsi (2003) bis zur Art bestimmt. Juvenile Tiere sind mindestens bis zur Lebensform (epigäisch, anezisch, endogäisch nach Bouché (1977)) bestimmt worden, sonst bis zur Gattungsgruppe (z.B. *Lumbricus spec.*). Die Nomenklatur folgt Lehmitz et al. (2014). Für jeden Regenwurm wurde die Alkohol-Frischmasse [g] bestimmt. Für die Bestimmung von Abundanz [Individuen m⁻²] und Biomasse [g m⁻²] wurden die Werte aus Elektrofang und Handauslese auf einen Quadratmeter hochgerechnet und addiert. Die statistische Auswertung erfolgte mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's post-hoc Test mit R und RStudio.

Ergebnisse

Es wurden insgesamt neun Regenwurmarten nachgewiesen (Tab. 2), wovon alle neun in HE gefunden werden konnten. In SJ konnten sechs Arten nachgewiesen werden. Die Arten setzen sich aus drei epigäischen, einer anezischen und fünf endogäischen Arten zusammen.

Tab. 2: Artenzusammensetzung an den Standorten Hepsisau und St. Johann differenziert nach Parzelle.

- = Art nachgewiesen
- = kein Artnachweis
- j = juvenile *L. terrestris*

Standort	Lebensformtyp	Hepsisau				St. Johann			
		2M	2MA	BW	US	2M	1MA	BW	US
<i>D. octaedra</i>	epi	•	•	-	-	-	-	-	-
<i>L. castaneus</i>	epi	•	•	-	-	-	-	-	-
<i>L. rubellus</i>	epi	•	•	•	•	•	•	-	-
<i>L. terrestris</i>	ane	-	-	•	-	j	-	-	-
<i>A. caliginosa</i>	end	•	•	•	•	•	•	-	-
<i>A. rosea</i>	end	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>M. minuscula</i>	end	•	•	•	•	-	-	-	-
<i>O. cyaneum</i>	end	•	•	-	-	-	-	-	-
<i>O. tyrtaeum</i>	end	•	•	•	•	•	•	-	•
Gesamt		8	8	7	6	6	5	0	4

Die Arten *Lumbricus castaneus*, *Aporrectodea rosea* und *Octolasion tyrtaeum* kommen, mit Ausnahme der beweideten Parzelle in SJ, in allen Parzellen vor. Auch *L. rubellus* und *A. caliginosa* kommen häufig vor (je sechs Parzellen). *O. cyaneum* konnte nur in der gemähten und in der gemulchten Parzelle in HE nachgewiesen werden. *Murchieona minuscula* wurde ebenfalls nur in der Versuchsfläche HE gefunden. Sie kam jedoch in allen vier Parzellen vor.

Auf der Versuchsfläche HE zeigen die gemulchte und die gemähte Parzelle die gleiche Artenzusammensetzung. An beiden Standorten finden sich die höchsten Artenzahlen in den gemulchten Parzellen, wohingegen in den Sukzessionsparzellen niedrigere Artenzahlen nachgewiesen wurden. Auffällig ist die besonders niedrige Artenzahl (0) in der beweideten Parzelle in St. Johann, wo nur juvenile endogäische Regenwürmer gefunden wurden. Adulte *L. terrestris* kommen nur in der beweideten Parzelle in HE vor. Juvenile dieser Art

konnten ebenfalls in der gemulchten Parzelle in SJ nachgewiesen werden.

Die Gesamtabundanz und -biomasse der gepflegten Parzellen sind in HE insgesamt höher als in SJ. Abundanz und Biomasse der Regenwürmer in den Sukzessionsparzellen nehmen ähnliche Werte an (Abb. 1, Tab. 3).

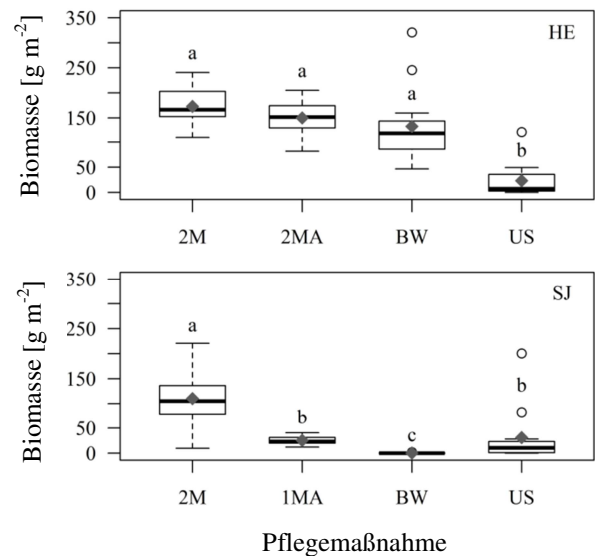


Abb. 1: Gesamtbio­masse [g m^{-2}] der Regenwürmer in Hepsisau (HE) und St. Johann (SJ).
 2M = Mulchen 2x jährlich,
 2MA = Mähen mit Abräumen 2x jährlich
 1MA = Mähen mit Abräumen 1x jährlich
 BW = extensive Beweidung
 US = ungestörte Sukzession
 Box = Interquartilabstand
 Schwarze breite Linie = Median
 Raute = Mittelwert
 Kreise = Extremwerte
 Buchstabe = unterschiedliche Buchstaben bezeichnen unterschiedliche Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests

In HE konnten keine signifikanten Unterschiede in Abundanz und Biomasse der Regenwürmer zwischen den unterschiedlich gepflegten Parzellen (2M, 2MA, BW) festgestellt werden. Im Unterschied dazu wurden in der Sukzessionsparzelle (US) signifikant niedrigere Regenwurm­biomassen und Regenwurmabundanzen gefunden.

Tab. 3: Median, Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Gesamtabundanz der Regenwürmer [Ind. m⁻²] in Hepsisau (HE) und St. Johann (SJ).

2M = Mulchen 2x jährlich

2MA = Mähen mit Abräumen 2x jährlich

1MA = Mähen mit Abräumen 1x jährlich

BW = extensive Beweidung

US = ungestörte Sukzession

Parzelle	Abundanz [Ind. m ⁻²]	
	Median	MW + SD
Hepsisau		
2M	786	700 ± 225
2MA	510	558 ± 223
BW	638	537 ± 247
US	40	47 ± 33
St. Johann		
2M	220	251 ± 122
1MA	68	87 ± 43
BW	0	5 ± 12
US	45	57 ± 72

Anders verhält es sich in SJ. Hier zeigt die gemulchte Parzelle eine signifikant höhere Abundanz und Biomasse als die gemähte, die beweidete und die Sukzessionsparzelle. In der beweideten Parzelle sind Abundanz und Biomasse im Vergleich zur gemulchten, gemähten und Sukzessionsparzelle signifikant niedriger. Zwischen der gemähten Parzelle und der Sukzessionsparzelle bestehen keine Unterschiede. Sowohl in HE als auch in SJ machen juvenile Regenwürmer in allen Parzellen mit Ausnahme der beweideten Parzelle in SJ (100 %) mehr als 50 % der Abundanz aus (57-74 %). Die Anteile juveniler Tiere an der Biomasse sind mit 22-47 % deutlich geringer als bei der Abundanz.

Diskussion

Nach 44 Jahren Projektdauer ist der Einfluss von Grünlandmanagement und Sukzession in der Biomasse und Abundanz der Regenwürmer erkennbar. Die durchschnittliche Regenwurmbiomasse in Südwestdeutschland für Grünlandböden beträgt nach Ehrmann (2012) etwa 128 g m⁻². Die in HE gefundenen Biomassen der gepflegten Parzellen liegen etwas über dem Durchschnitt für Baden-Württemberg. Verglichen mit Regenwurm-

biomassen von vergleichbaren Wirtschafts-Grünlandstandorten des Schweizer Mittel-landes (130 – 515 g m⁻²) (Stähli et al. 1997), liegen die Biomassen der beiden Versuchsstandorte mit 0-173 g m⁻² vergleichsweise niedrig. Die niedrigen Regenwurmbiomassen unterstreichen den Charakter der Versuchsstandorte als Grenzertragsstandorte. Die Biomassen der Regenwürmer beider Sukzessionsparzellen liegen unter dem Durchschnitt von 49 g m⁻² für Waldböden in Baden-Württemberg (Ehrmann 2012). Im Vergleich zu Untersuchungen nach 23 Jahren Projektlaufzeit (Brauckmann 2002), war die Regenwurmbiomasse in HE auf ein Viertel, die Regenwurmbiomasse in SJ auf ein Drittel der damals festgestellten Werte gesunken. Diese Entwicklung ist in der Sukzessionsparzelle in HE wahrscheinlich auf die fortgeschrittene Beweidung mit Kronenschluss und den Ausfall der Krautschicht zurückzuführen. In SJ trägt die geringe Streuqualität, vor allem der *B. pinnatum* dominierten Teile der Sukzessionsparzelle, sicherlich zu den niedrigen Regenwurmbiomassen bei. Für die Abundanz gibt Ehrmann (2012) Werte von ca. 390 Individuen m⁻² für Grünlandböden und ca. 170 Individuen m⁻² für Waldböden an. In den gepflegten Parzellen in HE liegen die Abundanzen der Regenwürmer (537-700 Individuen m⁻²) deutlich höher, was auf die hohen Anteile juveniler Tiere zurückzuführen ist. Im Vergleich der gepflegten Parzellen mit der Sukzessionsparzelle in HE zeigt sich, dass Abundanz und Biomasse der Regenwürmer unter Wald deutlich niedriger sind als in den Grünlandparzellen. Dies bestätigt die Tatsache, dass unter Wald häufig weniger Regenwürmer als im Grünland zu erwarten sind (Jänsch et al. 2013, Ehrmann 2015). Da sich die pH-Werte der Oberböden in den letzten Jahrzehnten kaum verändert haben, sind die niedrigen Regenwurm-

biomassen und –abundanzen eher auf die schlechtere Streuqualität durch die Vegetationsveränderung zurückzuführen (Satchell 1983, Decaëns et al. 1997, Curry & Schmidt 2007). Zwischen den einzelnen Managementmaßnahmen konnten keine Unterschiede in der Regenwurmbiomasse und -abundanz festgestellt werden.

Die Artenzahlen in SJ (sechs Arten) und HE (neun Arten) entsprechen denen von vergleichbaren Grünlandstandorten (Stähli et al. 1997, Ehrmann 2012). Die höheren Artenzahlen in HE sind möglicherweise auf den höheren Tongehalt des Bodens zurückzuführen, was mit Untersuchungen von Birkhofer et al. (2012) einhergeht. Die Artenzahlen der Grünlandparzellen mit Pflegemaßnahmen in HE (8,8,7) sind etwas höher als die von Ehrmann (2012) für Grünlandböden in Baden-Württemberg festgestellte Artenzahl von fünf. In SJ sind die Artenzahlen der gemulchten und gemähten Parzelle (6 bzw. 5) mit diesem Wert vergleichbar. Ehrmann (2012) gibt für Waldböden eine durchschnittliche Artenzahl von vier Arten an. Mit sechs Arten liegt die Artenzahl in der Sukzessionsparzelle in HE leicht höher. Allgemein hängt die Artenzahl der Regenwürmer im Wald von der Art des Waldes und der Bodenreaktion ab (Graff 1983). Da die pH-Werte beider Versuchsfächen im neutralen bis schwach sauren Bereich liegen, werden die Regenwürmer an diesen Standorten nicht negativ durch den pH-Wert beeinflusst. In der Sukzessionsparzelle SJ liegt die Artenzahl mit vier etwas niedriger, was vermutlich auf die flachgründigen Böden zurückzuführen ist.

Die Artenzusammensetzung der gepflegten Parzellen entspricht weitgehend der Artenzusammensetzung vergleichbarer Grünlandstandorte in gemäßigttem Klima (Römbke et al. 2012, Jänsch et al. 2013, Ehrmann 2015). Keine der gefundenen Arten ist in ihrem Vorkommen aus-

schließlich auf Grünland- bzw. Waldstandorte begrenzt. Trotzdem kommen vor allem in Wäldern i.d.R. epigäische Arten häufiger vor als im Grünland, was auf die meist niedrigeren pH-Werte in Wäldern zurückzuführen ist (Römbke et al. 2012, Jänsch et al. 2013). Da sich die pH-Werte beider Sukzessionsparzellen in den letzten 44 Jahren kaum verändert haben, ist es nicht verwunderlich, dass epigäische Arten aus diesem Grund hier eine untergeordnete Rolle spielen. Da epigäisch lebende Regenwürmer sich jedoch von Streu ernähren und diese ihren Lebensraum darstellt, wäre jedoch zu erwarten gewesen, dass sie aufgrund dessen eine größere Rolle in den Sukzessionsparzellen spielen. Im Gegensatz dazu wurden die höchsten Abundanzen und Biomassen in den gemulchten Parzellen beider Standorte festgestellt. Dies ist vermutlich auf die bereits zerkleinerte und dadurch bekömmlichere Streu zurückzuführen. Eine Besonderheit der Versuchsfäche Hepsisau ist das Vorkommen der sehr kleinen endogäischen Art *M. minuscula*, die in Deutschland als sehr selten gilt (Lehmitz et al. 2014).

Schlussfolgerungen

Die langjährige Pflege oder Sukzession beeinflussen Abundanz und Biomasse der Regenwürmer. In HE führt die Waldentwicklung mit Kronenschluss und Ausfall der Krautschicht zu signifikant niedriger Abundanz und Biomasse in der Sukzessionsparzelle im Vergleich mit den gepflegten Parzellen. Abundanz und Biomasse sind in HE in allen gepflegten Parzellen (mulchen, mähen, beweiden) ähnlich hoch. In SJ unterscheiden sich Abundanz und Biomasse der gepflegten Parzellen. Hier sind Abundanz und Biomasse der Sukzessionsparzelle nur im Vergleich zu Abundanz und Biomasse der Mulchparzelle niedriger.

Die Artenzahlen der gepflegten Parzellen, mit Ausnahme der beweideten Parzelle in SJ, entsprechen denen der für Grünland typischen Werte in Deutschland. Die Artenzahlen der Regenwürmer in den Sukzessionsparzellen entsprechen ebenfalls typischen Werten für Wälder in Deutschland.

Referenzen

Birkhofer, K., Schöning, I., Alt, F., Herold, N., Klarner, B., Maraun, M., Marhan, S., Oelmann, Y., Wubet, T., Yurkov, A., Begerow, D., Berner, D., Buscot, F., Daniel, R., Diekötter, T., Ehnes, R. B., Erdmann, G., Fischer, C., Foessel, B., Groh, J., Gutknecht, J., Kandeler, E., Lang, C., Lohaus, G., Meyer, A., Nacke, H., Näther, A., Overmann, J., Polle, A., Pollierer, M. M., Scheu, S., Schloter, M., Schulze, E.-D., Schulze, W., Weinert, J., Weisser, W. W., Wolters, V., Schrumpf, M. (2012): General relationships between abiotic soil properties and soil biota across spatial scales and different land-use types. *PLoS ONE*, 7(8):e43292.

Brauckmann, H.-J. (2002): Regenwurmzönosen in südwestdeutschen Grünlandbrachen. Eine Sukzessionsstudie der ersten 20 Jahre. Dissertation. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster, 10.

Broll, G., Brauckmann, H.-J., Freisinger, U., Schreiber, K.-F. (2013): Bodenökologie und Nährstoffhaushalt. In: Schreiber, K.-F., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Krebs, S., Poschod, P. (Hrsg.): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. Heidelberg, Ubstadt-Weiher, Basel: Verlag Regionalkultur, 223-242. 2. ed.

Csuzdi, C. & Zicsi, A. (2003): Earthworms of Hungary. *Annelida. Oligochaeta, Lumbricidae. Pedozoologica hungarica*, 1.

Curry, J. P. & Schmidt, O. (2007): The feeding ecology of earthworms – A review. *Pedobiologia*, 50:463-477.

Decaëns, T., Dutoit, T., Alard, D. (1997): Earthworm community characteristics during afforestation of abandoned chalk grasslands (Upper Normandy, France). *European Journal of Soil Biology*, 33(1):1-11.

Ehrmann, O. (2012): Auswirkungen des Klimawandels auf die Regenwürmer Baden-Württembergs. Literaturstudie zur Bedeutung von Regenwürmern und den möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Arten und Populationen. LUBW Fachdokumente, Karlsruhe.

Ehrmann, O. (2015): Regenwürmer in den Böden Baden-Württembergs – Vorkommen, Gefährdung und Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau, 105:124-176.

Eisenhauer, N., Antunes, P. M., Bennett, A. E., Birkhofer, K., Bissett, A., Bowker, M. A., Caruso, T., Chen, B., Coleman, D. C., de Boer, W., de Ruiter, P., DeLuca, T. H., Frati, F., Griffiths, B. S., Hart, M. M., Hättenschwiler, S., Haimi, J., Heethoff, M., Kaneko, N., Kelly, L. C., Leinaas, H. P., Lindo, Z., Macdonald, C., Rillig, M. C., Ruess, L., Scheu, S., Schmidt, S., Seastedt, T. R., van Straalen, N. M., Tiunov, A. V., Zimmer, M., Powell, J. R. (2017): Priorities for research in soil ecology. *Pedobiologia*, 63:1-7.

Freisinger, U. (2009): Kohlenstoff- und Nährstoffdynamik von Grünlandökosystemen in Südwestdeutschland – Analyse und Modellierung von Boden und Phytomasse. Dissertation. Geo- und Agrarökologie Band 2, Vechta.

- Graff, O. (1983): Unsere Regenwürmer. Lexikon für Freunde der Bodenbiologie. Hannover: M. & H. Schaper.
- Jänsch, S., Steffens, L., Höfer, H., Horak, F., Roß-Nickoll, M., Russell, D., Toschki, A., Römbke, J. (2013): State of knowledge of earthworm communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment. *Soil Organisms*, 85(3):215-233.
- Lehmitz, R., Römbke, J., Jänsch, S., Krück, S., Beylich, A., Graefe, U. (2014): Checklist of earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae) from Germany. *Zootaxa*, 3866(2): 221-245.
- Oelmann, Y., Brauckmann, H.-J., Schreiber, K.-F., Broll, G. (2017): 40 years of succession or mulching of abandoned grassland affect phosphorus fractions in soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 237:66-74.
- Postma-Blaauw, M. B., de Goede, R. G. M., Bloem, J., Faber, J. H., Brussaard, L. (2012): Agricultural intensification and de-intensification differentially affect taxonomic diversity of predatory mites, earthworms, enchytraeids, nematodes and bacteria. *Applied Soil Ecology*, 57:39-49.
- Römbke, J., Blick, T., Doerow, W. (2012): Die Regenwürmer (Lumbricidae) des Naturwaldreservats Kinzigaue (Hessen). Untersuchungszeitraum 1999-2001. In: Buck, T., Dorow, W., Kopelke, J.-P. (Eds.): Kinzigaue. Zoologische Untersuchungen 1999-2001, Teil 1.
- Satchell, J. E. (1983): Earthworm ecology in forest soils. In: Satchell, J. E. (Ed.): *Earthworm Ecology. From Darwin to vermiculture*. London, New York: Chapman and Hall.
- Schreiber, K.-F., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Krebs, S., Poschlod, P. (2013): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. In: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Naturschutz – Spectrum Themen 97.
- Sims, R. W. & Gerard, B. M. (1999): *Earthworms: notes for the identification of British species*. Shrewsbury Field Studies Council, 2. rev. ed.
- Stähli, R., Suter, E., Cuendet, G. (1997): Die Regenwurm-Fauna von Dauergrünland des Schweizer Mittellandes. Schriftenreihe Umwelt, 291.
- Spurgeon, D. J., Keith, A. M., Schmidt, O., Lammertsma, D. R., Faber, J. H. (2013): Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. *BMC Ecology*, 13: 46-58.
- Thielemann, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. *Pedobiologia*, 29(4):296-302.
- Tsiafouli, M. A., Thébault, E., Sgardelis, S. P., de Ruiter, P. C., van der Putten, W. H., Birkhofer, K., Hemerik, L., de Vries, F. T., Bardgett, R. D., Brady, M. V., Bjornlund, L., Jørgensen, H. B., Christensen, S., Hertefeldt, T. D., Hotes, S., Gera Hol, W. H., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S. R., Setälä, H., Tzanopoulos, J., Uteseny, K., Pižl, V., Stary, J., Wolters, V., Hedlund, K. (2015): Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology*, 21(2):973-985.