

Voedselbeschikbaarheid voor dassen in relatie tot landgebruik

-een nieuwe basis onder compensatieberekeningen-

J.J. Schröder (Stichting Valouwe Natuur)



Voorwoord

Dassen zijn omnivoor maar hebben zo hun voorkeuren en eisen. Dat betekent dat niet ieder type landgebruik dezelfde waarde voor hen heeft. Er bestaat behoorlijk wat literatuur over de relatie tussen de beschikbaarheid van dassenvoer en landgebruik maar nog niet in de vorm van een synthese. Dit rapport doet een poging tot zo'n synthese om beter te kunnen berekenen hoe verloren leefgebied gecompenseerd moet worden. Een eerder concept legde ik voor aan Marc Moonen (Stichting Das & Boom), Ton Meijer (Stichting Dassenwerkgroep Utrecht-'t Gooi) en Jan Baars (Stichting Dassenwerkgroep Limburg). Ik bedank hen voor hun suggesties ter verbetering en verduidelijking.

Jaap Schröder, Stichting Valouwe Natuur

Inhoud

1.	Inleiding	1
2.	Dieet van dassen en landgebruik	1
3.	Literatuuroverzicht regenwormen	3
3.1	<i>Algemeen</i>	3
3.2	<i>Regenwormen in grasland</i>	4
3.3	<i>Bouwland versus grasland</i>	5
3.4	<i>Drijfmest versus vaste mest</i>	5
3.5	<i>Kunstmest versus drijfmest</i>	7
3.6	<i>Onbemest versus organisch bemest grasland</i>	8
3.7	<i>Onbemest versus met kunstmeststikstof bemest grasland</i>	9
3.8	<i>Bos en heide</i>	10
4.	Discussie	11
4.1	<i>Andere voedselbronnen</i>	11
4.2	<i>Zaad-, noot- en vruchtdragende bomen en struiken</i>	11
4.3	<i>Hagen</i>	11
4.4	<i>Aanleg van nieuw grasland</i>	12
4.5	<i>Grasklaver</i>	12
4.6	<i>Bouwplanbeoordeling</i>	13
4.7	<i>Wisselkoersen</i>	14
4.8	<i>Overeenkomst</i>	16
5.	Referenties	17

Samenvatting

Er bestaat een wettelijke plicht om verslechtering van dassen-leefgebied zoveel mogelijk te compenseren door wijzigingen van het landgebruik in het resterende foerageergebied. De achtergrond van de daarvoor beschikbare rekenregels in het interprovinciale Kennisdocument Das is echter niet gedocumenteerd en grof. Op grond van recente literatuur over het voedsel van dassen en de relaties tussen menselijk landgebruik en de voedselbeschikbaarheid voor dassen, wordt in dit rapport een voorstel gedaan om de rekenregels beter te kwantificeren. Hoe dan ook, dient verloren leefgebied bij voorkeur gecompenseerd te worden met een uitbreiding van goed bemest blijvend grasland dat regelmatig gemaaid of beweid wordt. Daarbij is bemesting met voldoende stalmest het meest geschikt en kan ook het aanplanten van hagen bijdragen aan de kwaliteit van het leefgebied van dassen.

1. Inleiding

Ingrepen in het leefgebied van dassen (*Meles meles* L.) kunnen het nodig maken om verslechterd of verloren leefgebied zoveel mogelijk te compenseren en het voedselaanbod op die manier op peil te houden. Gerechtelijke uitspraken verlangen namelijk dat het aantal dassen dat van een burcht gebruikt kan maken niet kleiner mag worden. Vanzelfsprekend dient die compensatie op zo kort mogelijke afstand van de burcht plaats te vinden. De manier waarop land gebruikt wordt, is sterk bepalend voor de voedselbeschikbaarheid van dassen. Niet alle hectares zijn dan ook aan elkaar gelijk. Daarom zijn cijfermatige wisselkoersen nodig waarmee berekend kan worden met hoeveel hectares het verlies van een bepaald soort landgebruik met een ander type landgebruik gecompenseerd kan worden. Het Kennisdocument Das (BIJ12, 2017) geeft hiervoor grove getallen. Een verloren hectare grasland ('primaire foerageergebied') dient, bijvoorbeeld, gecompenseerd te worden met minimaal 1,20 hectare nieuw grasland en een verloren hectare bouwland ('secundaire foerageergebied') met minimaal 0,50 hectare nieuw grasland. De argumentatie achter deze waarden is niet vermeld in het Kennisdocument Das. Dit rapport heeft tot doel om die wisselkoersen te verfijnen en te onderbouwen op basis van literatuurgegevens. Uitgangspunt hierbij vormt het dieet van dassen en de mate waarin de diverse vormen van landgebruik in die dieetcomponenten voorzien.

2. Dieet van dassen en landgebruik

Het dieet van dassen bestaat in noordwest Europa voor een groot deel uit regenwormen en dan met name strooiselbewoners (de zogenaamde epigeïsche soorten zoals *Lumbricus rubellus*) en pendelaars (de zogenaamde anecische soorten zoals *L. terrestris*). Deze soorten komen in tegenstelling tot bodembewoners (de zogenaamde endogeïsche soorten) 's nachts bovengronds om organisch materiaal hun gangen in te slepen. Dassen kunnen ze daarom gemakkelijk bemachtigen via 'opslurpen' zonder per se te hoeven graven. Naast eiwitrijke regenwormen eten dassen ook koolhydraatrijke graan- en maïskorrels. In Nederland en de landen om ons heen bedraagt het aandeel regenwormen in het dieet op jaarbasis circa 50% (range: 30-70%) en het aandeel graan- en maïskorrels circa 33% (range: 20-50%) (Neal, 1986; Kruuk, 1989; Roper, 2010; Van Bommel *et al.*, 2015; Macdonald & Newman, 2022). De consumptie van graan- en maïskorrels piekt tussen juli en september als regenwormen door droogte lastig te bemachtigen zijn en graan- en maïskorrels afrijpen. Het resterende deel van het dieet bestaat uit insectenlarven (engerlingen, emelten, hommels- en wespenbroed), slakken, (val)fruit, bessen, noten, knollen, bollen en paddenstoelen en, in beperkte mate, uit jonge konijnen en muizen, egels en amfibieën. Dassen zijn dus omnivoor.

Hoe dan ook vormen regenwormen een hoofdbestanddeel van het dieet mede omdat regenwormen in tegenstelling tot de andere dieetcomponenten in beginsel jaarrond beschikbaar zijn en aan regenwormen een zekere voorkeur gegeven wordt (Neal, 1986; Kruuk, 1989; Roper, 2010; Mos *et al.*, 2014; Van Bommel *et al.*, 2015; Macdonald & Newman, 2022).

Regenwormen zijn veel talrijker in grasland dan in bouwland. Dat komt vooral omdat:

- in grasland geen of in elk geval veel minder grondbewerking plaatsvindt, leidend tot een directe dood door uitdroging of doorsnijding of een indirecte dood als gevolg van een verhoogde predatie door meeuwen, kraaien, uilen en buizerds,

- grasland gemiddeld meer organische mest krijgt toegediend dan bouwland; op organische mest gedijen regenwormen nu eenmaal goed,

- grassen ook zelf meer organische materiaal in de vorm van wortels in de bodem achterlaten, en

- grasland vaak op vochtiger percelen gelegen is dan bouwlandgewassen en regenwormen uitdroging schuwen.

Dat betekent dat het leefgebied van dassen in noordwest Europa vrijwel altijd voor een belangrijk deel uit grasland bestaat.

Binnen een bepaalde vorm van landgebruik zijn ook factoren zoals de zuurgraad ('de pH'), de soort en dosering van de organische bemesting, beregening en ontwatering, en de perceelshistorie (dat wil zeggen de leeftijd van het type landgebruik in relatie tot het meerjarige bouwplan) bepalend voor de aanwezigheid van regenwormen (Eijsackers, 2011; Van Eekeren *et al.*, 2014). Daarnaast wordt de dichtheid aan regenwormen bepaald door de eventuele aanwezigheid van toxische stoffen zoals pesticiden en zware metalen (Ma, 1990; Kerkhofs *et al.*, 1993; Klok *et al.*, 1998, Klok, 2004; Usmani & Kumar, 2015; Lahr *et al.*, 2017). Opvallend genoeg lijken de residuen van gangbare ontwormingsmiddelen in dierlijke mest vooralsnog geen negatief effect te hebben op regenwormen (Steel *et al.*, 2002; Schon *et al.*, 2011; Scheffczyk *et al.*, 2016). Uit een omvangrijke review van de eventuele effecten van pesticiden op regenwormen (Pelosi *et al.*, 2013) blijkt dat het niet mogelijk is om categorische uitspraken te doen over deze effecten op regenwormen, laat staan over de

uiteindelijke effecten op foeragerende dassen. Dat met name insecticiden en fungiciden in potentie een negatief effect kunnen hebben op regenwormen, staat echter buiten kijf.

Ongeacht het voorgaande speelt de mate waarin dassen de regenwormen kunnen benaderen en bemachtigen ook nog een rol in de voedselbeschikbaarheid. Dassen zijn namelijk schuw en weten zich graag gedekt door hagen of ruige greppels. Het grasland zelf moet daarentegen bij voorkeur een korte stoppel hebben zodat zo min mogelijk tijd verloren gaat met het opspeuren en opslurpen van regenwormen (Roper *et al.*, 2010; Macdonald & Newman, 2022). Kruuk (1989) schatte de optimale stoppellenlengte op 5 cm. In zo'n korte stoppel wordt het best voorzien als een graslandperceel regelmatig gemaaid wordt of beweid wordt door vee. Uit het bovenstaande laat zich afleiden dat de betekenis als voedselbron zowel binnen bouwlanden als binnen graslanden sterk kan verschillen: maïsland is waardevoller dan, bijvoorbeeld, uienland, agrarisch beheerd grasland is waardevoller dan ruig onbemest kruidenrijk grasland. In het navolgende zal worden besproken wat hierover gebleken is in onderzoek en of die gegevens het mogelijk maken om de hiervoor genoemde wisselkoersen te verfijnen en te onderbouwen.

Uiteraard heeft ook het weer een grote invloed op de beschikbaarheid van regenwormen. Bij droogte trekken regenwormen zich namelijk terug in diepere bodemlagen en bij lage temperaturen liggen activiteit en reproductie vrijwel stil. Weersfactoren vallen echter buiten de scope van dit rapport.

3. Literatuuroverzicht regenwormen

3.1 Algemeen

Ter bepaling van het aanbod aan regenwormen zijn in het kader van dit rapport dertien wetenschappelijke artikelen geanalyseerd. Daarvan zijn elf artikelen gebaseerd op veldonderzoek in Nederland. In die artikelen zijn de effecten van landgebruik (gewas en bemesting) op het aanbod aan regenwormen vergeleken. In twaalf artikelen worden effecten uitgedrukt in aantallen regenwormen per eenheid oppervlakte (aantal/m²), in negen artikelen (ook) in biomassa (kg/ha). Zelfs binnen eenzelfde gewas en soort bemesting is de variatie groot omdat de bemonsteringswijze per dataset soms verschilt en ook de voorafgaande weersomstandigheden een rol spelen.

Vanuit de voedselbeschikbaarheid voor dassen bezien, is het aanbod van regenworm-biomassa per eenheid oppervlakte relevanter dan het aantal regenwormen per eenheid oppervlakte. Daarnaast is ook het gewicht per individuele regenworm van belang omdat dassen minder tijd aan het zoeken van voedsel hoeven te besteden naarmate een regenworm groter is. De Engelse literatuur (Roper, 2010; Macdonald & Newman, 2022) maakt melding van gewichten van circa 5 gram versgewicht per

regenworm. Vermoedelijk is dit toe te schrijven aan dominantie van *L. terrestris*, een grote pendelaar die vooral voorkomt in gronden met een relatief lage zuurgraad (hoge pH). Daarnaast hebben de metingen zich kennelijk beperkt tot volwassen regenwormen. Het gemiddelde gewicht van een Nederlandse regenworm (inclusief juvenielen) blijkt doorgaans niet meer te bedragen dan 0,2 tot 0,7 gram.

In zeven van de dertien geraadpleegde artikelen wordt ook melding gemaakt van het aandeel pendelaars en strooiselbewoners (in termen van aantallen adulten). Dat zijn, zoals hiervoor uitgelegd, de voor dassen meest relevante soorten. Qua aantal maken de pendelaars en strooiselbewoners gemiddeld een derde deel (range: 20-70%) van de regenwormpopulatie in grasland uit. In permanent bouwland lijken ze echter zo goed als volledig te ontbreken (Van Eekeren *et al.*, 2008; -, 2014).

Het voorgaande impliceert dat het in artikelen vermelde aanbod van ‘regenwormen’ niet per se synoniem is met aanbod van ‘dassenvoedsel’. Waar mogelijk probeer ik het werkelijke aanbod nader te specificeren. Bij de beoordeling van de dertien artikelen is overigens geen weging toegekend aan eventuele verschillen met betrekking tot het aantal jaren of het aantal proefplekken waarop de bevindingen gebaseerd zijn of de wijze van bemonstering.

3.2 Regenwormen in grasland

Tabel 1 geeft allereerst een samenvatting van het absolute aanbod aan regenwormen in grasland. De gegevens zijn gebaseerd op Butter (1990), Rutgers *et al.* (2008), Van Eekeren *et al.* (2008, 2009b, 2014), Faber & Van der Hout (2009), Spurgeon *et al.* (2013), Mos *et al.* (2014), Onrust & Piersma (2019), Berdeni *et al.* (2021), Deru *et al.* (2023) en Jansma *et al.* (2023). Bemeste graslanden bevatten gemiddeld een kleine 400 regenwormen per vierkante meter met een gewicht per worm van tussen 0,2 en 0,7 gram. Hun gezamenlijk gewicht bedraagt gemiddeld circa 1,8 ton per hectare (range: 0,6-6,3). De populatie bestaat gemiddeld voor ongeveer een derde deel uit strooiselbewoners en pendelaars. Dat zijn de meest relevante soorten voor dassen.

Tabel 1. Het aanbod aan regenwormen in bemeste graslanden

	Aantal datasets	Gemiddelde	Min	Max
Aantal regenwormen/m ²	12	385	163	1015
Versgewicht, kg/ha	9	1770	560	6310
Aandeel strooiselbewoners en pendelaars, %	7	36	19	66
Versgewicht per regenworm, g	8	0,34	0,19	0,65

3.3 Bouwland versus grasland

Zes artikelen laten een vergelijking toe tussen bemest grasland en bemest bouwland (Butter, 1990; Rutgers *et al.*, 2008; Van Eekeren *et al.*, 2008; Faber & Van der Hout, 2009; Spurgeon *et al.*, 2013; Berdeni *et al.*, 2021). Tabel 2 toont het relatieve aanbod aan regenwormen in bouwland ten opzichte van grasland.

Tabel 2. Het aanbod aan regenwormen in bemest bouwland vergeleken met de referentie 'bemest grasland' in diezelfde dataset

	Aantal datasets	Gemiddelde	Min	Max	(Relatieve positie t.o.v. referentie)
Aantal regenwormen/m ²	6	102	30	175	(0,36)
Versgewicht, kg/ha	4	860	50	2410	(0,31)
Aandeel strooiselbewoners en pendelaars, %	1	0			(0,00)
Versgewicht per regenworm, g	3	0,25	0,12	0,35	(0,16)

Bouwland bevat gemiddeld ongeveer een derde van het aantal regenwormen dat in bemest grasland gevonden wordt. Omdat de regenwormen in bouwland kleiner zijn, is het aanbod aan biomassa nog iets minder. In slechts één dataset (Van Eekeren *et al.* 2008) is het soort regenwormen bepaald: in het permanente bouwland kwamen alleen bodembewoners voor, geen strooiselbewoners of pendelaars. Uit dezelfde dataset blijkt echter ook dat bij wisselbouw van grasland en bouwland gedurende de bouwlandperiode wel strooiselbewoners en pendelaars aanwezig blijven. Die zijn vermoedelijk afkomstig uit de voorafgaande graslandperiode.

Het lagere aanbod aan regenwormen in bouwland is voornamelijk een gevolg van het verminderde aanbod aan organisch materiaal in de vorm van gewasresten en de herhaalde bewerkingen van de grond. Ook in Nederland wordt inmiddels op bescheiden schaal geëxperimenteerd met bouwlandssystemen zonder grondbewerking als alternatief voor het jaarlijkse ploegen. Dit heeft een gunstig effect op het aanbod aan regenwormen. Faber & Van der Hout (2009) vonden onder 'zero tillage' een toename van circa 10% aan biomassa van regenwormen, voornamelijk door een toegenomen aantal per eenheid oppervlakte. Meta-analyses van Briones & Schmidt (2017) en Moos *et al.* (2017) rapporteerden een toename aan biomassa van, respectievelijk 96% en 67%.

3.4 Drijfmest versus vaste mest

Stalmest ('vaste mest', 'ruige mest') bevat gemiddeld per kuub en per eenheid fosfaat meer organische stof dan drijfmest (Den Boer *et al.*, 2012). Daarom mag verwacht worden dat het gebruik

van stalmest beter is voor het aanbod van regenwormen dan drijfmest. Binnen de wettelijk toegestane maximale mestgiftten voor grasland (170 kg N en 90 kg P₂O₅ per ha per jaar onder de voorwaarde dat, hoewel toegestaan, geen bemestingruimte verplaatst wordt tussen grasland en bouwland) kan met stalmest in beginsel gemiddeld 1,8 maal meer organisch materiaal worden toegediend dan met drijfmest (Den Boer *et al.*, 2012). Dat betekent dat in grasland dat met stalmest bemest is tot 1,8 keer meer regenworm-biomassa zou kunnen voorkomen dan in grasland dat met drijfmest bemest wordt. Vanzelfsprekend hangt de mate waarin deze toename optreedt af van de daadwerkelijk gegeven hoeveelheid stalmest. Dit is temeer zo omdat stalmest schaars is en er daarom vaak minder van wordt toegediend dan toegestaan.

Drijfmest moet emissie-arm worden toegediend (ondiep 'geïnjecteerd' met zodenbemesters of sleufkouters) terwijl stalmest aan grasland oppervlakkig mag worden toegediend. Onrust & Piersma (2019) stelden dat injectie nadelig is voor regenwormen en stalmest ook om die reden de voorkeur verdient. Dat zij minder detrivoren (strooiselbewoners en pendelaars) vonden op percelen met drijfmest dan op percelen met stalmest hoeft echter niet aan de injectie zelf te liggen. Dit hoeft temeer niet zo te zijn omdat Onrust & Piersma aangaven dat de percelen waar geïnjecteerd werd van nature droger waren en voordien vaker gescheurd dan de percelen waar stalmest gegeven werd. Ook die aspecten kunnen de regenwormdichtheid negatief beïnvloed hebben. Mestsoort, wijze van toediening, bodemeigenschappen en voorgeschiedenis waren in het onderzoek immers verstrengelde factoren. Uit diverse reviews is dan ook gebleken dat injectie van drijfmest geen consistent en blijvend negatief effect op regenwormen heeft in vergelijking met een bovengrondse toediening van drijfmest (Huijsmans *et al.*, 2009; Thissen & Van Bommel, 2018; Ros *et al.*, 2020). Dit laat onverlet dat het gebruik van vaste mest in zijn algemeenheid een gunstig effect heeft op regenwormen. Drie van de dertien artikelen (Van Eekeren *et al.*, 2009b; Onrust & Piersma, 2019; Deru *et al.*, 2023) laten een vergelijking toe tussen het effect van vaste mest ten opzichte van drijfmest (Tabel 3).

Tabel 3. Het aanbod aan regenwormen in grasland bemest met stalmest vergeleken met de referentie 'met drijfmest bemest grasland' in diezelfde dataset

	Aantal datasets	Gemiddelde	Min	Max	(Relatieve positie t.o.v. referentie)
Aantal regenwormen/m ²	3	386	269	550	(1,24)
Versgewicht, kg/ha	2	980	820	1140	(1,13)
Aandeel strooiselbewoners en pendelaars, %	3	51	40	72	(1,80)
Versgewicht per regenworm, g	2	0,41	0,34	0,48	(1,43)

Afgemeten aan de relatief geringe verhoging van het aantal regenwormen en hun versgewicht, valt het effect van stalmest op het eerste gezicht wat tegen. Op grond van aanvullende gegevens in twee van de drie datasets kon dit niet worden toegeschreven aan relatief lage giften stalmest. Wat wel opvalt is het gemiddeld bijna twee maal zo hoge aandeel strooiselbewoners en pendelaars. Dat betekent dat het gebruik van stalmest het geprefereerde prooiaanbod van dassen desondanks kan verdubbelen.

De Nederlandse veehouderij is vanaf de jaren zeventig van de vorige eeuw zo goed als volledig overgestapt van stalmest op drijfmest. Mede door een gebrek aan graanstro is de beschikbaarheid van stalmest thans zeer beperkt. Dit tekort is niet op te lossen door, in plaats van stalmest, compost te gebruiken. Regenwormen hebben namelijk goed verteerbare organische stof nodig als voedsel. De stro-component in stalmest voorziet in dat soort organische stof. Bij compostering is dat soort organische stof per definitie al bacterieel verteerd tijdens het composteringsproces. Datzelfde geldt trouwens voor vergiste (drijf)mest. Ook daarin is de redelijk verteerbare organische stof al bacterieel afgebroken.

3.5 Kunstmest versus drijfmest

Grasland zal in combinatie met gangbaar agrarisch beheer vrijwel altijd bemest worden met een combinatie van organische mest en stikstof in de vorm van kunstmest. De precieze verhouding tussen die twee vormen van stikstof zal per perceel verschillen. Omdat met organische mest organische stof wordt aangeboden en met kunstmest niet, mag verwacht worden dat het gebruik van drijfmest of stalmest een gunstiger effect op regenwormen heeft dan het gebruik van kunstmest. Een vergelijking tussen beide is mogelijk op basis van Van Eekeren *et al.* (2009b) en Deru *et al.* (2023). Uit hun datasets kan worden afgeleid dat het aanbod aan regenwormen qua aantal en qua versgewicht inderdaad minder is naarmate de stikstofvoorziening meer op kunstmeststikstof en minder op organische mest gebaseerd is (Tabel 4).

Tabel 4. Het aanbod aan regenwormen in grasland bemest met kunstmeststikstof vergeleken met de referentie 'met drijf- of stalmest bemest grasland' in diezelfde dataset

	Aantal datasets	Gemiddelde	Min	Max	(Relatieve positie t.o.v. referentie)
Aantal regenwormen/m ²	2	198	125	271	(0,67)
Versgewicht, kg/ha	2	620	240	990	(0,59)
Aandeel strooiselbewoners en pendelaars, %	2	48	43	52	(1,11)
Versgewicht per regenworm, g	2	0,27	0,18	0,37	(0,75)

3.6 Onbemest versus organisch bemest grasland

Ter bevordering van de biodiversiteit vindt tegenwoordig een zekere uitbreiding plaats van het areaal kruidenrijk grasland. Van Eekeren & Visser (2019) benadrukken dat ‘kruidenrijk grasland’ een weinig gespecificeerd begrip is omdat daar zowel extensief kruidenrijk grasland als productief kruidenrijk grasland onder vallen. In het eerste geval gaat het om relatief soortenrijke vegetaties (15 soorten per 25 m²) die hooguit 10 ton stalmest per hectare per jaar ontvangen en 1-3 keer per jaar gemaaid of beweid worden. In het tweede geval gaat het doorgaans om grasland dat naast een hoog aandeel gras ook vlinderbloemingen ((rol-) klavers, luzerne) en andere kruiden bevat. Dit soort grasland wordt volgens advies bemest en tot 4 keer per jaar gemaaid of beweid. Van Eekeren & Visser (2019) merken productief kruidenrijk grasland als geschikter aan voor, bijvoorbeeld, dassen dan extensief kruidenrijk grasland. Dit is toe te schrijven aan de hogere beschikbaarheid van stikstof waardoor ook de toevoer van organisch materiaal aan de bodem toeneemt. Het uiterlijk van productief kruidenrijk grasland is vergelijkbaar met het soort grasland dat tot in de jaren 60 van de vorige eeuw, voor de intensivering, op veel melkveebedrijven gangbaar was.

Waar kruidenrijk grasland wordt aangelegd op voormalig bouwland zal het aanbod aan regenwormen toenemen. In dat geval vervalt immers de jaarlijkse grondbewerking en zal meer organisch materiaal aan de bodem worden toegevoegd dan bij bouwland. Waar kruidenrijk grasland ontstaat vanuit voormalig gangbaar bemest grasland zal het aanbod aan regenwormen echter kunnen afnemen. Dit blijkt uit datasets van Van Eekeren *et al.* (2009b), Mos *et al.* (2014), Deru *et al.* (2023) en Jansma *et al.* (2023). Het aanbod van regenwormen in de vorm van biomassa bleek met ruim 30% af te nemen. Bovendien daalde ook het aandeel strooiselbewoners en pendelaars enigszins (Tabel 5). Hierbij moet bedacht worden dat deze vergelijking geen betrekking heeft op langdurig onbemest grasland maar op grasland waaraan sinds één of enkele jaren het gangbare bemestingsniveau onthouden is. De effecten daarvan zullen aanvankelijk meevallen maar met het verstrijken der jaren toenemen. Los van deze negatieve effecten moet ook nog rekening gehouden worden met het volgende. Kruidenrijk grasland wordt minder intensief beweid en gemaaid. Dat kan betekenen dat minder of geen sprake is van de korte stoppel die dassen nodig hebben om efficiënt te kunnen foerageren.

Tabel 5. Het aanbod aan regenwormen in licht of onbemest grasland vergeleken met de referentie 'met drijf- of stalmest bemest grasland' in diezelfde dataset

	Aantal datasets	Gemiddelde	Min	Max	(Relatieve positie t.o.v. referentie)
Aantal regenwormen/m ²	3	424	144	774	(0,81)
Versgewicht, kg/ha	4	2960	1280	7740	(0,66)
Aandeel strooiselbewoners en pendelaars, %	3	31	13	41	(0,85)
Versgewicht per regenworm, g	3	0,31	0,14	0,43	(0,97)

3.7 Onbemest versus met kunstmeststikstof bemest grasland

Twee datasets (Van Eekeren *et al.*, 2009b; Deru *et al.*, 2023) laten een vergelijking toe van onbemest grasland en grasland dat met kunstmeststikstof bemest wordt. Ten opzichte van met kunstmest bemest grasland leidde het onbemest laten van grasland tot een groter aantal en groter versgewicht aan regenwormen maar wel tot een iets lager aandeel pendelaars en strooiselbewoners (Tabel 6). Op grond van het effect op aantallen en biomassa lijkt de conclusie gerechtvaardigd dat als geen organische mest beschikbaar is, grasland nog beter niet-bemest kan worden dan dat het met kunstmeststikstof bemest wordt. Dat geldt vooral als de kunstmest bestaat uit zwavelzure ammoniak of ureum omdat die een verzurende werking hebben. Verzuring heeft een negatief effect op regenwormen. Overigens heeft de meest gebruikte stikstofkunstmest, kalkammonsalpeter (KAS), geen verzurend effect. Bovendien wijzen Van Eekeren *et al.* (2014) op het feit dat stikstofkunstmest de productie van organisch materiaal (wortels, stoppels, maai- en beweidingsresten) vergroot en, in verband daarmee, de beschikbaarheid van voedsel voor regenwormen. Anders dan de cijfers in Tabel 6 wijst dit juist op een positief effect van kunstmest.

Als het onbemest blijven van grasland, zoals gebruikelijk, met een minder intensieve begrazing of minder maaien gepaard gaat, overweegt vermoedelijk het nadeel van een minder goede bereikbaarheid van de regenwormen door het gebrek aan een korte stoppel.

Tabel 6. Het aanbod aan regenwormen in onbemest grasland vergeleken met de referentie 'met kunstmest bemest grasland' in diezelfde dataset

	Aantal datasets	Gemiddelde	Min	Max	(Relatieve positie t.o.v. referentie)
Aantal regenwormen/m ²	2	250	144	355	(1,23)
Versgewicht, kg/ha	2	930	580	1280	(1,85)
Aandeel strooiselbewoners en pendelaars, %	2	41	40	41	(0,86)
Versgewicht per regenworm, g	2	0,40	0,36	0,43	(1,69)

3.8 Bos en heide

In Engels onderzoek wordt aangegeven dat loofbossen per hectare tot wel 1000 kg biomassa aan regenwormen kunnen bevatten (Macdonald & Newman, 2022). Dat is ongeveer de helft van het aanbod in bemest grasland (Tabel 1). Daarbij moet wel bedacht worden dat in Engeland vaak sprake is van bossen op kalkhoudende gronden met een pH-waarde van minimaal 7. Regenwormen zijn zeer gevoelig voor de zuurgraad en gedijen het beste bij pH-waarden van 6-8 maar (veel) minder bij pH-waarden beneden 5 (Roper, 2010; Eijsackers, 2011; Van Eekeren *et al.*, 2014). In Nederland komen dassen voornamelijk voor op zandgronden en veel minder op klei- en veengronden. De hoge grondwaterstand verhindert daar de bouw van burchten. Grasland en bouwland op zandgrond hebben weliswaar meestal de aanbevolen minimale pH-waarde (pH-CaCl₂ of pH-KCl) van circa 5 waarbij regenwormen stand kunnen houden, maar dat geldt niet voor bossen. Zo hebben bossen op de Noord-Veluwe een gemiddelde pH-KCl waarde van 3,4. Daarbij hoopt organische stof zich in de bovenlaag op omdat de vertering en menging door bodemfauna achterwege blijft. Bij de gevonden verzuring bleek geen verschil te bestaan tussen naaldbos en loofbos (Schröder, 2023). Ook Butter (2020) wees op de noodzaak om bij beoordeling van het voedselaanbod voor dassen een onderscheid te maken te maken tussen bossen op (kalkrijke) leemgrond en de van nature (zure) zandgronden. Dit wordt bevestigd door het aanbod van regenwormen in bossen (Butter, 1990; Rutgers *et al.*, 2008; Mos *et al.* 2014). Daaruit blijkt (Tabel 7) dat het aanbod aan regenwormen in bossen slechts enkele procenten bedraagt van dat in bemest grasland. In droge heiden is het aanbod aan regenwormen zelfs nihil (Rutgers *et al.*, 2008).

Tabel 7. Het aanbod aan regenwormen in bossen vergeleken met de referentie 'met drijf- of stalmest bemest grasland' in diezelfde dataset

	Aantal datasets	Gemiddelde	Min	Max	(Relatieve positie t.o.v. referentie)
Aantal regenwormen/m ²	2	<15	9	<20	(0,04)
Versgewicht, kg/ha	1	120			(0,02)
Aandeel strooiselbewoners en pendelaars, %	0				
Versgewicht per regenworm, g	0				

4. Discussie

4.1 Andere voedselbronnen

In het voorgaande lag de nadruk hoofdzakelijk op de relaties tussen landgebruik en het aanbod aan regenwormen. Dat zou de indruk kunnen wekken dat dassen nauwelijks iets anders eten. Elk van de behandelde vormen van landgebruik (grasland, bouwland, bos en heide) vertegenwoordigt echter ook een zeker aanbod van ander dierlijke en plantaardig voedsel. Dat geldt in het bijzonder voor graan- en maïsland die een belangrijke rol spelen bij de energievoorziening als het aanbod van regenwormen in de nazomer laag is (Neal, 1986; Roper, 2010; Van Bommel *et al.*, 2015; Macdonald & Newman, 2022). Ook eiken- en kastanjabomen kunnen voedsel bieden. Macdonald & Newman (2022) wijzen er wel op dat van eikels veel onverteerde resten in feces gevonden worden. Dat duidt op een beperkte voedingswaarde. In de herfst zijn ook afgerijpte maïskorrels hard en slecht verteerbaar geworden voor dassen.

4.2 Zaad-, noot- en vruchtdragende bomen en struiken

Verlies van voedselbronnen die jaarrond beschikbaar zijn, zoals regenwormen en insectenlarven, kunnen, anders dan vaak gesuggereerd, niet volledig gecompenseerd worden door de aanplant van zaad-, noot- en vruchtdragende gewassen. Daarvan beperkt het aanbod zich immers per definitie tot slechts een specifieke periode van het jaar. Bovendien kunnen deze alternatieven vanuit het oogpunt van de eiwitvoorziening niet wedijveren met regenwormen en insectenlarven. Het eiwitgehalte van zaden en fruit is op drogestof-basis namelijk hooguit 15% terwijl dat in insecten 35-60% (Ojha *et al.*, 2021) en in regenwormen circa 65% bedraagt (Lawrence & Miller, 1945). De aanleg van een boomgaard met een ondergroei van (gemaaid of beweide) gras vormt wel een waardevolle aanvulling op de voedselbeschikbaarheid: het grasland voorziet in regenwormen en de bomen in (val)fruit.

4.3 Hagen

Hagen bieden dassen dekking en dragen zo bij aan de bereikbaarheid van voedsel in de percelen die ze omgeven. Hagen bieden bovendien meer voedsel dan bossen omdat ze profiteren van de hogere bodemvruchtbaarheid van de naastliggende percelen. Dit is nog meer het geval als hagen soorten bevatten die zaden, noten en vruchten voortbrengen, ook al beperkt zich dat tot slechts een deel van het jaar. Daarnaast huisvesten hagen tal van dieren die in meer of mindere mate tot het dieet van dassen behoren zoals slakken en kleine zoogdieren. Hagen vormen bovendien een refugium van waaruit regenwormen percelen kunnen herkoloniseren.

Een vuistregel voor het aandeel hagen is 500 strekkende meter per hectare. In combinatie met een haagbreedte van 2 meter komt dat neer op een ruimtebeslag van 10%. Meer is niet nodig om de vereiste beslotenheid te scheppen. Een groter aandeel haag gaat ten koste van andere vormen van

landgebruik. Als dat verlies bemest grasland of maïsland betreft, kan per saldo sprake zijn van een afname van het voedselaanbod voor dassen.

4.4 Aanleg van nieuw grasland

Het Kennisdocument Das (BIJ12, 2017) stelt dat het verlies van 1 hectare grasland gecompenseerd dient met minimaal 1,20 hectare nieuw grasland. Vermoedelijk ligt daaraan de veronderstelling ten grondslag dat het nieuwe grasland wordt aangelegd op een type landgebruik met een (veel) lagere dichtheid aan regenwormen en dat het daarom tijd kost voordat de dichtheid het niveau van blijvend grasland bereikt. Uit onderzoek blijkt namelijk dat nieuw grasland op een perceel waar voordien geen gras groeide pas na 3-4 jaar een regenwormdichtheid heeft die kenmerkend is voor blijvend grasland (Eijsackers, 2011; Spurgeon *et al.*, 2013; Van Eekeren *et al.*, 2014; Prendergas-Miller, 2019; Berdeni *et al.*, 2021). Tegelijkertijd valt daarbij niet te onderbouwen waarom een verlies van grasland tot in lengte van jaren met 20% overgecompenseerd moet blijven. Die overcompensatie zal in de praktijk gehanteerd worden als een rechtvaardiging om alvast met de ruimtelijk ingreep te beginnen voordat de compensatie (t.w. nieuw grasland) functioneel is. Bezien vanuit de voedselbeschikbaarheid voor dassen is dat discutabel.

Omdat de dispersiesnelheid van regenwormen hooguit circa 10 meter per jaar bedraagt (Faber & Van der Hout, 2009; Eijsackers, 2011) is de herbezetting van nieuw grasland niet zozeer het gevolg van immigratie vanuit aangrenzende percelen maar van reproductie van de aanwezige restpopulatie (Spurgeon *et al.*, 2013; Berdeni *et al.*, 2021). Als de toplaag in het kader van natuurontwikkeling voorafgaand aan de inzaai van nieuw grasland verwijderd wordt of anderszins sprake is van rigoureuze grondverzet, mag niet gerekend worden op zo'n snelle herbezetting vanuit de restpopulatie. In dat soort situaties kan zelfs sprake zijn van min of meer steriele grond. Dan moet de grond geënt worden met relevante soorten regenwormen. Deze (dure) maatregel zal alleen onder zeer specifieke omstandigheden succesvol kunnen zijn (Eijsackers, 2011; Faber & Van der Hout, 2009; Van Eekeren *et al.*, 2014; Schröder & Vink, 2022).

4.5 Grasklaver

Met alleen organische mest kunnen landbouwsystemen niet duurzaam in stand gehouden worden. Dat komt omdat organische mest (dierlijke mest, compost, slib) per kilogram fosfaat te weinig stikstof bevat in verhouding tot de gewasbehoefte. Als de stikstofbehoefte in dat geval toch volledig met organische mest gedekt wordt, zou dan neer komen op een ongewenste en verboden overdosering van fosfaat. Landbouwers lossen dit op door kunstmeststikstof te geven of door vlinderbloemigen te telen. Vlinderbloemigen, waaronder klaver, zijn namelijk in staat om luchtstikstof te binden en, al dan niet door tussenkomst van vee, aan de bodem af te geven. Van Eekeren *et al.* (2009a) vergeleek het aanbod aan regenwormen op grasland bemest met kunstmest

en grasklaverland waar geen kunstmest werd toegediend. Het aantal regenwormen was op grasklaverland (niet significant) 11% groter. De biomassa aan regenwormen was daar (niet significant) 34% groter. Deze verhogingen waren een gevolg van een toename van het aantal bodembewoners en niet van het aantal strooiselbewoners en pendelaars. Als de aantalverhouding van bodembewoners, strooiselbewoners en pendelaars als maat gezien wordt voor de gewichtsverdeling, was de biomassa in de vorm van strooiselbewoners en pendelaars in grasklaverland zelfs maar de helft van die in grasland bemest met kunstmeststikstof. Overwegende dat dassen een voorkeur hebben voor strooiselbewoners en pendelaars bestaat er dus geen overtuigend bewijs dat grasklaver de voorkeur verdient boven grasland bemest met kunstmeststikstof en al helemaal niet boven grasland bemest met de gebruikelijke combinatie van organische mest en kunstmeststikstof.

4.6 Bouwplanbeoordeling

Op de meeste landbouwpercelen, met uitzondering van zogenaamd permanent grasland, wisselt het landgebruik van jaar tot jaar. Zo is bij melkveebedrijven op zandgrond vaak sprake van een vruchtwisseling van enkele jaren grasland (zogenaamde 'kunstweiden', in het Engels 'leys') gevolgd door enkele jaren snijmaïs. Op akkerbouwbedrijven worden graangewassen afgewisseld met zogenaamde hakvruchten (aardappelen, suikerbieten), uien of vollegrondsgroenten. Met die vruchtwisseling moet rekening gehouden worden bij het bepalen van compensaties. Het aanbod van voedsel aan dassen wordt dan immers niet bepaald door het landgebruik waarvan, toevallig, in een specifiek jaar sprake is op de percelen binnen het territorium van de desbetreffende burcht, maar door het gewogen gemiddeld landgebruik in de loop van de jaren. Concreet: het verlies van een stuk uienland door de bouw van wat huizen heeft op het eerste gezicht nauwelijks tot geen invloed op het aanbod aan voedsel voor dassen. Als in andere jaren op datzelfde stuk land echter maïs verbouwd wordt, heeft het verlies van dat perceel natuurlijk wel degelijk betekenis voor het voedselaanbod.

Vanuit het bouwplan bezien, verdienen compensaties ook nog andere soorten aandacht. Verlies van, bijvoorbeeld, maïsland kan gecompenseerd worden door het resterende bouwland in een bepaalde hoeveelheid grasland om te zetten. Vanzelfsprekend moet het daarbij wel gaan om bouwland binnen het leefgebied van de betreffende dassenclan. Als vuistregel kan daarbij een territoriumgrootte van 100 hectare worden aangehouden overeenkomend met een cirkel met een doorsnede van ongeveer 1100 meter. Landbouwers houden jaarlijks meestal een bepaalde verhouding aan wat betreft de hectares die ze van elk van hun gewassen telen. Dat kan impliceren dat ze het verlies van een hectare bouwland ten gevolge van de omzetting van dat bouwland in grasland (in het kader van een compensatie ten behoeve van een specifieke dassenclan) elders op hun bedrijf teniet doen door, omgekeerd, grasland om te zetten in bouwland. Als die omzetting ten koste gaat van het

voedselaanbod van een aangrenzende dassenclan, is per saldo totaal niets gecompenseerd. Dat soort ongewenste afwentelingen verdienen grote oplettendheid.

4.7 Wisselkoersen

Met het voorgaande is geïllustreerd dat het lastig blijft om de relatieve waarde per type landgebruik met al te grote stelligheid te kwantificeren. Tabel 8 doet daar desondanks een poging toe. Uitgangspunt dient te blijven dat verloren leefgebied bij voorkeur gecompenseerd moet worden met een uitbreiding van goed bemest blijvend grasland dat regelmatig gemaaid of beweid wordt. Daarbij is bemesting met voldoende stalmest het meest geschikt en kan ook het aanplanten van enige hagen bijdragen aan de kwaliteit van het leefgebied van dassen.

Tabel 8. Relatieve waardering van landgebruik voor de voedselbeschikbaarheid van dassen

Landgebruik:		
Blijvend grasland bemest met > 20 ton stalmest per ha	150	
Blijvend grasland bemest met 10-20 ton stalmest per ha	130	
Blijvend grasland bemest met <10 ton stalmest per ha	110	
Hagen, boom- en struiksingels, met een maximum van 10% van het leefgebied	125	
Blijvend grasland bemest met drijfmest en kunstmeststikstof of via beweiding met een equivalente hoeveelheid feces en urine	100	
Grasklaverland zonder kunstmest	100	
Boomgaard met grasondergroei	100	
Tijdelijk grasland bemest met stalmest	100	
Loof- en gemengd bos, pH-KCl >4,5	90	
Tijdelijk grasland (in wisselbouw met bouwland) bemest met drijfmest en kunstmeststikstof	80	
Hagen, boom- en struiksingels, voor zover meer dan 10% van het leefgebied	75	
Tijdelijk bouwland (in wisselbouw met gras) in de vorm van graan- en maïsland	75	
Licht bemest kruidenrijk grasland	50	
Permanent bouwland in de vorm van graan- en maïsland	50	
Tijdelijk bouwland (in wisselbouw met gras), anders dan graan- en maïsland	50	
Onbemest kruidenrijk grasland	25	
Permanent bouwland, anders dan graan- en maïsland	20	
Loof- en gemengd bos, pH-KCl <4,5	10	
Naaldbos	0	
Heide	0	
Bebouwd	0	

Of de wettelijk vereiste volledige compensatie wordt gerealiseerd, kan als volgt worden bepaald:

-Schets de grenzen van een territorium zoals die geacht worden te liggen vóór de ruimtelijke ingreep.
Houd daarbij een polygon in gedachten met een oppervlakte van circa 100 hectare,

-Bereken de oppervlaktes van elk type landgebruik hierbinnen en vermenigvuldig die hectares met hun relatieve waarde (Tabel 8). Percelen die deel uitmaken van een vruchtwisseling van bouwlandgewassen moeten daarbij voorzien worden van hun gewogen gemiddelde waarde,

-Bereken de verloren absolute waarde (oppervlakte x relatieve waarde) die optreedt als gevolg van de ruimtelijke ingreep,

-Pas het landgebruik met behulp van Tabel 8 zodanig aan dat de som van de absolute waardes (hectares x relatieve waarde) minimaal gelijk wordt aan die som vóór de ruimtelijke ingreep.

4.8 Overeenkomst

Om compensaties correct te berekenen en uit te kunnen voeren, dient zowel de ruimtelijke ingreep als de compensatie in ondubbelzinnige termen beschreven en gedocumenteerd te worden in een overeenkomst ('wat?', 'wie?', 'waar?', 'hoe?', 'wanneer?'). Dit is noodzakelijk om er later, ook ten behoeve van de handhaafbaarheid van afspraken, op terug te kunnen vallen. Daarnaast moeten de compensatiepercelen ook worden vastgelegd in de plankaart en toelichting van de desbetreffende Omgevingsvergunning. Ook dient het compensatieplan voorzien te worden van een monitoringsprogramma met criteria. Op die manier kan beoordeeld worden of en wanneer een compensatie voldoende functioneel is om een begin te mogen maken met de ruimtelijke ingreep.

5. Referenties

- Berdeni, D., A. Turner, R.P. Grayson, J. Llanos, J. Holden, L.G. Firbank, M.G. Lappage, S.P.F. Hunt, P.J. Chapman, M.E. Hodson, T. Helgason, P.J. Watt & J.R. Leake, 2021. Soil quality regeneration by grass-clover leys in arable rotations compared to permanent grassland: Effects on wheat yield and resilience to drought and flooding. *Soil Tillage Research* 212: 14 pp.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105037>
- BIJ12, 2017. Kennisdocument Das. BIJ12 Samenwerkende Provincies, Utrecht, 43 pp.
- Briones, M.J.I. & O. Schmidt, 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Global Change Biology* 23: 4396–4419.
- Butt, K.R., 1999. Inoculation of earthworms into reclaimed soils: the UK experience. *Land Degradation and Development* 10: 565-575.
- Butter, M., 1990. Dassen, verzuring en regenwormen. Rapport 28, Biologiewinkel Rijksuniversiteit Groningen, 43 pp.
- Den Boer, D.J., J.A. Reijneveld, J.J. Schröder & J.C. van Middelkoop 2012. Mestsamenstelling in Adviesbasis Bemesting Grasland en Voedergewassen. Rapport 1, CBGV, Wageningen, the Netherlands.
- Deru, J., J. Bloem, R. de Goede, L. Brussaard & N. van Eekeren, 2023. Effects of organic and inorganic fertilizers on soil properties related to the regeneration of ecosystem services in peat grasslands. *Applied Soil Ecology* 187 (104838), 11 pp.
- Eijsackers, H., 2011. Earthworms as colonizers of natural and cultivated soil environments. *Applied Soil Ecology* 50: 1-13.
- Faber, J.H., & Van der Hout, A, 2009. Introductie van regenwormen ter verbetering van bodemkwaliteit. Alterra rapport 1905, Wageningen, 59 pp.
- Huijsmans, J.F.M., J.J. Schröder, G.D. Vermeulen, R.G.M. de Goede, D. Kleijn & W.A. Teunissen, 2008. Emissiearme toediening: ammoniakemissie, mestbenutting, nevenaspecten. Rapport 195, Wageningen UR, the Netherlands.
- Jansma, A., F. van der Hoek, R. Baars, N. Hoekstra & N. van Eekeren, 2023. Wormen in extensief en intensief beheerd grasland. *V Focus mei* 2023, 32-35.
- Kerkhofs, M.J.J., W. Silva & W. Ma, 1993. Zware metalen en organische microverontreinigingen in bodem, regenwormen en dassen in het winterbed van de Maas bij Grave. RIZA, Arnhem, the Netherlands.
- Klok, T.C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen & R.C. van Apeldoorn 1998. Effecten van zware metalen op de das: interactie tussen versnippering en vergiftiging. *Landschap* 15 (2): 77-86.

- Klok, T.C., 2004. Effecten van zware metalen op de das. Informatieblad 384/396.01, Wageningen UR, the Netherlands.
- Kruuk, H., 1989. The Social badger, ecology and behaviour of a group-living carnivore (*Meles meles*). Oxford University Press, Oxford, UK.
- Lahr, J., E.L. Wipfler, N. Bondt, T. de Koeijer, B. Berendsen, P. Hoeksma, L. van Overbeek & D.J. Mevius, 2017. Aanzet tot milieuprioritering van diergeneesmiddelen uit dierlijke mest. *H2O Water Matters: Knowledge Journal for Water Professionals*, 7(11): 8-11.
- Lawrence, R.D. & H.R. Miler, 1945. Protein content of earthworms. *Nature* 155 (3939): 517-517.
- Ma, W., 1990. Bioaccumulatie en effecten van schadelijke stoffen in het terrestrisch milieu, biomonitoring met regenwormen. *De Levende Natuur* 91 (4): 168-172.
- MacDonald, W. & C. Newman, 2022. The badgers of Wytham Woods. Oxford University Press, 569 pp.
- Moos, J.H., S. Schrader & H. Paulsen, 2017. Reduced tillage enhances earthworm abundance and biomass in organic farming. · *Landbauforsch · Appl Agric Forestry Res* 3/4 (67): 123-128.
https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn059488.pdf
- Mos, J., Heitkönig, I.M.A. & Van Wieren, S.E., 2014. The spring diet of badgers in two contrasting habitats in the Netherlands. *Lutra* 57 (1): 17-24.
- Neal, E., 1986. The National History of Badgers, Guild Publishing, London, 238 pp.
- Ojha, S., A. El-Din Bekhit, T. Grune & O.K. Slüter, 2021. Bioavailability of nutrients from edible insects. *Current Opinions in Food Science* 41: 240-248.
- Onrust, J. & T. Piersma, 2019. How dairy farmers manage the interactions between organic fertilizers and earthworm ecotypes and their predators. *Agriculture, ecosystems and environment*. 273: 80-85.
- Pelosi, C., S. Barot, Y. Capowyz, M. Hedde & F. Vandenbulcke, 2014. Pesticides and earthworms: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 199-228.
- Prendergast-Miller, M., 2019. The return of the natives: grass-clover leys boost earthworm recoveries; *Agricology Blog*; <https://www.agricology.co.uk/field/blog/return-natives-grass-clover-leys-boost-earthworm-recoveries>.
- Roper, T.J., 2010. Badger. Collins, London, UK, 388 pp.
- Ros, M.B.H., A.G.M. Schotman & T. Visser, 2020. Effecten van mesttoediening op regenwormen als voedsel voor weidevogels. Commissie Deskundigen Meststoffenwet, Wageningen, the Netherlands.
- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bloem, J., Bogte, J.J., Brussaard, L., De Goede, R.G.M., Faber, J.H., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Keidel, H., Korthals, G.W., Smeding, F.W., Ter Berg, C. & Van

- Eekeren, N., 2008. Soil ecosystems profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. RIVM Report 6076040009/2008, Bilthoven.
- Rutgers, M., T. Schouten, J. Bloem, E. Buis, W. Dimmers, N. van Eekeren, R.G.M. de Goede, G.A. J.M. Jagers op Akkerhuis, H. Keidel, G. Korthals, C. Mulder & E.J.W. Wattel Koekoek, 2009. Een indicatorsysteem voor ecosysteemdiensten van de bodem. RIVM Report 2014-0145, RIVM, Bilthoven, the Netherlands.
- Scheffczyk, A., K.D. Floate, W.U. Blanckenhorn, R.A. Düring, A. Klockner, J. Lahr, J.P. Lumaret, J.A. Salamon, T. Tixier, M. Wohde, J. Römbke, 2016. Non-target effects of ivermectin residues on earthworms and springtails dwelling beneath dung of treated cattle in four countries. *Environmental toxicology and chemistry* 35 (8): 1959-16-969.
- Schon, N.L., A.D. Mackay and M.A. Minor, 2011. Soil fauna in sheep-grazed hill pastures under organic and conventional livestock management and in an adjacent ungrazed pasture. *Pedobiologica* 54 (3): 161-168.
- Schröder, J.J., 2023. Veluwe te zuur voor natuurlijk herstel. *De Levende Natuur* 6: 251-254.
- Schröder, J.J. & J. Vink, 2022. Dassen en regenwormen. *De Levende Natuur* 1: 28-31.
- Spurgeon, D.J., Keith, A.M., Schmidt, O. *et al.*, 2013. Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. *BMC Ecol* 13, 46. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-13-46>.
- Steel, J.W. & K.C. Wardhaugh, 2002. Ecological impact of macrocyclic lactones on dung fauna. In: J. Vercruysse and R.S. Rew (Eds.) *Macrocyclic lactones in antiparasitic therapies*. CABI publishing, Wallingford, United Kingdom, pp 141-162
- Thissen, J. & F. van Bommel, 2018. Dassen en bemesten. Van Bommel Faunawerk, Wageningen, the Netherlands.
- Usmani, Z. & V. Kumar, 2015. Role of earthworms against metal contamination: a review. *Journal of biodiversity and environmental sciences* 6 (1): 414-427.
- Van Bommel, F, S. Vreugdenhil & M. La Haye, 2015. *De Das*. KNNV Uitgeverij, Zeist, 135 pp.
- Van Eekeren, N., D. van Liere, F. de Vries, M. Rutgers, R. de Goede & L. Brussaard, 2009a. A mixture of grass and clover combines the positive effects of both plant species on selected soil biota. *Applied Soil Ecology* 42: 254-263.
- Van Eekeren, N., H. de Boer, J. Bloem, T. Schouten, M. Rutgers, R. de Goede & L. Brussaard, 2009b. Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. *Biology and Fertility of Soils* 45: 595-608.
- Van Eekeren, N., L. Bommelé, J. Bloem, T. Schouten, M. Rutgers, R. de Goede, D. Reheul, L. Brussaard, 2008. Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Applied Soil Ecology* 40: 432-446.

- Van Eekeren, N., J. Bokhorst, J. Deru & J. de Wit, 2014. Regenwormen op het melkveebedrijf. Brochure Louis Bolk Instituut, Driebergen, 40 pp.
- Van Eekeren, N. & T. Visser, 2019. Memo: invulling kruidenrijk grasland. Louis Bolk Instituut, Driebergen, 38 pp.