Bodembiodiversiteit in Nederlandse landbouw, bos en (droge) natuur

Pact finding paper voor de Raad voor Leefomgeving en Infrastructuur (RLI) voor het advies Vitale Bodem, onderwerp Bodembiodiversiteit

Definitief 16-12-2019

Wim van der Putten
Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW)
w.vanderputten@nioo.knaw.nl

Met collegiale toetsing door Dr. Michiel Rutgers (RIVM), Prof.dr. Wietse de Boer (NIOO-KNAW), Dr. Ron de Goede (WUR) en Dr. Gerard Korthals (CSE)

Met dank aan Prof.dr. T.W. Kuyper, Prof.dr. H. Siepel en Prof.dr. M.P. Berg voor literatuursuggesties

Inleiding

De biodiversiteit van de bodem is enorm. In een hand vol grond bevinden zich wel 5000 soorten bodem(micro)organismen en het totale aantal bodemorganismen in zo'n hand vol grond is even groot als het aantal mensen op aarde (zo'n 7 miljard individuen; zie Tabel 1). Ter vergelijking: de Nederlandse wilde flora bevat zo'n 1400 wilde plantensoorten en in het totaal komt in Nederland zo'n 4000-5000 wilde soorten voor, inclusief tuinplanten. De meeste soorten in de bodem zijn bacteriën, schimmels, Archaea en Protisten. Daarnaast komen ook virussen, nematoden, beerdiertjes, potwormen, springstaarten, mijten, pissebedden, spinnen, regenwormen, mollen en andere ongewervelden en gewervelden in de bodem voor (Fig. 1).

Tabel 1. Geschatte diversiteit van verschillende groepen bodemorganismen. De eenheid verschilt per soortengroepen, hetgeen te maken heeft met de wijze waarop deze soorten doorgaans bemonsterd en gekwantificeerd worden. Tabel is samengesteld op grond van de literatuur aangevuld met expert judgment en heeft de basis gevormd voor Bardgett en van der Putten (2014).

	Diversiteit
Taxon	Per hoeveelheid grond/oppervlak
Prokaryoten (Bacteriën, Archaea)	140-8,800 · cm^{-3}
Schimmels	200-235 g^{-1}
Arbusculaire mycorrhiza	10-20 m^{-2}
Protisten	150-1200 0.25 g^{-1}
Nematoden	14-110 · ha^{-1}
Potwormen	1-15 ha^{-1}
Beerdiertjes	?
Springstaarten[7]	20 m^{-2}
Mijten (Oribatida)[8]	100-150 m^{-2}
Isopoden	10 -100 m^{-2}
Diplopoden	10 -2500 m^{-2}
Regenwormen	10-15 ha^{-1}

Figuur 1. Verschillende hoofdgroepen bodemorganismen. Linksboven-rechtsonder: mol, regenworm, loopkever, plantenparasitaire nematode, worteletende larve mycorrhizaschimmel, carnivore nematode, springstaart, mijt, springstaarten, mijten, beerdiertje, bacterie-etend aaltje, bacterien, schimmels, protisten.

De analyse van al dit bodemleven vereist veel specialistische en taxonomische kennis. Die kennis gaat sterk achteruit, doordat de specialisten vergrijzen en er onvoldoende geld wordt uitgetrokken voor hun opvolging. Intussen is er wel veel nieuwe methodologie ontwikkeld op het gebied van de moleculaire analyses die in een snel tempo verder wordt ontwikkeld. Er zijn tientallen analysetechnieken beschikbaar variërend van technieken om de biomassa van het bodemleven te bepalen, de biologische samenstelling en ook de functionele samenstelling. Het gaat te ver voor deze rapportage om al deze methoden in detail te behandelen, maar het is wel belangrijk aan te geven dat de micro-organismen (bacteriën, Archaea en schimmels) veelvuldiger moleculair worden gekarakteriseerd dan ongewervelden (b.v. nematoden, springstaarten, mijten). Door deze snelle ontwikkelingen in het verdwijnen van klassieke taxonomische kennis en almaar doorgaande ontwikkeling van nieuwe moleculaire analysetechnieken is het lastig om trends in de tijd en ruimte goed te kwantificeren. Vanaf het begin van de “moleculaire identificatierevolutie” in de jaren 90 zijn verschillende nieuwe analysetechnieken ontwikkeld. Elke vernieuwing ging gepaard met een beter onderscheidingsvermogen, zodat steeds meer soorten worden geanalyseerd. Toch zijn de klassieke taxonomische kennis en identificatietechnieken belangrijk en is het dus zaak niet uitsluitend afhankelijk te worden van moleculaire identificatie.

In Nederland bestaat een aantal lange-termijnstudies waarin regelmatig metingen zijn/worden verricht, bijvoorbeeld vanaf 1993 in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, waarin op landbouwgronden en bossen wordt gemeten (van Esbroek e.a. 1996, 1997). In 1997 is dit landelijk meetnet uitgebreid met metingen aan de bodembiodiversiteit met de Bodembiologische indicator

(BoBi) (zie bv Schouten e.a. 2018) en werd het meetnet uitgebreid met half-natuurlijke (grasland, heide) en sterk beïnvloede systemen (parken). Eveneens wordt op proefstations bodemleven gedurende langere tijd gemeten, zoals op de voormalige Lovinkhoeve (de Ruiter e.a. 1995) en de nog lopende bodemgezondheidsproef en de bedrijfsysteemvergelijkingsproef op proefboerderij Vredepeel. Daarnaast lopen er ook op andere plekken lange-termijnexperimenten in het landbouwkundig onderzoek, al is in de loop van de tijd veel van dit onderzoek wegbezuinigd.

Ook in (half)natuurlijke systemen wordt het bodemleven gemeten in onderzoeksprojecten die door onderlinge koppeling een langlopend karakter krijgen. Zo wordt al meer dan 20 jaar onderzoek gedaan naar bodemontwikkeling tijdens het uit productie nemen van landbouwgrond in het Planken Wambuisgebied (bv. Hedlund e.a. 2003, Van der Wal e.a. 2006, Kardol e.a. 2005, Morrien e.a. 2017, Wubs e.a. 2019). Nog langere waarnemingsreeksen bestaan er voor de zichtbare soortengroepen (planten, paddenstoelen, loopkevers, grotere bodemorganismen). Deze data zijn veelal verzameld door vrijwilligers van Floron, de Nederlandse Mycologische Vereniging, insectenwerkgroepen van het IVN, en van stichting EIS, waaronder bijvoorbeeld de loopkeverwerkgroep (https://www.eis-nederland.nl/werkgroepen/kevers). Ten slotte zijn er atlassen waarin bepaalde soortengroepen van de grotere bodemorganismen worden beschreven.

Recent is een aantal *citizen science* activiteiten gestart op het gebied van bodembiodiversiteit. Sinds 2015, het internationale jaar van de bodem, wordt elk jaar begin oktober de 'Bodemdierendagen' georganiseerd, waarbij door het Centrum voor Bodemecologie van het NIOO en WUR en onderzoekers van de Vrije Universiteit Amsterdam burgers wordt gevraagd om een telling te verrichten in bijvoorbeeld hun tuin, balkon, of stadspark van een aantal hoofdgroepen van grotere bodemdieren (pissebedden, slakken, spinnen, regenwormen, duizend/miljoenpoten, etc.). Deze datareeks is nog te kort om er sterke trends uit te kunnen halen, al was afgelopen jaar wel het effect van de droge zomer merkbaar in de relatief lage aantallen bodemdieren die geteld werden (https://bodemdierendagen.nl/). Daarnaast heeft het Westerdijk Instituut ook een citizen science initiatief over schimmels (http://www.westerdijkinstitute.nl/dashboardviewer.aspx?id=FB48B34D2DDD43C9AC449DCD998A79A9&Top=CSDT&Bottom=CSDB&Height=1000&Width=1200). Dit *citizen science* project is vooral gericht op het vinden van nieuwe schimmels en inmiddels zijn 25 nieuwe schimmelsoorten, waarbij de namen van de vinders in de nieuwe soortnamen worden verwerkt. Vanuit EIS is er een *citizen science* project over tuinslakken dat gericht is op de effecten van klimaatverandering op deze groep van bodemdieren, met name in tuinen (https://www.eis-nederland.nl/actueel/projecten/snailsnap/waarom-snailsnap). In Vlaanderen is er een *citizen science* initiatief over spinnen (https://www.ewi-vlaanderen.be/oproep-citizen-science/spinnen-als-natuurlijke-barometers-de-stad-spin-city).

Een wat langer lopende activiteit is de bodemmodule in GLOBE, een wereldwijd programma om scholen en onderzoeksinstellingen bij elkaar te brengen (Bezemer e.a. 2017). Nederlandse leerlingen bij het voortgezet onderwijs bepalen de aspecten van de zichtbare bodemfauna en verrichten metingen aan de bacterieactiviteit. De resultaten worden verzameld en besproken met onderzoeksinstellingen bij de WUR en het RIVM.

Vraagstelling voor de fact-finding paper bodembiodiversiteit

Door de RLI is gevraagd om in een paper van ongeveer 8.000 woorden de problematiek ten aanzien van de bodembiodiversiteit te behandelen met als specifieke vragen:

1. Wat is de stand van zaken aangaande bodembiodiversiteit, gebaseerd op statistieken, verdeeld naar regio.
2. Is er een mogelijke differentiatie naar bodemtypen?
3. Hoe verloopt de tijdslijn? Wordt de situatie aangaande de bodembiodiversiteit beter of slechter? Wat is de prognose?
4. Wat zijn de effecten van de bodembiodiversiteit?
5. Als er verschillen in inzicht bestaan over de situatie aangaande de bodembiodiversiteit, dient een objectief overzicht te worden gegeven van de standpunten. De discussiepunten dienen te worden benoemd. Het debat dient in kaart te worden gebracht.
6. Overzicht van bestaande oplossingen (toegepast, aangewend en die op korte termijn worden toegepast).

Voor de uitwerking van deze vragen is een keuze gemaakt uit een aantal representatieve studies, waarmee de hoofdvragen die zijn gesteld door de RLI kunnen worden beantwoord. Ten aanzien van punten 1 en 2 geldt dat er een sterke relatie is tussen de regionale bodembiodiversiteit en de regionale verschillen in bodemtypen en grondsoorten. Daarom worden de punten 1 en 2 gezamenlijk besproken. De tijdlijn, zoals genoemd in punt 3, is voor sommige soorten, zoals paddenstoelen, beter te beantwoorden dan voor bijvoorbeeld micro-organismen, aangezien door vrijwilligers al jarenlang informatie over het voorkomen van paddenstoelen wordt verzameld. Voor veel andere soortengroepen is de tijdlijnvraag minder makkelijk te beantwoorden. Of de situatie aangaande de bodembiodiversiteit beter of slechter wordt (ook een onderdeel van punt 3) hangt af van de vraag waarnaar wordt gekeken en met welke invalshoek.

De gegevens uit het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit zijn geschikter om regionale verschillen bloot te leggen dan patronen in de tijd, doordat de monsterpunten volgens een meerjarige cyclus zijn bezocht. Bovendien zijn, zoals hiervoor al is aangegeven, sommige analysetechnieken in de loop der jaren veranderd. Voor de langzame bodemprocessen is de meetreeks nog te kort. Wel kunnen met het meetnet patronen in landgebruik worden gekoppeld aan bodembiodiversiteit, zoals later wordt getoond. Via verandering in landgebruik kan dan wel iets worden geconcludeerd over verandering in bodembiodiversiteit (Rutgers e.a. 2018).

Het RLI-advies gaat over bodems voor landbouw, bos en (droge) natuur. In het meetnet is landbouwbodem uitgebreider onderzocht dan bos en (droge) natuur). In andere primaire bronnen, zoals de Rode Lijst van paddenstoelen wordt niet expliciet een onderscheid gemaakt tussen deze verschillende omstandigheden. Daarom zal deze vraag minder systematisch te beantwoorden zijn dan beoogd in de vraagstelling. In de conclusies wordt wel getracht een onderscheid te maken tussen deze gebiedstypen.

Trends naar regio, differentiatie naar bodemtypen

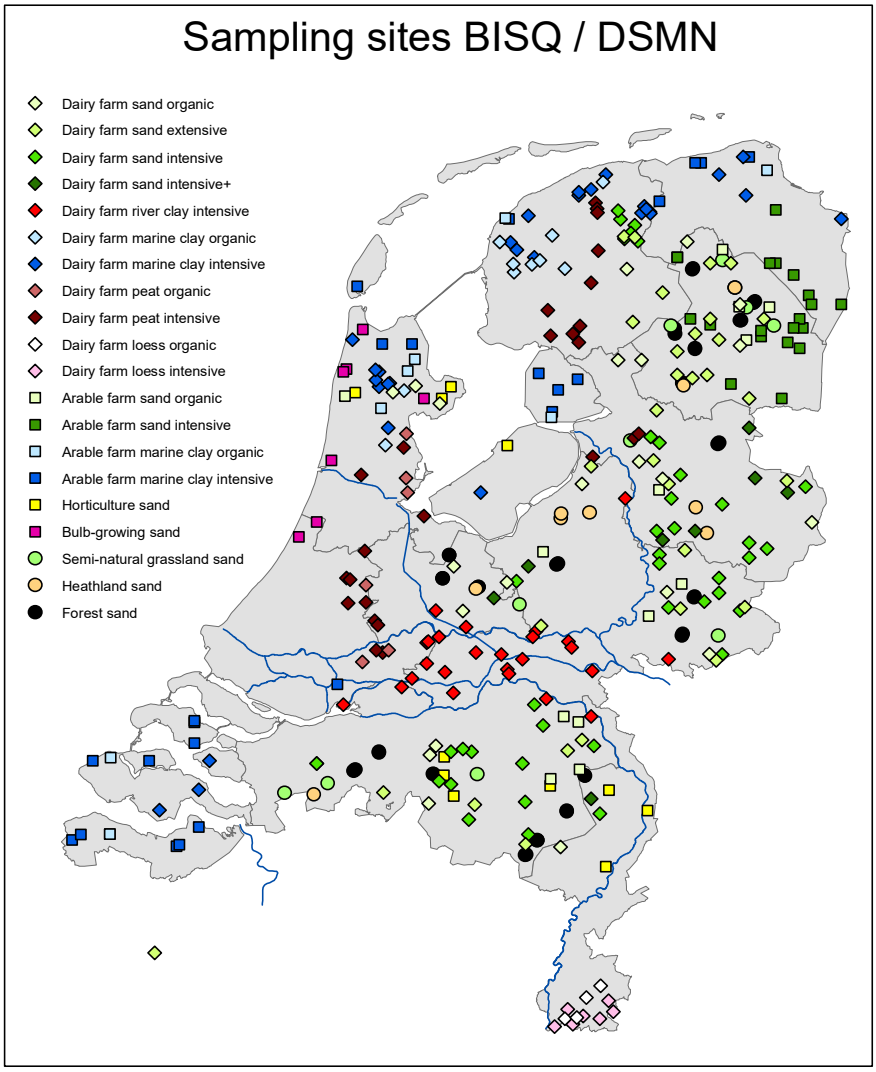
Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit

In 1993 is door het RIVM het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) gestart op 55 melkveehouderijbedrijven op droge zandgronden (Fig. 2). Daar is onderzoek gedaan op drie typen bedrijven die verschillen in fosfaatgehalte (gebaseerd op het PAL-getal) van 40, 52 (in de categorie ‘ruim voldoende’) en 65 (categorie ‘hoog’). De laatste categorie betrof melkveehouderij met

intensieve veehouderij als neventak. Het onderzoek richtte zich op de chemische bodemtoestand en de nematodengemeenschap. Nematoden (ook wel aaltjes genoemd) zijn geschikt als indicator voor de bodembiodiversiteit, doordat ze kunnen worden onderverdeeld naar voedseltypen (bacterie-eters, schimmeleters, planteneters, omnivoren en carnivoren), hetgeen iets zegt over de wijze waarop het bodemvoedselweb is samengesteld (Bongers 1988). In een bodemvoedselweb met veel schimmeleters wordt de organische stof in sterkere mate via het schimmelkanaal afgebroken, hetgeen aanduidt dat de organische stof moeilijker afbreekbaar is dan in het geval het voedselweb meer bacterie-gedomineerd is. In een voedselweb met meer omnivoren en carnivoren zijn de hogere voedsellagen duidelijk actief, hetgeen duidt op een completer voedselweb met relatief weinig verstoring door grondbewerking of input van voedingsstoffen (Bongers 1990).

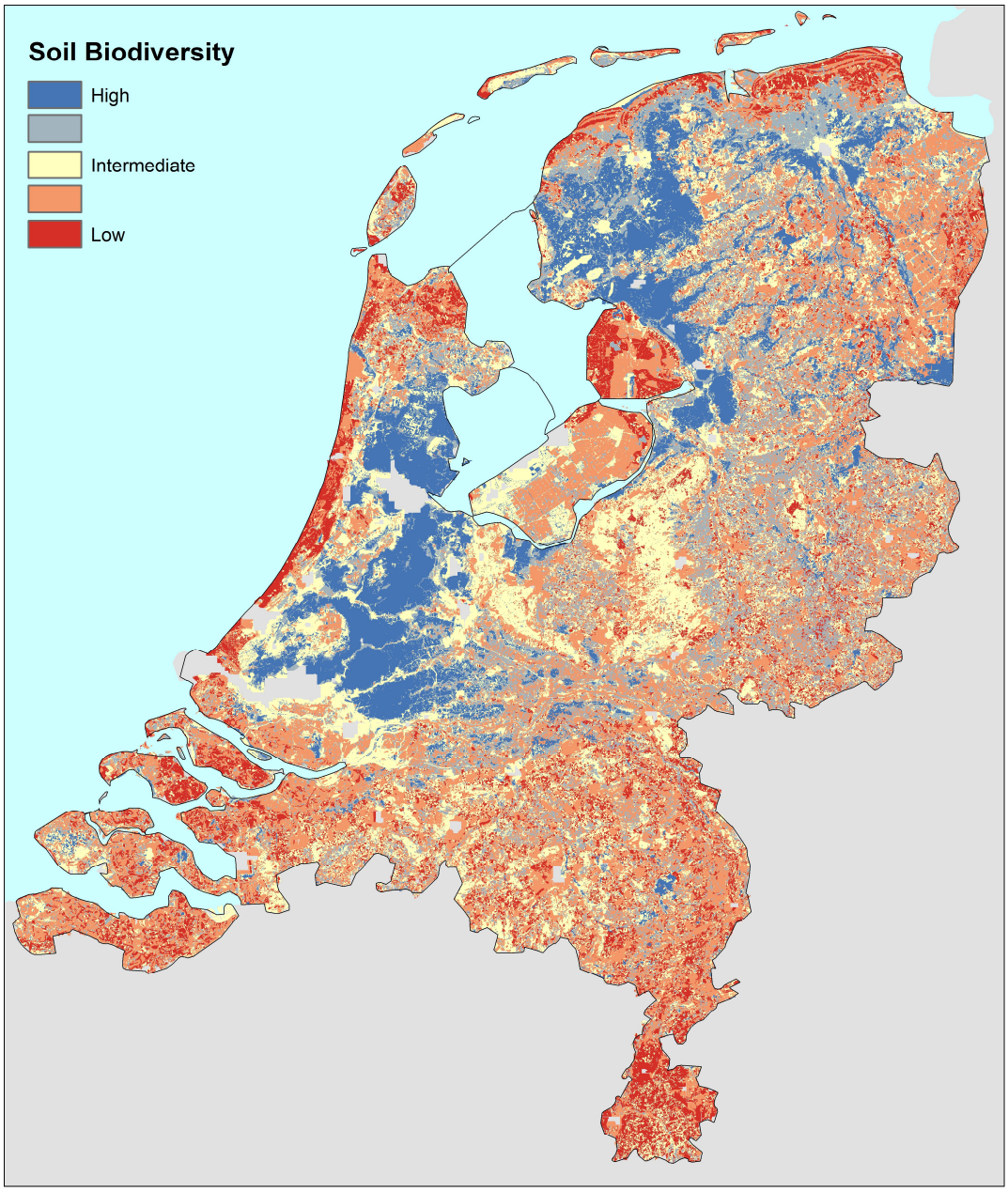
In 1993 en 1994 bleken de nematodengemeenschappen van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) te variëren met het fosfaatgehalte: terwijl de bacterie-etende nematodengemeenschap constant bleef, namen de schimmeleters en planteneters af naarmate het fosfaatgehalte hoger was (van Esbroek e.a. 1995). Dit resultaat laat zien met een toenemende bemestingsgraad van de bodem het bodemvoedselweb meer bacterie-gedomineerd wordt, terwijl het energiekanaal dat begint met organische stofafbraak door schimmels minder belangrijk wordt. Dergelijke bevindingen hebben geleid tot het besluit om in het LMB vanaf 1997 meer groepen bodemorganismen te meten met de Bodembiologische indicator (Bobi), waarmee een grotere set aan functionele kenmerken kon worden bepaald. De bevindingen met nematoden bleken te worden ondersteund door vergelijkbaar onderzoek in andere systemen. Het is bekend dat bacterie-gedomineerde bodems minder stabiel zijn onder extreme weersomstandigheden, zoals tijdens extreme zomerdroogte (de Vries e.a. 2012). Met stabiel wordt bedoeld dat de oorspronkelijke situatie terugkeert na verstoring. Beheer waardoor de bodem meer bacterie-gedomineerd wordt, leidt dus tot bodems die minder snel en goed terugkeren naar de oorspronkelijke toestand nadat de verstoring is afgelopen. Extreme droogte en perioden met zware regenval zijn voorbeelden van dergelijke verstoringen. Aan de andere kant zijn het juist de verstoringen die tot dergelijke bacterie-gedomineerde bodems leiden: intensieve grondbewerking en bemesting bevorderen een bacterie-gedomineerd bodemvoedselweb.

De verwachting is dat lokale bodembiodiversiteitskaarten een rol kunnen spelen bij de planning van beheersmaatregelen (zoals het de verhouding grasland-akkerbouw, gebruik van vanggewassen, verandering in gebruik van type mest, etc.), terwijl de bodembiodiversiteitskaarten met een regionaal en hoger schaalniveau gebruikt kunnen worden voor het inschatten van de gevolgen voor bodembiodiversiteit van grootschaliger beleid, zoals ‘soil sealing’ door verstedelijking, bedekken van grote gebieden met zonnevelden, en andere grootschalige landschappelijke ingrepen (Rutgers e.a. 2018).



Figuur 2. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (Bobi; Netherlands Soil Quality Monitoring Network NSMN). De monsterpunten betreffen de hoofd-land- en bodemgebruikcategorieën. Monsterpunten bevatten landbouwpercelen, organische landbouwbedrijven, heidevelden, half-natuurlijke graslanden en stadsparken. Bron: Rutgers e.a. (2009) met toestemming van de eerste auteur.

Gedurende 16 jaar zijn bodembiologische en andere bodemkenmerken gemonitord in het meetnet in een cyclus van 6 jaar. Schimmels zijn pas later toegevoegd als indicator. Internationaal gezien is dit het meest uitgebreide bodemmeetnet met bodembiologische metingen. Door de gegevens te extrapoleren kon een bodembiodiversiteitskaart van Nederland worden opgesteld (**Figuur 3**; Rutgers e.a. 2019).



Figuur 3. Bodembiodiversiteit in Nederland gebaseerd op een statistische analyse van (300) bekende monsterpunten (bron: Rutgers e.a. 2019; *toestemming onder CC BY*). De analyse is gebaseerd op een serie verschillende gegevens: aantallen en soortenrijkdom van regenwormen, potwormen, nematoden en micro-arthropoden, de koolstof- en stikstofmineralisatie en de leucine inbouw door de microbiële gemeenschap. De data zijn verzameld op basis van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (Figuur 2, Rutgers e.a. 2009). Deze kaart is dus eigenlijk een combinatie van gegevens over bodembiodiversiteit (de ongewervelden) en bodemactiviteit (de micro-organismen).

De auteurs van de bodembiodiversiteitskaart maken een aantal relativeringen, onder meer op grond van toetsing van de voorspellingen aan de hand van een validatiestudie in de provincie Noord-Brabant. De nauwkeurigheid van de voorspelling is verschillend voor de verschillende soorten in de bodem en afhankelijk van het bodemgebruik. Zo werden de aantallen micro-arthropoden - een belangrijke soortenrijke groep van de bossen en heideterreinen - een factor twee hoger voorspeld dan in werkelijkheid werd aangetroffen. Voor grasland op de arme zandgrond is de bacterieactiviteit

relatief slecht te voorspellen. In het algemeen waren de verschillen tussen de voorspelling en de actuele aanwezigheid beperkt: over de hele dataset was dat gemiddeld 45%.

Met dit soort grote kaarten kan niet worden ontkomen aan het maken van generalisaties. Bovendien worden niet alle bodemorganismen gerepresenteerd, terwijl de schimmelgegevens in het databestand zijn nog niet gebruikt voor het samenstellen van de biodiversiteitskaart, omdat er nog te weinig gegevens beschikbaar waren. Dit heeft bijvoorbeeld een effect op berekende waardes voor de schimmel gedomineerde systemen zoals de Veluwe, die daardoor mogelijk een “intermediate” waarde heeft gekregen. Ook is bij de hoge bodembiodiversiteit van de veenweidegebieden een kanttekening te zetten, want dit betreft gebieden waar het waterpeil verlaagd is, waardoor de microbiële afbraak van het veen onder invloed van zuurstof groot is. Dat levert een grote microbiële component op in het bodembiologisch systeem die zich uit in een hoog bodembiodiversiteitgetal hoog bodembiodiversiteitsgetal (Rutgers e.a. 2019). Het nadeel van deze weergave is dus dat de nationale bodembiodiversiteitskaart een mix bevat van biodiversiteit (van de ongewervelden) en activiteit (van de micro-organismen).

Het is ook lastig om biodiversiteitsgetallen een op een te koppelen aan een waardering. Zo correspondeert een hoog bodembiodiversiteitsgetal in veengebieden met de afbraak van veen (als gevolg van ontwatering), hetgeen een belangrijke broeikasgasemissiefactor is in Nederland. Ook een laag bodembiodiversiteitsgetal hoeft niet per se laag gewaardeerd te zijn. Zo hebben bijvoorbeeld de duinen een lage biodiversiteitswaarde, terwijl juist daar zeer specifieke soorten voorkomen. Zo heeft onderzoek in zeewerende duinen aangetoond dat een aantal plantenparasitaire nematoden, die een rol spelen in de vegetatie-ontwikkeling, specifiek in deze buitenduinen voorkomen (Brinkman e.a. 2015). In de dynamische buitenduinen komen ook zo’n vijftien kenmerkende paddenstoelen voor die nergens anders worden aangetroffen (http://www.yavannah.nl/infoteksten/paddenstoelen/duinpad2.php). Dergelijke bodembiodiversiteitskaarten dienen dus wel met kennis van de onderliggende gegevens en hun context te worden geïnterpreteerd, want microbiële activiteit is zeer tijds-afhankelijk en niet direct gecorreleerd met microbiële biodiversiteit. Bovendien zijn deze kaarten meer geschikt voor de interpretatie van grote gebieden en dominante systemen dan voor de analyse van de lokale bodembiodiversiteit.

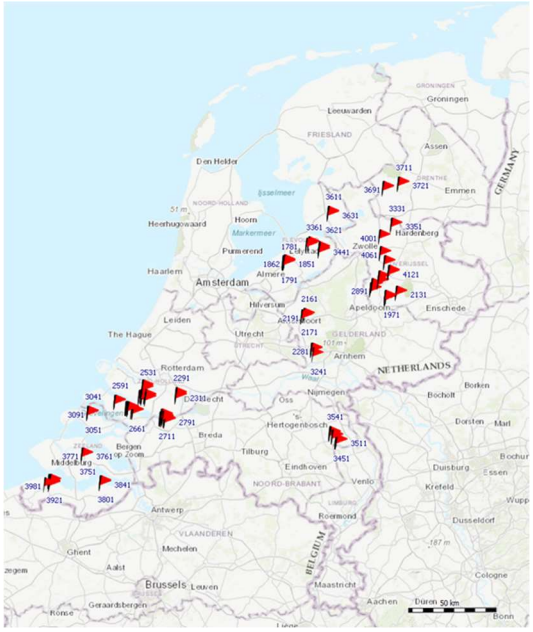
Momenteel worden in de internationale literatuur kaarten gepubliceerd over verschillende groepen bodemorganismen die variëren van wereldwijd (van den Hoogen e.a. 2019; Phillips et al. 2019) naar regionaal (bijvoorbeeld Europees: Griffiths e.a. 2016, Rutgers e.a. 2016) en lokaal (Debeljak e.a. 2009; Terrat et al 2017, Rutgers e.a. 2018). Bij elk schaalniveau hoort een interpretatie en een gebruikswaarde. Zo geeft bijvoorbeeld de wereldwijde nematodenkaart aan dat de nematodenbiodiversiteit van voedselgroepen en abundantie het hoogst is in Sub-Arctische gebieden en relatief laag in tropische regenbossen. Vooral het hoge getal voor de Sub-Arctische gebieden was onverwacht. Met dergelijke kaarten kan vervolgens worden uitgerekend wat de totale koolstofvoorraad is die in levende nematoden of regenwormen zit, maar de globale informatie is niet goed vertaalbaar naar specifieke beschermingsplannen. Evenmin kunnen daar herstelmaatregelen aan worden gekoppeld. De informatie kan wel worden gebruikt voor algehele ondersteuning van maatregelen die de bodembiodiversiteiten stimuleren. Ook draagt dit bij aan bewustwording dat het belangrijk is om opwarming van het klimaat tegen te gaan om te voorkomen dat de noordelijke veengebieden excessief koolstof gaan afgeven naar de atmosfeer (van den Hoogen e.a. 2019).

Hoewel de wereldwijde, continentale en nationale kaarten informatie bevatten over de bodembiodiversiteit op de betreffende schaal, zijn ze dus voor lokale situaties meestal niet optimaal. Dit heeft te maken met het feit dat de betreffende kaart representatief moet zijn voor het complete

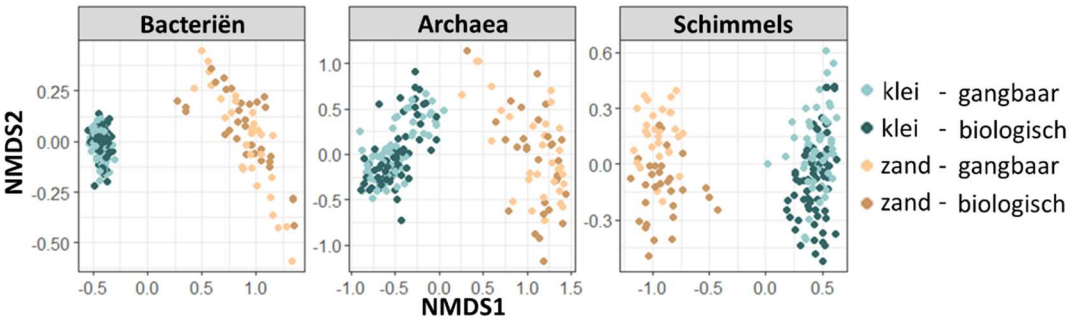
areaal wat wordt afgebeeld, terwijl de lokale situatie voor wat betreft bodemgesteldheid, landgebruik, bebouwing en andere factoren daar sterk van af kan wijken. Vaak is met dezelfde onderliggende gegevens een betere beoordeling te verkrijgen via uitgekiende selectie van informatie uit de grote databestanden die gebruikt zijn voor de kaarten, ondanks het feit dat de gegevens vaak niet verzameld zijn om die specifieke vraag te beantwoorden. Als ook die gegevens niet (voldoende betrouwbaar) beschikbaar zijn, dan loont het de moeite om aanvullende gegevens te verzamelen, bijvoorbeeld door nieuwe metingen te doen. Daarmee kunnen lokale effecten worden beschreven van specifieke beheersmaatregelen, zoals gangbare landbouw versus op organische stof gebaseerde landbouw, akkerranden, of (momenteel nog weinig van bekend) “kringlooplandbouw” of “koolstofboeren”.

Gangbare versus biologische /organische landbouw

Momenteel wordt in het kader van het NWO-Groen programma een onderzoek uitgevoerd in het Vital Soilsproject naar de wijze waarop de vitaliteit van landbouwbodems door verschillende akkerbouwpraktijken kan worden beïnvloed. Voor het onderzoek zijn 74 akkerbouw percelen in actieve boerderijen op zand en (zee)klei uitgekozen (Figuur 4). De helft van de percelen wordt volgens biologisch/organische landbouwmethoden bewerkt, terwijl de andere percelen worden bewerkt volgens de methode van de gangbare landbouwpraktijk. De biologisch/organische velden zijn zo gekozen dat op beide grondsoorten een tijdreeks sinds omvorming van gangbaar naar biologisch/organisch ligt van 1 tot meer dan 30 jaar sinds omvorming. Bij elk biologisch/organisch perceel is het dichtstbijzijnde gangbare perceel gekozen als referentie. Van de bodems wordt momenteel een groot aantal biologische, fysische en chemische gegevens bepaald. De moleculaire analyses van bacteriën, Archaea en schimmels zijn onlangs beschikbaar gekomen en worden momenteel verwerkt in een publicatie. Hierbij worden (onder voorbehoud) alvast enkele eerste inzichten gepresenteerd.



Figuur 4. Overzicht van de 74 percelen gangbaar en biologisch/organisch van het Vital Soils project (met toestemming van S. van Rijssel).



Figuur 5. Multivariate (NMDS) analyse van moleculaire (high-throughput Illumina sequencing van bacteriën, Archaea en schimmels op 74 percelen van gangbare en biologische percelen op klei en zand (met tiestemming van S. van Rijssel; manuscript in voorbereiding). N.B.: het betreft ongepubliceerde data die niet voor reproductie te gebruiken zijn zonder toestemming van de auteurs.

De moleculaire samenstelling van de microbiële gemeenschap verschilt het sterkst tussen zand en klei en daarna tussen gangbaar en biologisch/organisch; het duidelijkst in het geval van schimmels op zandgrond (Figuur 5 bron: S. van Rijssel e.a. in voorbereiding). Verder is er ook een verschil tussen Zeeland en Flevoland, maar dat is niet in Figuur 5 zichtbaar gemaakt. De verschillen tussen grondsoort en regio waren te verwachten, maar er blijkt niet een duidelijk patroon dat biologische bedrijven in de loop van de tijd meer microbiële bodembiodiversiteit ontwikkelen (S. van Rijssel e.a. in voorbereiding). Verdere analyse van deze bodems (aggregaten, organische stofchemie, nematodendiversiteit) is in uitvoering. Het is interessant dat per tijdsklasse grote verschillen zitten tussen de percelen. Een vervolgvraag zou dus kunnen luiden: “wat maakt dat het ene perceel meer biodiversiteit bevat dan het andere en ook of er bijvoorbeeld ‘*best practices*’ zijn die tot meer bodembiodiversiteit leiden”. Voorts is het ook de vraag wat deze bodemomstandigheden nu betekenen in termen van gewasopbrengst en saldo voor de boer. Op die vraag richt het Vital Soilsproject zich momenteel.

Specifieke vergelijkingen

Met behulp van de beschikbare gegevens kunnen verschillende vergelijkingen worden gemaakt: bodemtypen (meestal zand versus klei zoals in het bovengenoemde Vital Soilsproject; in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit zijn ook meetpunten op veen meegenomen), evenals landgebruik (grasland versus akkerbouw) en de mate van intensiteit van het landgebruik (beheersgraslanden, intensieve productiegraslanden, extensieve akkerbouw, organische/biologische landbouw, gangbare landbouw, akkerranden *versus* akkers). In verschillende studies blijkt dat het onderscheid tussen deze systemen afhangt van de gebruikte methode en de gebruikte vergelijking (Rutgers e.a. 2016, Siepel 2018, V. Kalle in voorbereiding, S. van Rijssel in voorbereiding; beide studies vinden plaats bij NIOO-KNAW, Wageningen). Zo bleek in een studie naar de functionele biodiversiteit van landbouwgronden met gebruikmaking van Biolog platen dat de functionele biodiversiteit van bacteriën sterker werd beïnvloed door landgebruik (grasland > akkerbouw) dan door bodemtypen (Rutgers e.a. 2016). Dit hoeft niet per se te betekenen dat graslandbodems meer biodiversiteit hebben dan de bodems onder akkers, omdat hier alleen een functionaliteit wordt getest. De microbiële samenstelling is in die studie niet bepaald.

In het bovengenoemde Vital Soilsproject werd de samenstelling van de bacterën en schimmels in de bodem van gangbare en biologische landbouwpercelen bepaald door middel van high-throughput

sequencing. De samenstelling werd het sterkst bepaald door een verschil tussen zand en klei. De microbiële samenstellimng verschilde ook tussen regio's (Zeeland *versus* Flevoland) Landgebruik (gangbaar *versus* biologisch/organisch) leverde een minder sterk verschil op in microbiële samenstelling (van Rijssel e.a. in voorbereiding; zie verderop in dit rapport).

In de Hoekse Waard vergeleken Sechi e.a. (2017) de bodem van percelen op vier gangbare boerderijen met die van de akkerrand. Het bleek dat in de akkerrand de biomassa van de bodembacteriën en bodemschimmels hoger was dan in de percelen. Verder had in de akkerrand de schimmelgemeenschap een belangrijker aandeel in de afbraak van organische stof en dat (daardoor) de respiratie minder snel verliep. Bovendien was het organische stofgehalte in de akkerrand hoger dan op het perceel. Dit duidt er op dat in akkerranden het bodemvoedselweb een structuur heeft waarin meer energie via het schimmelkanaal in de hogere lagen van het voedselweb terecht komt. In dit onderzoek is niet meegenomen in hoeverre grondbewerking (b.v.: wel of niet-kerend) hetzelfde effect zou hebben opgeleverd als de akkerrand. De vraag of het bodemverstoring is of de samenstelling van het plantenmengsel dat de bodembiodiversiteit het meest stuurt, is nog grotendeels onbeantwoord.

Specifieke groepen bodemorganismen

Planten

Zijn planten wel of geen bodemorganismen? Planten leven voor de helft in de bodem en plantenwortels leveren voedsel aan micro-organismen en ongewervelde bodemorganismen in de vorm van strooisel, wortelexudaten. In feite zijn planten dus bodemorganismen, tenzij als definitie wordt aangehouden dat een bodemorganisme in staat moet zijn de hele levenscyclus te voltooien in de bodem (dit naar analogie van aquatische organismen). Maar het lijkt niet onredelijk te stellen dat planten(wortels) tot het bodemleven behoren.

Het wordt steeds duidelijker dat de omzetting van plantenresten door het bodemleven en de pathogene/symbiontische interactie van plantenwortels met een deel van het bodemleven een meer gespecialiseerd proces is dan eerder werd verondersteld. Voor vrijwel alle wilde plantensoorten in Nederland bestaan uitgebreide verspreidingskaarten en is er veel informatie te vinden op waarneming.nl over recente vondsten. Veel plantensoorten geven een goede indicatie van de abiotische bodemcondities, variërend van stikstofminnend (of stikstofmijdend) tot zuur- of kalkminnend. Specifieke relaties met het bodemleven zijn echter veel minder goed bekend, al wordt daar momenteel wel aan gewerkt. Historisch gezien is meer bekend van specificiteit van pathogene micro-organismen en plantenparasitaire nematoden. Een achteruitgang van plantendiversiteit, of toenemende abundantie van enkele soorten, heeft dus zowel een direct effect (de diversiteit aan plantenwortels verandert) als een indirect effect (door de wisselwerking tussen de plantenwortels, strooisel en worteluitscheidingsproducten met het bodemleven). In veel bodembiodiversiteitsanalyses wordt de rhizosfeer doorgaans niet apart mee geanalyseerd, terwijl daar juist de meeste plantensoort-specifieke effecten op de bodembiodiversiteit kunnen worden verwacht.

Regenwormen

Voor Nederland is relatief goede regionale informatie beschikbaar over regenwormen. Er zijn zo'n 25 soorten regenwormen in Nederland (Krediet 2019) en die kunnen worden onderverdeeld in soorten die in de bovenlaag van de bodem leven, in de onderlaag van de bodem, of soorten die op en neer gaan tussen boven- en onderlaag. In de Atlas Natuurlijk Kapitaal worden kaarten gepresenteerd van de aantallen regenwormen per vierkante meter

(https://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/kaarten?config=58bf95bc-67bf-402d-a355-af211ad33949&gm-x=150000&gm-y=460000&gm-z=3&gm-b=1544180834512,true,1;1554735585994,true,0.8); Het is duidelijk dat de meeste regenwormen zich bevinden in klei- en veenbodems en dat in bossen en in zure en zandige bodems relatief weinig regenwormen voorkomen.

Daarnaast is er ook informatie over het aantal soorten regenwormen per 100 individuen: (https://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/nieuws/regenwormen-van-nederland-kaart-gebracht). In het geval van de regenwormenkaarten zijn de gegevens verkregen door 1300 monsterpunten van het Landelijk meetnet bodemkwaliteit statistisch met elkaar te verbinden. Maar binnen regio's kunnen nog steeds lokaal grote verschillen worden gevonden, doordat intensive grondbewerking en het uitrijden van drijfmest een negatief effect hebben op de aantallen regenwormen (Crittenden e.a. 2015, Frazoa e.a. 2017). De grootste (positieve) veranderingen op regenwormen zijn dus te verwachten als de landbouw wordt verduurzaamd.

Loopkevers

In Nederland komen bijna 400 soorten loopkevers voor die zich veelal op de bodem bevinden, maar gezien hun levenswijze en voedselopname (insecten, regenwormen en micro-arthropoden) kunnen ze tot de bodembiodiversiteit worden gerekend. In het standaardwerk over de loopkevers in Nederland (Turin 2000) wordt onder meer van iedere soort het areaal en het voorkomen beschreven, veelal met verspreidingskaartjes. Er is in Nederland een lange traditie van loopkeveronderzoek en monitoring. In 2021 komt het nieuwe boek uit over loopkevers, waarin een aantal trends in de tijd zal worden behandeld (H. Turin in voorbereiding). Volgens de auteur, die over datasets van meer dan 60 jaar loopkeverinventarisaties beschikt, lijkt het er op dat er geen toe-of afname van loopkevers zichtbaar is, maar deze gegevens zijn nog niet uitgebreid statistisch getest (H. Turin, persoonlijke mededeling). Het is wel vastgesteld dat veranderd landgebruik, zoals het uit productie nemen van voormalige akkers, grote verschillen in loopkeversamenstelling in de tijd kan opleveren. Bijvoorbeeld op Reijerscamp, een uit productie genomen landbouwgebied van ca 190 ha ten zuiden van de A12 bij Wolfheze, kwam de hoogste loopkeverdichtheid (en soortenrijkdom) voor in de periode van 2 tot-5 jaar nadat de agrarische productie was gestopt (Turin e.a. 2017). Typische heideveldsoorten waren op dat moment nog niet aanwezig, waarschijnlijk doordat ze beperkt verspreidingsvermogen hebben.

Paddenstoelen

In 2008 is de laatste Rode Lijst van paddenstoelen gepubliceerd (Arnolds en Veerkamp 2008). Nederland heeft wereldwijd het dichtste netwerk van vrijwillige paddenstoelenkenners en de Rode Lijst is gebaseerd op 1,8 miljoen verspreidingsgegevens die door deze vrijwilligers zijn verzameld. Sinds 2008 is het inventarisatiewerk doorgegaan, maar het voerde te ver om al die afzonderlijke publicaties te bestuderen.

Tussen 1996 en 2008 is er een lichte afname van 67 naar 62 procent rode lijstsoorten geconstateerd, hetgeen een positief resultaat is. Echter, op dat moment stonden 1612 soorten paddenstoelen op de Rode Lijst en dat is nog steeds zorgwekkend. In bossen is de afname van het percentage Rode Lijstsoorten het sterkst bij de mycorrhizapaddenstoelen, hetgeen ook een teken is dat de maatregelen tegen verzuring en vermesting een positief effect lijken te hebben. Maar dat laat niet onverlet dat er nog steeds het merendeel van de soorten op de Rode Lijst staan.

Het aantal Rode Lijstsoorten van paddenstoelen in duinen, heidevelden en graslanden is nagenoeg constant gebleven of licht gestegen (Arnolds en Veerkamp 2008). Momenteel vindt de grootste bedreiging van paddenstoelen plaats buiten bossen. Sommige patronen zijn het gevolg van regelgeving. Zo zijn bijvoorbeeld paddenstoelen van brandplekken afgenomen, hetgeen samenhangt met het verbod op het verstoken van snoeihout, terwijl paddenstoelen van houtsnippers juist zijn toegenomen. Paddenstoelen die op vaste mest voorkomen zijn afgenomen, terwijl deze juist zijn toegenomen in natuurgebieden, wellicht door de toename van begrazing in dergelijke natuurgebieden. Hoewel veel soorten paddenstoelen een veel groter verspreidingsgebied hebben dan Nederland alleen en sommige bedreigde soorten elders in Europa talrijker zijn, komen er in Nederland ook soorten paddenstoelen voor die elders in Europa niet worden gevonden. Momenteel wordt een aantal paddenstoelen in specifieke habitats meer systematisch gevolgd en die tijdreeksen kunnen in de toekomst aan trendanalyses onderworpen worden.

Volgens de beschrijvingen in de Rode Lijst van 2008 is het belangrijk dat zeer specifieke omstandigheden beschikbaar blijven voor paddenstoelen. Zo kan het kappen van een oude boom de laatste vindplaats van een paddenstoelensoort vernietigen. In heidevelden en stuifzanden is het aantal Rode Lijstsoorten juist toegenomen, hetgeen te maken heeft met de toegenomen verdroging en het verdwijnen van oude heidevegetaties.

Trends in de tijd

Trends in externe veranderingen

Een grote complicatie bij het beschrijven van de trends in de tijd is dat de onderliggende oorzaken veelvoudig zijn en ook nog eens op elkaar inwerken. In de periode na de tweede Wereldoorlog werden in vrijwel heel Nederland ruilverkaveling- en landinrichtingsprojecten uitgevoerd. Tevens nam de intensieve veehouderij toe, werd steeds meer mest op het land uitgereden en veranderde de hoeveelheid kunstmest, het type organische mest (vaste versus drijfmest) en de wijze van opbrengen (bovengronds versus injecteren). De gewasbescherming, die ook een effect heeft op de bodembiodiversiteit, veranderde sterk van breedwerkende allesdodende middelen zoals DDT en Lindaan, tot middelen die meer selectief werken maar toch ook diep in de (in ieder geval bovengrondse) voedselketen kunnen doordringen, zoals neonicotinoïden. Daarnaast is het gebruik van sommige herbiciden sterk toegenomen, zoals Roundup (met glyfosaat als werkzame stof), waarbij het de vraag is wat langdurige toepassing doet met de bodembiodiversiteit (Hagner e.a. 2019). Tegelijk met de ruilverkavelingen werd in veel gebieden de ontwatering gereguleerd en zakte het grondwaterniveau, waardoor verdroging en –vooral in de veenweidegebieden- ook afbraak van de bodem organische stof plaatsvond.

Door de ruilverkaveling en de daarna zich doorzettende ontwikkelingen nam de perceelsgrootte sterk toe en werden randen, heggen en sloten in toenemende mate opgeruimd, waardoor het landschap grootschaliger en eenvormiger is geworden. Daar bovenop komt nog het gebruik van zwaardere machines, waardoor de bodemverdichting is vergroot en de bodemstructuur is afgenomen. Ook het gebruik van minder gewassen, met een sterke focus op mais, suikerbieten en aardappelen en de ontwikkeling van hoog producerende rassen (bijvoorbeeld kortstro graanrassen) en de afname van rustgewassen zoals granen in de rotatie, heeft een effect gehad op de bodembiodiversiteit. Verdroging van de bovengrond, bijvoorbeeld door toegenomen ontwatering, kan ook nadelige effecten hebben voor bodemdieren, die zeer gevoelig kunnen zijn voor droogte.

Momenteel worden grote veranderingen veroorzaakt door nieuwe factoren, zoals de opwarming van het klimaat, waardoor in de winter bodems niet of nauwelijks meer bevriezen en plagen niet worden onderdrukt. De recente muizenplagen zijn daar waarschijnlijk een voorbeeld van, hetgeen ook nog kan worden beïnvloed doordat de predatoren van de muizen, zoals torenvalken en uilen, het ook moeilijk hebben om te overleven. Door de opwarming kunnen boven- en ondergrondse processen ontkoppeld raken. Lucht warmt sneller op dan een natte bodem en het is afhankelijk of de lucht- en bodemtemperatuur even snel vervroegen. Mocht dat niet het geval zijn, bijvoorbeeld doordat de bodem langer vochtig blijft, kan dat een effect hebben op de wijze waarop ziekten en plagen van nature onderdrukt worden. Voor de bodem is nog maar weinig bekend over dit fenomeen, Meer is bekend van de effecten van de opwarming van het klimaat op wilde plantensoorten, insecten, vogels en zoogdieren die uit het zuiden oprukken. Samen met de extreme weersomstandigheden (droogte, hevige regenval) kunnen die zuidelijke planten een zichzelf versterkend effect oproepen waardoor die nieuwe soorten de lokale plantensoorten verdringen (Meisner e.a. 2013). Dit kan effecten hebben op het bodemleven en de bodembiodiversiteit, omdat een aantal areaaluitbreiders minder geschikt is als waardplant voor inheemse bodembewoners, bijvoorbeeld doordat hun chemie afwijkt van die van inheemse plantensoorten (Wilschut e.a. 2018).

Een groot effect van de klimaatverandering is ook dat er veel meer moet worden beregend op de akkers. Er is nog maar weinig bekend van de effecten van deze extreme weersomstandigheden op de bodembiodiversiteit. In een recente studie is waargenomen dat extreme droogte andere soorten bodemmicro-organismen selecteert dan extreme regenval (Meisner e.a. 2018). Bodembiodiversiteit is belangrijk om de ecosysteemprocessen te kunnen continueren tijdens en vooral na dergelijke extreme weersomstandigheden.

Planten

Voor wilde planten worden de veranderingen in de tijd nauwkeurig in kaart gebracht. In het algemeen worden planten niet zo snel door bodembiologen in hun onderzoek betrokken, maar gezien hun rol als leverancier van inputs aan het bodemvoedselweb dragen ze zowel direct als indirect bij aan bodembiodiversiteit. Momenteel is de biodiversiteit van plantensoorten, vooral in kwetsbare voedselarme natuurgebieden, nog steeds sterk bedreigd door stikstofdepositie, andere vermestingseffecten, verdroging en versnippering. In de jaren ’80 nam de bezetting van oppervlak door stikstofminnende plantensoorten toe, terwijl rond de eeuwwisseling juist warmteminnende planten toenamen (Tamis e.a. 2005). De toename van warmteminnende plantensoorten wordt wel gekoppeld aan klimaatopwarming, waardoor het oprukken van plantensoorten uit het zuiden mogelijk werd, zoals ook goed te zien is op de recent gepubliceerde klimaatkaart van wilde plantensoorten in Europa (https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=24774). Veel warmteminners komen voor langs de kust en langs de grote rivieren, waarschijnlijk omdat die gebieden relatief warm zijn en via het water in nauw contact staan met gebieden uit Zuid-Europa waar deze plantensoorten vandaan komen. Een aantal van deze areaaluitbreiders zijn soorten die eerst vanuit andere continenten in Europa zijn geïntroduceerd, zoals bezemkruiskruid (*Senecio inaequidens*) of Europese soorten die elders invasief zijn, zoals de Rijncentaurie (*Centaurea stoebe*). Het is dus goed mogelijk dat sommige van deze areaaluitbreiders tot nieuwe invasies in Nederland gaan leiden, maar het is niet gemakkelijk te voorspellen wie daadwerkelijk invasief gaan worden. Het is mogelijk dat het oprukken door zuidelijke soorten wordt bevorderd door veranderd landgebruik, waardoor meer –tijdelijk- open plekken ontstaan en de toename aan verbindingen in het landschap, bijvoorbeeld de noord-zuid snelwegen en de opening van het Rijn-Donaukanaal.

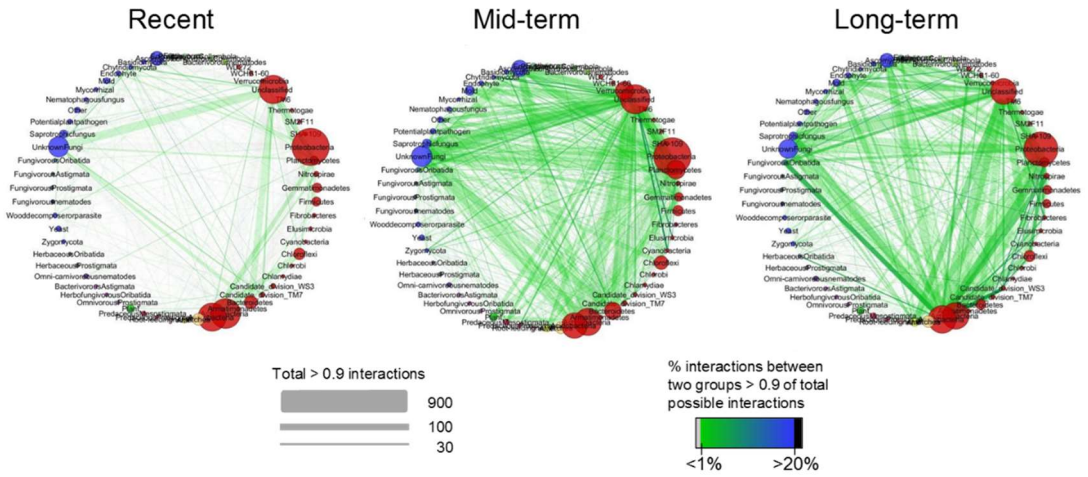
Paddenstoelen

In een studie naar ectomycorrhiza paddenstoelen tussen 1965 en 2015 kon worden aangetoond dat sinds het dieptepunt van deze paddenstoelen in de periode rond 1985 er weer een toename is vastgesteld. Deze toename is het grootst in gebieden waar de geringste stikstofdepositie plaatsvindt (noord-oostelijke zandgronden), terwijl de toename het geringst is in de zuid-oostelijke zandgronden in Noord-Brabant en Noord-Limburg, waar de stikstofdepositie nog steeds relatief hoog is (Van Strien e.a. 2018). In dat artikel wordt tevens genoemd dat de kritische stikstofdepositie 10-20 kg $N.ha^{-1}.jaar^{-1}$ is, terwijl de regionale niveaus in 2015 nog steeds rond de 21–35 kg $N.ha^{-1}.jaar^{-1}$ lagen. De auteurs stellen voor dat er een verband is tussen stikstofbelasting en ectomycorrhizapaddenstoelen, maar deze stelling is niet hard statistisch getest. Verondersteld wordt dat het terugbrengen van de depositie positief is geweest voor het herstel van deze groep paddenstoelen (van Strien e. a. 2018), maar het moet wel voorkomen worden dat correlaties tot oorzakelijke verbanden worden verheven.

Ook zijn effecten van klimaatverandering waar te nemen. In Engeland zijn data geanalyseerd van 56 jaar waarnemingen aan het voorkomen van vruchtlichamen van paddenstoel-producerende schimmels in de herfst (Gange e.a. 2007). Het blijkt dat tegenwoordig de vruchtvorming van paddenstoelen eerder in de herfst begint en later in de herfst eindigt dan een halve eeuw geleden. Schimmels die zowel loof-als in naaldbossen voorkomen, waren vooral in loofbossen langer aanwezig, terwijl dezelfde paddenstoelen in naaldbossen minder gevoelig leken te zijn voor opwarming. Veel soorten produceren tegenwoordig tweemaal per jaar paddenstoelen. De onderzoekers stellen voor dat de afbraak van strooisel en organische stof in bossen is toegenomen ten opzichte van het verleden (Gange e.a. 2007), maar of dat werkelijk zo is en of het door de paddenstoelen komt, dient apart te worden vastgesteld.

Bodemvoedselweb ontwikkeling op uit productie genomen landbouwgronden op droge zandgrond

In een studie op een tijdreeks van uit productie genomen landbouwgronden op de Zuid-Veluwe (droge zandgrond) werden negen percelen bemonsterd die tussen 5-10 (Recent), 10-25 (Mid-term) en > 25 (Long-term) jaar geleden uit productie werden genomen en omgevormd tot extensief begraasd half-natuurlijk grasland (Morriën e.a. 2017). Van vrijwel alle groepen bodembiota (uitgezonderd protozoën) werd de diversiteit van de drie “successie” stadia geanalyseerd en op grond hiervan een correlatie-gebaseerd netwerk berekend. Het bleek dat de biodiversiteit van de meeste soortengroepen nauwelijks toenam in de tijd, maar dat er wel een duidelijk verschil bestond tussen soorten die vroeger en later in de successie voorkwamen. Daardoor was er in midden-successiestadia een tijdelijke verhoging van bodembiodiversiteit, doordat daar de vroege en late successiesoorten deels overlappend voorkwamen. Tijdens de successie ontstond ook een duidelijke verandering in de aanwezigheid van soorten bodemorganismen, met name doordat de soorten steeds beter gecorreleerd voorkwamen. Dat uitte zich in een toegenomen structurering van het netwerk, hetgeen in Figuur 6 blijkt uit meer verbindingen (de groene lijnen binnen de cirkels) tussen de soortengroepen bodemorganismen. Bodemnetwerken die sterker gecorreleerd zijn, bleken bovendien efficiënter te zijn in het doorgeven door planten van koolstofverbindingen (assimilaten) aan de schimmels en schimmeleters (Morriën e.a. 2017). Daarnaast bleek ook dat in de loop van de tijd sinds uit productie nemen het aantal actieve mycorrhiza-schimmels toenam, terwijl het aantal actieve plantenziekten-verwekkende bodemschimmels afnam (Hannula e.a. 2017).



Figuur 6. Netwerken van bodemorganismen (bacteriën, schimmels, springstaarten, mijten, potwormen, nematoden, regenwormen, planten; allen afgebeeld als bollen op de buitenrand van de cirkel) die zich ontwikkelen in de bodem van uit productie genomen landbouwgrond op zand op de zuid Veluwe. Groene lijnen tussen de soortgroepen geven aan dat soorten samen (gecorreleerd) voorkomen. Meer en dikkere lijnen geeft aan dat het aantal gecorreleerde soorten toeneemt. Het blijkt dat vooral tussen Recent (5-10 jaar uit productie) en Mid-term (10-25 jaar uit productie) de bodemgemeenschap sterker gecorreleerd raakt. Toenemende correlatie correspondeerde met een efficiënter functionerend bodemvoedselweb (Morriën e.a. 2017; *gebruik onder CC By*).

Droge heide en dennenbossen

De cumulatieve effecten van verzuring en stikstofdepositie op mineraal-arme droge heide hebben ook tot gevolg dat bodemmicro-arthropoden (springstaarten en mijten) problemen krijgen met het opnemen van voldoende voedingsstoffen, in dit geval fosfaat (Siepel e.a. 2018). Dit toont aan dat verzuring en vermesting nog steeds de bodembiodiversiteit onderdrukken.

In een grove dennenbos bleken de maatregelen tegen verzuring (door bekalking) de fosfaatlimitatie te vergroten waardoor bepaalde soorten planten-etende micro-arthropoden afnamen. Andere soorten namen juist toe (Siepel e.a. 2019).

Deze studies maken duidelijk dat de effecten van verzuring en stikstofdepositie ook doorwerken in de hogere lagen van het bodemvoedselweb en dat maatregelen zoals bekalking de effecten niet per se hoeven op te lossen en zelfs kunnen versterken.

Intensivering van landbouw

Het was al bekend dat de intensivering van de landbouw nadelig is voor regenwormen (Crittenden 2014, Frazão e.a. 2017) en mycorrhizaschimmels (Helgason e.a. 1987). Inmiddels is een aantal studies gepubliceerd of in uitvoering naar de effecten van intensivering van het landgebruik op andere groepen bodemorganismen. Siepel (2018) liet zien dat de aantallen individuen en het aantal soorten springstaarten en mijten in akkerland lager is dan in soortenrijk (natuurlijk) grasland. Dit onderzoek is uitgevoerd op een groot aantal locaties op de Oostelijke zandgronden. Natuurlijk grasland had de hoogste aantallen individuen en aantallen soorten springstaarten en mijten. Intensief grasland had een sterk verminderd aantal dat vergelijkbaar was met de aantallen op akkers (Figuur 7; Siepel 2018).

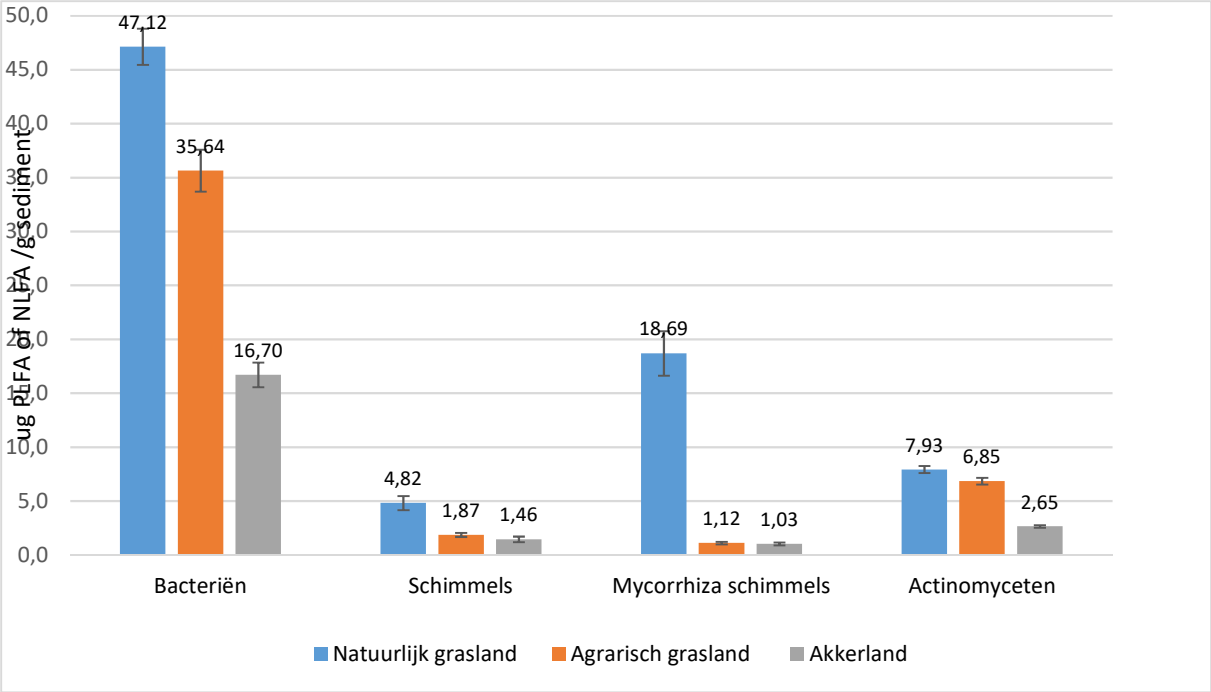
[Voor deze figuur gelieve wegens copyright de originele publikatie te raadplegen: Figuur 2 in Siepel, H. (2018) Bodembiodiversiteit van zandgronden. Bodem nummer 3, 2018, p 11-13.]

Figuur 7. A. Dichtheid ($N.m^{-2}$) en B Soortenrijkdom (N) van natuurlijk grasland, licht bemest hooiland, gescheurd grasland, grasland uit reguliere landbouw en (gangbaar) bouw(akker)land op Oost-Nederlandse zandgronden (bron: Siepel 2018).

De resultaten van Siepel (2018) worden verder versterkt door bevindingen van V. Kalle e.a. (ongepubliceerd) in het Maasheggengebied nabij Oeffelt. Daar bleek de microbiële biomassa van soortenrijke graslanden op zavel-achtige klei beduidend hoger te liggen dan die van regulier grasland en bouwland (Figuur 8). Het sterkste effect trad op bij de mycorrhizaschimmels, die in regulier grasland en akkers bijna geheel afwezig waren. Van deze grondmonsters wordt momenteel ook een moleculaire biodiversiteitsanalyse uitgevoerd op de micro-organismen en nematoden, maar die data zijn nog niet beschikbaar. In een meta-analyse bleek dat de diversiteit van arbusculaire mycorrhizaschimmels vaak lager is in intensieve landbouw (de Graaff e.a. 2019). De vetzuuranalyses zijn ook uitgevoerd onder de heggen die de akkers van elkaar scheiden. Het bleek, dat de akkers maar weinig effect hadden op de microbiële biomassa onder de heggen. Landgebruik lijkt dus grote verschillen in de samenstelling van het bodemleven te veroorzaken. Deze verschillen kunnen op zeer kleine ruimtelijke schaal optreden, zo wijst het onderzoek in het Maasheggengebied en in de akkerranden uit.

Deze resultaten uit Nederland worden bevestigd door onderzoek naar de gevolgen van intensivering van landgebruik dat op boerderijen in vier landen in Europa is uitgevoerd. In die studie leidde een toename van de intensiteit van het grondgebruik tot een afname van soortenrijkdom, tot een verlies van grotere bodemdieren en de voedselpyramides worden er minder complex door (Tsiafouli e.a. 2015).

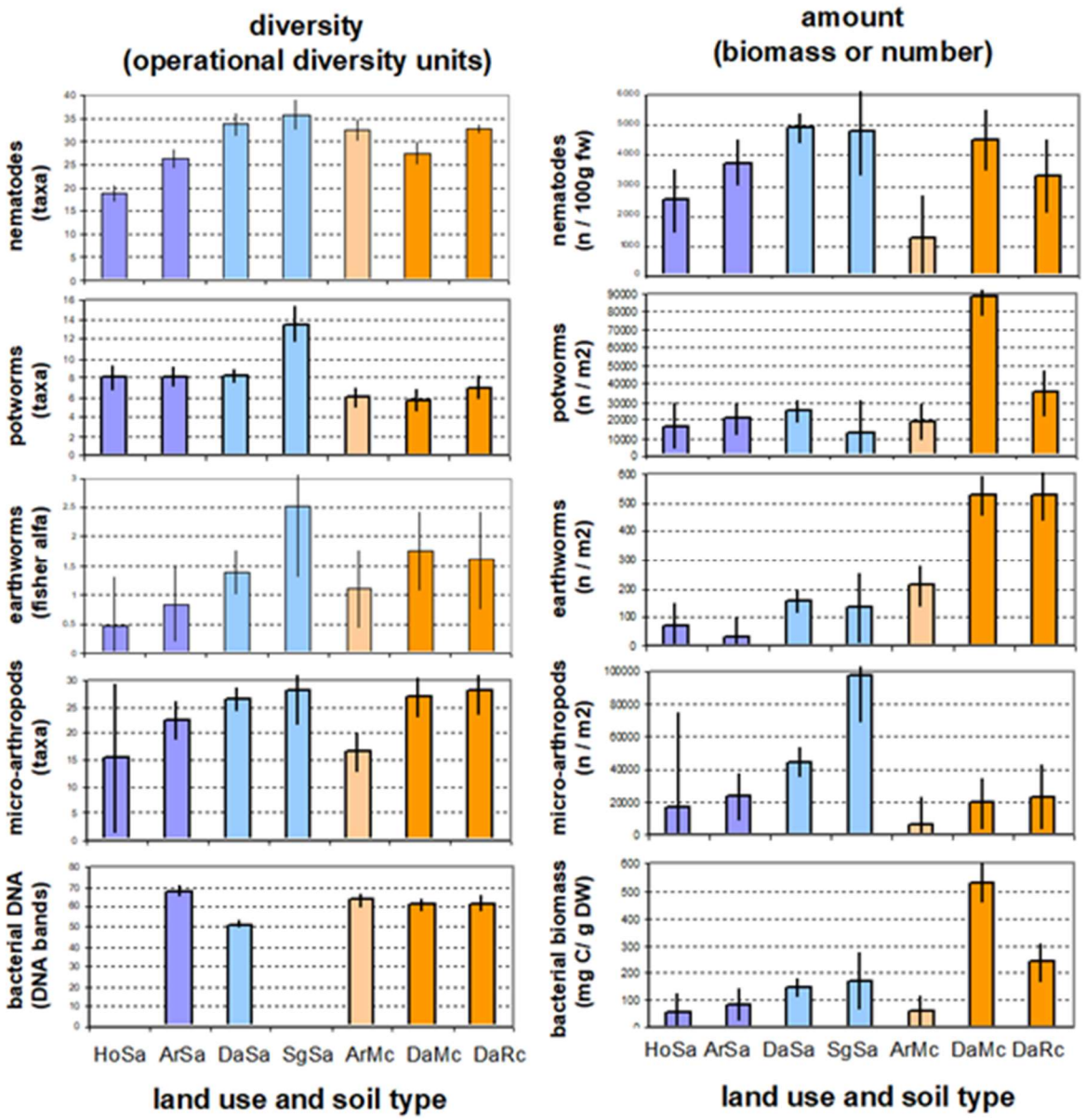
In Rutgers e.a. (2009) zijn de aantallen individuen en taxa uit het Bobi netwerk op akkers en in enkele natuurgebieden gepresenteerd (**Figuur 9**). Daaruit kunnen aantallen en aantal taxa van alle Bobicategorieën aan bodemorganismen worden afgelezen. De lichte staven zijn de abundantie en aantallen taxa op de landbouwpercelen; de donkere staven zijn de gegevens van (half)natuurlijke systemen.



Figuur 8. Biomassa van bacteriën, schimmels, mycorrhizaschimmels en actinomyceten in drie landgebruikstypen (natuurlijk grasland, agrarisch (intensief/regulier) grasland en (mais/aardappel) akkerland in het Maasheggengebied. Data zijn bepaald door middel van vetzuuranalyse (PLFA en NLFA; data gebruikt met toestemming van Valerie Kalle). Noot: de data zijn ongepubliceerd en mogen niet worden gebruikt zonder toestemming van V. Kalle).

Bacterien versus schimmels

De huidige landbouwpraktijk van intensieve grondbewerking, hoge input van meststoffen en geringe beschikbaarheid van moeilijker afbreekbare organische stof stuurt de bodemgemeenschap in de richting van een bacterie-gedomineerde biodiversiteit waarin schimmels een geringe rol spelen. Deze bodems zijn dus nog steeds biodivers, maar missen een belangrijke component (de schimmels) die in het systeem zorgen voor langzamere afbraakprocessen en voor een betere stabiliteit tijdens extreme weersomstandigheden (de Vries e.a. 2012, Bardgett en van der Putten 2014). Kortom, het gaat er in het geval van bodem niet alleen om dat er een hoge biodiversiteit aanwezig is, maar ook dat het bodemvoedselweb, waarin al het bodemleven functioneert, zowel kanalen heeft voor snelle (bacteriën) als ook voor langzame (schimmels) energiedoorgave. Een bacterie-gedomineerde bodem is prima in staat om een hoge landbouwproductie te verzorgen, maar veel andere ecosysteemprocessen, zoals vasthouden van voedingsstoffen, vastlegging van koolstof en beperking van broeikasgasemissies (de Vries e.a. 2013, Morriën e.a. 2017) zijn sub-optimaal, waardoor de multi-functionaliteit van deze bodems beperkt wordt. De uitdaging is om door middel van beheer bodems zowel hoogproductief te laten zijn voor de hoofdfunctie (bijvoorbeeld gewasgroei), en ook voor de andere ecosysteemfuncties die van belang zijn voor een duurzaam bodemgebruik.



Figuur 9. Aantallen individuen en taxa van groepen bodemorganismen in de Bobivelden Bron: Rutgers e.a. (2012). Eerste twee letters: Ho = horticulture, Ar = arable, Da = dairy, Sg = semi-natural grassland. Laatste twee letters: Sa = sand, MC = marine clay, RC = river clay.

Effecten van bodembiodiversiteit

Sinds 1992 zijn tal van onderzoeken uitgevoerd naar het belang van biodiversiteit voor het functioneren van ecosystemen. Veruit de meeste onderzoekingen zijn gericht geweest op de rol van diversiteit in wilde plantengemeenschappen. Als bodembiodiversiteit al werd onderzocht, was het vaak in relatie tot hoe de bodembiodiversiteit werd beïnvloed door toe- of afnemende plantendiversiteit (b.v. Dassen e.a. 2017). In een aantal onderzoeken is de bodembiodiversiteit gevarieerd en het effect ervan op ecosysteemfuncties onderzocht. Zo werd bijvoorbeeld aangetoond dat een grotere diversiteit aan mycorrhizaschimmels, die in symbiose met planten leven, een verhoogde diversiteit en productiviteit in plantengemeenschappen opleverde (van der Heijden e.a. 1998). Onderzoek aan bodembiodiversiteit in relatie tot de omzetting van organische stof wees dat

een verhoogde bodembiodiversiteit resulteerde in een hogere afbraaksnelheid (Heemsbergen e.a. 2004) en dat een grotere diversiteit aan plantenparasitaire nematoden tot een lagere opbrengstderving van planten leidde (Brinkman e.a. 2004).

Een belangrijk aspect voor het begrijpen van de effecten van (bodem)biodiversiteit op het functioneren van ecosystemen is dat de verandering in biodiversiteit vaak wordt veroorzaakt door een externe factor. Afname van bodembiodiversiteit heeft een verlies aan functies tot gevolg, zoals vergroting van de uitspoeling van stikstof en een verhoogde uitstoot van broeikasgassen (de Vries e.a. 2013). Maar deze verandering van functioneren gaat vaak samen met een toename aan bemesting, intensivering van grondbewerking en andere zaken (bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelengebruik) die de diversiteit van het bodemleven reduceren en ook de uitstoot naar (grond)water en atmosfeer vergroten van bijvoorbeeld broeikasgassen (naar atmosfeer) en nitraat (naar grondwater). De oorzaak van afname van bodembiodiversiteit is dus vaak op zichzelf al het gevolg van het feit dat de bodem meer belast wordt met verstoring en vermesting, met als gevolg dat de bodem minder efficiënt wordt in het omgaan met voedingsstoffen, broeikasgassen, etc. De grootste bedreiging van bodembiodiversiteit vormt echter de totale bodemafdichting (soil sealing). De afgelopen 20 jaar is in Nederland een gebied bebouwd ter grootte van half de provincie Utrecht. Ook de aanleg van zonneparken op (landbouw)grond is verwacht een groot negatief effect te hebben op de bodembiodiversiteit (Kok e.a. 2017).

In het geval van bodembiodiversiteit is het van belang te realiseren dat de verschillende bodemorganismen samen een veelheid aan functies vervullen. In het verleden werd vaak uitgegaan van een geringe mate van specificiteit in het bodemleven. Hierdoor zouden heel veel verschillende soorten bodembacteriën allemaal even goed zijn in de omzetting van organische stof tot voor de plant opneembare voedingsstoffen. Recent onderzoek heeft echter uitgewezen dat er toch wel aanzienlijke verschillen bestaan tussen de verschillende bodemorganismen in de wijze waarop ze hun functies uitoefenen. Zo is de afbraak van plantmateriaal aanmerkelijk specifieker dan altijd gedacht (Veen e.a. 2017). Er is dus minder sprake van overtolligheid ("*functional redundancy*") en veel meer van specialisatie, hetgeen betekent dat verlies aan bodembiodiversiteit ook verlies aan functioneren inhoudt.

Een belangrijk concept voor het begrijpen van bodembiodiversiteit is dat bodemorganismen met elkaar een voedselweb vormen, waarbij de bacteriën en schimmels de organische stof afbreken en vervolgens gegeten worden door protozoën, nematoden, potwormen, springstaarten en mijten. Bij dit eten komen voedingsstoffen als stikstof en fosfaat vrij, die door planten als voedingsstoffen kunnen worden opgenomen. Deze bodemorganismen worden vervolgens weer opgegeten door andere micro-organismen (carnivore) nematoden, springstaarten en mijten, hetgeen weer voedingsstoffen beschikbaar maakt voor planten (de Ruiter e.a. 1995). Ook spelen virussen waarschijnlijk een belangrijkere rol in de eliminatie van micro-organismen dan eerder gedacht. Dit eten en gegeten worden en de fragmentatie van plantenresten en organische stof door het bodemleven zorgt er voor dat voedingsstoffen beschikbaar komen voor plantengroei en dat de bodem structuur krijgt. Plantenziekten-verwekkende bacteriën en schimmels en ook nematoden en insectenlarven die zich op planten voeden, vormen ook onderdeel van het bodemvoedselweb. Doordat deze ziekteverwekkers en plaagorganismen van nature worden onderdrukt door hun natuurlijke vijanden, vindt een natuurlijke vorm van biologische bestrijding plaats.

Het bodemvoedselweb bestaat dus uit een aantal voedsellagen (trofische niveaus) en uit drie energiekanalen waarlangs de energie van dode en levende plantenresten het voedselweb instroomt. Voor het begrijpen van de rol van bodembiodiversiteit is het dus belangrijk te realiseren dat er voldoende diversiteit binnen en tussen voedsellagen aanwezig is. Neemt die diversiteit af, dan is de

verwachting dat het bodemvoedselweb minder efficiënt wordt in het omzetten van plantenresten en organische stof in voor planten opneembare voedingsstoffen. Daarnaast kunnen ook veranderingen plaatsvinden in de energiekanalen waarlangs de organische stof wordt omgezet. In een bodemvoedselweb met een geringer aandeel van schimmels wordt de organische stof sneller omgezet, maar kunnen moeilijk afbreekbare organische stofresten niet gemakkelijk worden omgezet. Dat kunnen alleen schimmels. Een schimmel-gedomineerd bodemvoedselweb maakt een bodem ook weerbaarder tegen omgevingsstress, zoals extreme droogte (de Vries e.a. 2012). Bovendien leidt een afname van de bodembiodiversiteit ook tot een afname van het vermogen van een bodem om te herstellen van een combinatie van stressfactoren, bijvoorbeeld droogte op bodems die verontreinigd zijn met zware metalen (Griffiths e.a. 2000).

De stabiliteit van bodem is een van de factoren die bijdragen aan de vitaliteit. Stabiliteit betekent niet per se dat een bodem onveranderlijk is. Stabiliteit bestaat namelijk uit verschillende componenten, waaronder weerstand en veerkracht. Een bodem kan veel weerstand bieden tegen een externe stressfactor, maar ook kan een bodem stabiel zijn doordat er een veerkrachtige reactie is tegen externe stress. Naarmate een bodem langer uit balans is, kan het ook langer duren voordat de bodemfuncties herstellen, waardoor een bodem die makkelijk uit balans raakt, na verstoring ook langer minder goed functioneert. Door de intensieve grondbewerking, bemesting en andere aspecten die de huidige hoog-intensieve landbouwpraktijk kenmerken, is het makkelijker om een bodem uit evenwicht te brengen en duurt het langer voor het evenwicht hervonden wordt.

Het bovengenoemd voorbeeld maakt duidelijk waarom intensieve landbouw de stabiliteit –en daarmee de vitaliteit – van bodems aantast. Het is ook tegen-intuïtief: waarom zouden de hoog-productieve Nederlandse akkerbodems minder vitaal zijn dan de bodem in landen waar de productieniveaus veel lager liggen? Dit kan worden verklaard doordat de Nederlandse bodems veel inputs krijgen van meststoffen, grondbewerking, beregening en gewasbeschermingsmiddelen. Nederlandse landbouwbodems zijn dus hoogproductief, maar wel kwetsbaar.

Er zijn verschillende manieren waardoor in een bodem ziektenwerendheid kan optreden. Een van de mogelijkheden is dat bodems met verminderde biodiversiteit minder goed in staat zijn om het optreden van planten ziekten- en plagen te onderdrukken. Planten recruteren micro-organismen en andere bodembewoners in de omgeving van hun wortels (de “rhizosfeer”), waarmee de voeding wordt bevorderd en ziekten en plagen worden onderdrukt (Philippot e.a. 2013). Als de diversiteit van een bodem afneemt, neemt ook de kans af dat de juiste bodemorganismen aanwezig zijn om de ziekten en plagen te onderdrukken en plantenvoeding te bevorderen. Deze afname van functies hoeft niet uitsluitend door afname aan bodembiodiversiteit te komen; het is ook mogelijk dat tijdens gewasveredeling deze capaciteit verdwenen is. Het is ook mogelijk dat door gewasveredeling juist het vermogen van planten kwijtgeraakt is om door middel van worteluitscheidingsproducten micro-organismen aan te trekken die plantenziekten kunnen onderdrukken (Raaijmakers en Mazzola 2016). Daarom wordt momenteel onderzoek verricht naar de voorouders van landbouwgewassen om te begrijpen hoe gewasveredeling ten behoeve van hogere opbrengsten ten koste kan zijn gegaan van het vermogen van gewasplanten om goed gebruik te maken van de bodembiodiversiteit.

Voor het begrijpen van het concept bodembiodiversiteit is het dus belangrijk niet alleen te denken aan het aantal soorten organismen, maar ook aan de aantallen individuen en de opbouw van het hele bodemvoedselweb. De verhouding tussen bacteriën en schimmels moet niet doorslaan naar bacteriën, want dat maakt de bodem minder weerbaar tegen extreme weersomstandigheden. Verlies aan hogere trofische niveaus leidt tot een verlies aan bodemfuncties, waardoor bodems eveneens hun stabiliteit kunnen verliezen. In landbouwbodems is als gevolg van bodemverstoring door grondbewerking en andere cultuurmaatregelen het bodemvoedselweb minder complex dan in

een goed ontwikkelde natuurlijke bodem. In de hoog-intensieve landbouwpraktijk waar bodems belangrijke componenten van bodembiodiversiteit hebben verloren, moet de boer zelf veel meer functies uitvoeren: bodembewerking, bemesten, ziekten en plagen bestrijden, beregenen, etc. Dergelijke weinig complexe bodemvoedselwebben zijn kenmerkend voor natuurlijke ecosystemen van vroege successiestadia. Dat zijn precies het soort ecosystemen waar de landbouwgewassen hun oorsprong hebben. Behalve bodemvoedselwebrelaties zijn er ook bodemdieren die de bodem naar hun hand kunnen zetten. De zogenaamde bioturbatoren (ook wel "*ecosystem engineers*" genoemd). Regenwormen zijn een bekend voorbeeld van bioturbatoren die plantenresten de bodem inwerken en de bodem een losse structuur geven.

Het is dus belangrijk om de bodembiodiversiteit op peil te houden, dan wel te bevorderen, om zoveel mogelijk functies door de bodem zelf te laten vervullen. Echter, de oorzaak van de achteruitgang van bodembiodiversiteit is dat de gangbare landbouw steeds meer is gericht op hoge input van meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen, nauwe gewasrotatie hoog-renderende gewassen en grondbewerking, terwijl juist die factoren de oorzaak zijn van de afname van bodembiodiversiteit. Dit is de vicieuze cirkel waarin de landbouw zich bevindt, gestimuleerd door het verdienmodel van hoge opbrengsten: kwantiteit ten koste van bodemvitaliteit. Om het anders te stellen: landbouwbodems zijn te vergelijken met topsporters: gespecialiseerd op enkele functies met een groot risico op blessures, hetgeen ten koste gaat van multi-functionaliteit (Wagg e.a. 2014; Schulte e.a. 2014).

Bestaande oplossingen

Overwegingen

Bij het kiezen uit bekende oplossingen is de vraag waar die oplossingen toe dienen? In een hoogproductief landbouwsysteem wordt momenteel de bodembiodiversiteit gereduceerd door grondbewerking, bemesting en bestrijdingsmiddelengebruik en toch worden hoge opbrengsten verkregen. Op het moment dat de meeropbrengsten niet opwegen tegen de kosten (broeikasgasproductie, uitspoeling van voedingsstoffen naar grond- en oppervlaktewater, verhoging van brandstofgebruik voor grondbewerking en irrigatie), of als een reductie van het chemische bestrijdingsmiddelengebruik wordt opgelegd, kan het interessant worden om de bodembiodiversiteit te verhogen. Bodembiodiversiteit levert een eerst vorm van onderdrukking tegen ziekten en plagen, waarna meer specifieke bodemorganismen voor de verdere onderdrukking van ziektenverwekkers zorgen. Hiervoor is het belangrijk om een actieve gemeenschap van bacteriën en schimmels te hebben, die kan worden verkregen door de toevoeging van organische stof aan de bodem.

Als de milieukosten worden geëxternaliseerd en als de meeropbrengsten niet opwegen tegen de zelf gemaakte kosten, zullen er weinig externe prikkels zijn om bodembiodiversiteit te verhogen. Toch liggen dergelijke prikkels voor de hand. Op het moment dat in droge zomers onvoldoende water beschikbaar is voor beregening, er in het kader van COP25 meer koolstof dient te worden vastgelegd in landbouwbodems, tegemoet dient te worden gekomen aan het Deltaplan Biodiversiteitsherstel en bodembiodiversiteit van belang is voor kringlooplandbouw, wordt het interessant voor de gebruiker van de grond om de bodembiodiversiteit te gaan bevorderen. De vraag is wel (en dat geldt voor alle bodembiodiversiteit in landbouwpercelen) hoe uniek die biodiversiteit is. Daartoe bestaan geen goede referentievergelijkingen. Aangezien het veranderen van bodemeigenschappen meerjarige inspanning vereisen en veel tijd kunnen kosten om tot uiting te komen, is het van belang in het beheer voor een lange termijn te kunnen richten op herstel van bodembiodiversiteit. En ook dan is het de vraag welke functies op welk niveau worden nagestreefd, welke bodembiodiversiteit er dan nodig is voor die functies en op welke wijze die bodembiodiversiteit kan worden verhoogd?

Voor het bevorderen van bodembiodiversiteit is het allereerst van belang dat er voldoende voeding aanwezig is voor het bodemleven en ook om de (overige) oorzaken van het bodembiodiversiteitsverlies weg te nemen. De voeding bestaat vooral uit organische stof: plantenresten, mest met veel stro, compost, etc. Maar bemesting kan ook een oorzaak zijn van biodiversiteitsverlies: eenzijdige bemesting met kunstmest of drijfmest, verstoring van het bodemleven door intensieve grondbewerking, bestrijdingsmiddelen, hoogproductieve landbouwgewassen, etc. Veel van deze oplossingen kennen "*trade-offs*" (Bender e.a. 2016). Zo wordt veel van de toegevoegde organische stof weer afgebroken tot (onder andere) CO_2, kan het uitrijden van vaste mest tot meer stikstofvervluchtiging leiden en kan niet-kerende grondbewerking tot meer onkruidontwikkeling leiden (Schouten e.a. 2018). Daarnaast kan het gebruik van groenbemesters ook de onkruidbestrijding bemoeilijken en tot een toename van plantenparasitaire nematoden leiden. De vraag is dus hoe de organische stof, of het mengsel van groenbemestergewassen dient te zijn samengesteld om het gewenste resultaat effectief mee te kunnen bereiken. Bovendien zijn niet alle maatregelen even effectief op elke grond. Zo varieert de effectiviteit van niet-kerende grondbewerking van plek tot plek (Schouten e.a. 2018), zonder dat daar een eenduidige verklaring voor mogelijk is. Akkerranden zijn wel effectief voor de bovengrondse plaagbeheersing, maar hebben geen tot weinig invloed op de bodem van de akker zelf. Daardoor is het niet gemakkelijk generieke maatregelen voor te stellen, of toepassingen voor bovengrondse biodiversiteit naar de bodem te brengen. Hierna wordt een aantal mogelijkheden en dilemma's beschreven.

Gewasrotatie en groenbemesters

Een ruime gewasrotatie is van belang voor de onderdrukking van ziekten en plagen. Hoe langer de ziekten- en plaagverwekkers niet in contact staan met een geschikte gastheerplant, des te verder hun aantallen achteruitgaan. Lage besmettingspopulaties leiden tot minder ziektenuitbraak als de geschikte gastheerplanten inmiddels weer verbouwd worden op het betreffende perceel. Verder zijn rustgewassen zoals granen goed voor het herstel van het bodemleven, terwijl gewassen zoals aardappel, waarbij de grond intensief voorbewerkt, gezeefd en in ruggen opgebouwd wordt, een aanslag vormen op de bodembiodiversiteit. In het algemeen zijn hoger renderende teelten nadelig voor de bodembiodiversiteit.

De eis op vergroening in het Gemeenschappelijk Landbouw Beleid (GLB) van de Europese Unie bevat aspecten die positief kunnen uitpakken voor de bodembiodiversiteit. De teelt van groenbemesters leidt tot verhoging van het aanbod aan organische stof, waardoor het bodemleven meer voeding krijgt. Echter, als de groenbemesters met veel mechanisch geweld worden ondergewerkt, gaat dit positieve effect veelal verloren. Daarnaast moeten, zoals reeds gesteld, de groenbemesters goed in de rotatie passen en niet de bodemziekten- en plaagverwekkende organismen vermeerderen.

Recent is ook nieuw onderzoek uitgevoerd om het concept van "plant-soil feedback" in de landbouw toe te passen (Barel e.a. 2018). In dit concept draait het bij de gewasrotatie niet alleen om de onderdrukking van ziekten en plagen, maar ook om het stimuleren van de algehele biologische en fysisch-chemische bodemeigenschappen. Dus niet alleen gewasrotatie met het oog op plaagonderdrukking, maar ook met het oog op het stimuleren van de bodembiodiversiteit zodat er een positief effect uitgaat naar het opvolgende gewas. Deze ontwikkelingen kunnen in samenhang worden gezien met een verkenning van de mogelijkheid om mengteelten te bevorderen waardoor efficiënter gebruik kan worden gemaakt van de beschikbare voedingsstoffen, water en licht, hetgeen een positief effect kan hebben op de onkruidonderdrukking en de bodembiodiversiteit.

Een geheel andere benadering van gewasrotatie is de incorporatie van biomassagewassen die de grond kunnen verbeteren. De analyse van de bodem van een 7-jaren durende proef in Gent, België,

onder vergelijkbare omstandigheden als op kleigrond in Nederland, werd het effect van mais, sorghum, switch gras en miscanthus op de bodem vergeleken met dat van aangeplante wilgentwijgen. Het bleek dat de bodem onder de wilgen meer organische stof bevatte en meer aggregaten had (dus een betere structuur bevatte) dan de bodem onder de andere gewassen (Schrama e.a. 2016). Eveneens bleek dat grondmonsters die onder kasomstandigheden met tarwe werden beplant een zodanige bescherming bood dat de tarwe niet ziek werd van boven- en ondergrondse schimmelziekten, terwijl dat wel het geval was voor tarwe de op de overige grondmonsters tarwe werd geteeld. Deze proef suggereert dus dat de incorporatie van gewassen met radicaal andere eigenschappen in een gewasrotatie tot een substantiële verbetering van de bodemcondities – en mogelijk ook van de bodembiodiversiteit – kan leiden dan andere cultuurmaatregelen zoals organische stoftoevoeging (Schrama e a. 2016). Bovendien kunnen de wilgen ook worden geoogst voor "bio-based' economy doeleinden, als grondstof voor de chemische industrie, of als toevoeging aan bodems waardoor houtafbrekende schimmels worden vermeerderd die plantenziektenverwekkende schimmels onderdrukken.

Gangbare versus biologische landbouw

Het is moeilijk om het verschil tussen gangbare en biologische landbouw te bespreken zonder dat de voor- en tegenstanders van deze teeltsystemen direct de barricaden betrekken. In een lange-termijn proef van 13 jaar op Vredepeel werd waargenomen dat in een biologisch (ook wel organisch genoemd) teeltsysteem de hoeveelheid plantenparasitaire nematoden lager was in het biologische dan in het gangbare systeem. Ook was het interessant dat in het biologische systeem de bodemprocessen een grotere ruimtelijke homogeniteit lieten zien dan in de gangbare systemen die gebaseerd waren op kunstmest en (varkens)drijfmest (Schrama e.a. 2018a). Ondanks kritiek op deze proef (de verschillende behandelingen waren niet gerandomiseerd ; v.d Ven e.a. 2018, maar zie Schrama e.a. 2018b), leveren dergelijke lange-termijnproeven veel inspiratie op voor alternatieve mogelijkheden. Daarbij dient te worden aangemerkt dat het beter zou zijn een tussenoplossing te vinden waarbij de voordelen van zowel gangbaar als biologisch/organisch worden geïntegreerd, in plaats van de lijn voort te zetten als ware de ene methode beter dan de andere. Dergelijke aanpak is bijvoorbeeld gekozen in de Soil Health proef op Vredepeel.

Op grond van de vergelijking tussen gangbare en biologische (organische) landbouw in het door NWO-Groen gefinancierde "Vital Soils" project wijst een eerste moleculaire analyse van de bodems uit dat de variatie in microbiële biodiversiteit zeer groot is (van Rijssel e.a. in voorbereiding). Het lijkt er dus op, dat op praktijkvelden de verschillen als gevolg van organische versus gangbare landbouw kleiner zijn dan die tussen de verschillende deelnemende boeren (van Rijssel, Koorneef e.a. in voorbereiding). Deze resultaten suggereren dat het ook een kansrijke optie is om "*best practices*" van boeren ten aanzien van bodembiodiversiteit te vergelijken en daarvan te leren.

Recalcitrante versus labiele organische stoftoevoeging

De visie op hoe koolstof, dat het voedsel vormt voor de ontwikkeling van het bodemvoedselweb (Moore e.a. 2004) kan worden vastgelegd in bodem is momenteel aan het kantelen. Voorheen werd uitgegaan van de toevoeging van moeilijk afbreekbare (recalcitrante) organische stof, omdat die koolstof minder makkelijk wordt afgebroken en dus langer in de bodem aanwezig blijft. Ook Biochar is zo'n product, waarvan het vooralsnog niet vaststaat of het een positief effect heeft op bodemfuncties en bodembiodiversiteit (Jeffery e.a. 2017). Sinds enige tijd is er echter een andere visie op de vastlegging van organische stof en de rol van het bodemleven er in. Het huidige idee is dat de organische stof in de bodem eerst door de bacteriën en schimmels wordt geconsumeerd, waarna de koolstof, al dan niet als dode resten van de micro-organismen, op de bodemdeeltjes en in

aggregaten wordt vastgelegd. In dit nieuwe idee spelen bacteriën en schimmels een grote rol bij de stabilisatie van koolstof, maar er is relatief weinig kennis van het effect hiervan op bodembiodiversiteit aan micro-organismen en op de biodiversiteit in de hogere lagen van het bodemvoedselweb.

Bodemadditieven (inocula)

Er bestaat een ruim aanbod aan bodemadditieven (mycorrhizaschimmels, plant groeibevorderende micro-organismen, entomopathogene nematoden, etc.). Veel van deze additieven zijn gericht op het bevorderen van een of enkele bodemfuncties, bijvoorbeeld de onderdrukking van slakken door entomopathogene nematoden. Het kan zeer lastig zijn om deze inocula te laten aanslaan, laat staan ze te handhaven in de bodem. Daarom is er buiten specifieke doeleinden (zoals bijvoorbeeld de controle van slakken) weinig reden om deze inocula toe te voegen als middel om bodembiodiversiteit te verhogen.

Precisielandbouw

Deze techniek is er op gericht om zeer gericht voedingsstoffen of gewasbeschermingsmiddelen toe te passen. Er bestaan gedetailleerde bemonsterings- en remote-sensing technieken gekoppeld aan ruimtelijke statistische methoden om bijvoorbeeld de verdeling van (plantenparasitaire) nematoden op akkers in kaart te brengen (Quist e.a. 2019). Buiten dat is er nog maar weinig bekend over hoe deze technieken kunnen worden toegepast om de bodembiodiversiteit te bevorderen, al is er duidelijk potentie door middel van het koppelen van hyperspectrale reflectietechnieken die via de plant indicatief zijn voor de bodembiodiversiteit (Nuijten e.a .2019). Met remote sensing (bijvoorbeeld door drones, vliegtuigen of satellieten) kan heel nauwkeurig verschillen in bodemvruchtbaarheid worden bepaald en kan selectief op de minder vruchtbare plekken specifiek maatregelen worden getroffen.

Herstel van bodembiodiversiteit door natuurherstel op akkers

Op veel plaatsen in Nederland is de afgelopen decennia landbouwgrond uit productie genomen teneinde natuur te herstellen. Op enkele locaties, in de Drentse Aa (Verschoor 2001), de zuid-Veluwe (Kardol e.a. 2005, van der Wal e.a. 2006, Holtkamp e.a. 2011, Morriën e.a. 2017), Zuid-Limburg (Kuramae e.a. 2011) zijn nematoden (Drentse Aa), micro-organismen (Zuid-Limburg) en het hele voedselweb (zuid Veluwe) bepaald. Hieruit volgen enkele conclusies die voor een of meerdere locaties gelden: de diversiteit aan bacteriën, schimmels en nematoden neemt niet sterk toe als het land uit productie genomen wordt, maar wel komen er andere soorten, waardoor soms de diversiteit tijdelijk verhoogd wordt. De micro-arthropoden nemen wel in diversiteit toe, vooral doordat ze de uit productie genomen gronden vanuit de randen en de omgeving lijken te koloniseren (Kardol 2005); eenzelfde suggestie is ook door Siepel (2018) gedaan. De aantallen plantenparasitaire nematoden nemen af, terwijl de aantallen bacterie- en schimmeleters en ook de aantallen omni-carnivoren toenemen (Verschoor 2001). Dat geldt overigens ook voor de aantallen actieve plant-pathogene schimmels in de bodem: die nemen af naarmate het land langer uit productie is genomen, terwijl de aantallen actieve arbusculaire mycorrhizaschimmels lijken toe te nemen (Hannula e.a. 2017). Verder is door middel van voedselweb- en netwerk-analyse en het labelen van plantmateriaal aangetoond dat het bodemvoedselweb efficiënter wordt naarmate het land langer geleden uit productie is genomen (Holtkamp e.a. 2011; Morriën e.a. 2017).

De ontwikkeling van het bodemleven op uit productie genomen landbouwgronden duurt lang: het kost al snel 10 jaar of meer voordat het bodemvoedselweb efficiënter wordt. Inmiddels is er ook ruime ervaring met grondtransplantatie (Wubs e.a. 2017; Wubs e.a. 2019). Door de verwijdering van de toplaag van voormalig akkerland en daarna het transplanteren van een geringe hoeveelheid bodem (enkele kubieke meters per hectare), kon de ontwikkeling van een heideveld en een heide-schraal grasland worden teruggebracht tot enkele jaren. Bovendien kon de vegetatie worden gestuurd, afhankelijk van de herkomst van de transplantatiegrond (Wubs e.a. 2017). Op het moment dat grond werd getransplanteerd op plekken waar de toplaag niet verwijderd was, ontstond er ook een verandering in de bodem, maar die kwam pas na circa zeven jaren op gang (Wubs e.a. 2019). Deze effecten bleven tenminste 20 jaar bestaan en waren stabieler als er tegelijkertijd ook een plantengemeenschap werd ingezaaid (Wubs e.a. 2019). Dit werk is op de zuid Veluwe uitgevoerd op zandgrond. Deze resultaten komen overeen met eerdere studies onder kasomstandigheden die op kleigrond zijn uitgevoerd (De Deyn e.a. 2003). Het is onbekend of dergelijke effecten ook op veengrond zullen optreden, of dat daar vernatting een allesoverheersende rol speelt.

Bodembiodiversiteit in bossen

Naast alle zaken over bossen die inmiddels al terloops zijn genoemd, is het belangrijk om twee aspecten te noemen. Het eerste is de bosomvorming die momenteel plaatsvindt. Het kappen van bossen voor het herstel van andere vormen van natuur heeft tot gevolg dat veel van de bestaande bodembiodiversiteit verloren gaat (De Goede 1993). Of dat goed of slecht is, hangt af van wat er in het bestaande bos aanwezig is. Het kappen van een monotone dennenakker kan minder schadelijk zijn dan het opruimen van een gemengd bos, maar veel hangt af van wat er voor in de plaats komt. Het afvoeren van al het hout uit bossen voor biomassaverbranding heeft nadelige gevolgen voor de bodembiodiversiteit, waaronder die van paddenstoelen.

Naast het kappen, wordt momenteel in toenemende mate de bosbodem geklepeld voordat nieuwe bomen worden gezaaid en/of geplant (zie b.v. https://edepot.wur.nl/393243). Los van de voordelen voor bosverjonging is het te verwachten dat klepelen de afbraak van de strooisellaag versnelt en daardoor tot CO_2-emissie leidt en ook tot verlies aan organische stof voor het bodemleven. Aangezien mycorrhizaschimmels niet goed tegen bodemverstoring bestand zijn, kan dit ook een negatief effect hebben op paddenstoelen. Daarom zou deze beheermethode vanuit het perspectief van klimaat impact en impact op bodembiodiversiteit dienen te worden geëvalueerd.

Conclusies bodembiodiversiteit

1. Intensivering van het landgebruik leidt tot een achteruitgang van de bodembiodiversiteit, de complexiteit van de bodemgemeenschap (zgn trofische complexiteit) en de biomassa van de meeste (inclusief bacteriën, schimmels en micro-arthropoden) groepen van bodemorganismen. Alleen de planteneters zouden in aantal kunnen toenemen.
2. De diversiteitsafname tijdens intensivering van landgebruik verschilt per groep en de wijze waarop de effecten worden uitgedrukt. De biomassa van alle soorten ongewervelden (behalve van sommige planteneters zoals die van enkele soorten plantenparasitaire nematoden) neemt af naarmate het land intensiever wordt gebruikt. Daarnaast nemen ook mycorrhizaschimmels af; de ontwikkelingen van bacteriën en schimmels wellicht ook, maar mogelijk niet in alle gevallen.
3. Hierdoor ontstaan bacterie-gedomineerde bodems die goed zijn voor hoge gewasopbrengsten, maar slecht presteren op de levering van andere ecosysteemdiensten, zoals het vasthouden van voedingsstoffen, tegengaan van uitspoeling van nitraat naar het grond- en oppervlaktewater, vastlegging van koolstof, bodemstructuur en water vasthoudend vermogen en het vastleggen van broeikasgassen.

4. Bodembiodiversiteit kan worden hersteld door landbouwgrond uit productie te nemen of door (al dan niet houtige) rustgewassen in de rotatie op te nemen, of houtachtige producten in de grond in te werken. Dit hoeft niet te betekenen dat het totale aantal soorten bodemorganismen toeneemt, want als de grond tot rust komt, kunnen verstoringstolerante soorten worden vervangen door verstoringsgevoelige soorten. Maar de totale aantallen per soort kunnen wel toenemen.
5. Het afgraven van de toplaag van landbouwgrond resulteert in een verarmde toplaag waarin de hoeveelheid voedingsstoffen, maar ook organische stof, de biodiversiteit en de biomassa aan bodemorganismen sterk is gereduceerd. Het duurt minstens tientallen jaren –zo niet veel langer- voordat deze factoren enigszins toenemen. Grondtransplantatie kan het ecosysteem sneller naar de nieuwe toestand doen door ontwikkelen, doordat de bodemorganismen van die stadia sneller ter plaatse zijn en zich kunnen vestigen.
6. Het is mogelijk om met statistische methoden lokale en regionale kaarten te maken van de aanwezige bodembiodiversiteit, maar de beperkte gegevensdichtheid maakt dat deze schattingen voor sommige groepen bodemorganismen nogal sterk kunnen afwijken van de echte veldwaarden. Bovendien zijn in de huidige kaarten de micro-organismen niet als biodiversiteit, maar als activiteit in de totale bodembiodiversiteit opgenomen. De kaarten dienen daarom met zorg te worden geïnterpreteerd in relatie tot de wijze waarop ze zijn samengesteld en wat de gegevens werkelijk tonen. Het stopzetten van het Landelijk Meetnet Bodem heeft tot gevolg gehad dat dergelijke trends niet verder door geanalyseerd kunnen worden.
7. De paddenstoelschimmels lijken zich te herstellen na de sterke verzuring en vermesting halverwege de jaren ’80. Echter, meer dan 60 procent van de paddenstoelen staat nog steeds op de Rode Lijst.
8. Loopkevers lijken het goed te doen op de meeste landbouwpercelen.
9. Trends in de tijd zijn moeilijk te koppelen aan veranderende milieufactoren, doordat zoveel factoren tegelijk veranderen (b.v.: veranderend landgebruik variërend van intensivering tot natuurontwikkeling met/zonder verwijdering van de toplaag, klimaatverandering inclusief de toename van extreme weersomstandigheden, stijging van CO_2 gehaltes, urbanisatie, veranderingen in bemestings- en bestrijdingsmiddelenpraktijk).
10. Er zijn nog maar weinig indicaties van mogelijke effecten van klimaatverandering op bodembiodiversiteit. Toch speelt het bodemleven een cruciale rol in de adaptatie en mitigatie tijdens klimaatverandering, bijvoorbeeld bij de organische stofophoping in bodem en de controle van areaaluitbreidende planten en ziekten.
11. Er is weinig bekend van wat de potentie is van landbouwgrond voor de huisvesting van (een systeem-typische) bodembiodiversiteit. Een referentiesysteem van bodembiodiversiteit voor de verschillende landgebruiksvormen zou wenselijk zijn, gekoppeld aan de gevolgen voor ecosysteemprocessen en –diensten, waardoor het duidelijker is waaraan gemeten waarden getoetst kunnen worden.

Geraadpleegde literatuur.

Arnolds, E. & M. Veerkamp (2008): Basisrapport Rode Lijst Paddenstoelen. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht.

Bardgett RD and Van der Putten WH 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. Nature 515:505-511.

Bender, S.F., Wagg, C. & van der Heijden, M.G.A., (2016) An underground revolution: soil biodiversity for promoting ecosystem multifunctionality. *Trends in Ecology and Evolution* 31: 440-452.

Bezemer, F., Begheyn, M.J.W.A. & Dirven – van Breemen, E.M. (2017) GLOBE levert een mondiale database - Scholieren doen 142 miljoen milieumetingen aan bodem, water, atmosfeer en natuur. Bodem 27(4): 22-24

Bongers T. 1988. De Nematoden van Nederland [The Nematodes of the Netherlands]. Natuurhistorische Bibliotheek (ISBN: 9789050110150)

Bongers T. 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia 83:14–19.

Brinkman, E.P., Duyts, H., Kardol, P., Karssen, G. and Van der Putten, W.H. 2015. Plant-feeding nematodes in coastal sand dunes: occurrence, host specificity and effects on plant growth. Plant and Soil 397:17-30.

Brinkman, E.P., Van Veen, J.A. and Van der Putten, W.H. (2004) Endoparasitic nematodes reduce multiplication of ectoparasitic nematodes, but do not prevent growth reduction of *Ammophila arenaria (L.) Link (marram grass)*. Applied Soil Ecology 27: 65-75.

Crittenden, SJ Poot, N Heinen, M Van Balen, DJM Pulleman MM. 2015. Soil physical quality in contrasting tillage systems in organic and conventional farming. Soil and Tillage Research 154, 136-144.

DA Heemsbergen, MP Berg, M Loreau, JR Van Hal, JH Faber, HA Verhoef 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. Science 306:1019-1020

Dassen, S., Cortois, R., Martens, H., De Hollander, M., Kowalchuk, G. A., van der Putten, W. H., & De Deyn, G. B. (2017). Differential responses of soil bacteria, fungi, archaea and protists to plant species richness and plant functional group identity. Molecular Ecology, 26:4085-4098. doi:10.1111/mec.14175

De Deyn, G.B., Raaijmakers, C.E., Zoomer, H.R., Berg, M.P., De Ruiter, P.C., Verhoef, H.A., Bezemer, T.M. and Van der Putten, W.H. (2003) Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. Nature 422: 711-713.

De Goede, RGM. 1993. Terrestrial nematodes in a changing environment. PhD Thesis.

De Ruiter, P. C., Neutel, A. M., & Moore, J. C. (1995). Energetics, patterns of interaction strengths, and stability in real ecosystems. Science, 269:1257-1260.

De Vries, F. T., Liiri, M. E., Bjornlund, L., Bowker, M. A., Christensen, S., Setala, H. M., & Bardgett, R. D. (2012). Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. Nature Climate Change, 2(4), 276-280. https://doi.org/10.1038/nclimate1368

De Vries, F.T., E. Thébault, M. Liiri, K. Birkhofer, M.A. Tsiafouli, L. Bjørnlund, H. Bracht Jørgensen, M.V. Brady, S. Christensen, P.C. de Ruiter, T. d'Hertefeldt, J. Frouzk, K. Hedlund, L. Hemerik, W.H.G. Hol, S. Hotes, S.R. Mortimer, H. Setälä, S.P. Sgardelis, K. Uteseny, W.H. van der Putten, V. Wolters, and R.D. Bardgett. (2013). Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110:14296-14301.

Debeljak, M.; Kocev, D.; Towers,W.; Jones, M.; Griffiths, B.S.; Hallett, P.D. 2009. Potential of multi-objective modfor risk-based mapping of the resilience characteristics of soils: Demonstration at a national level. Soil Use Manag. 25:66–77.

de Graaff MA, Hornslein N, Throop H, Kardol P, van Diepen LTA 2019. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis. Advances in Agronomy, 2019 (in press).

Frazão, J, de Goede, RGM, Brussaard, L, Faber JH, Groot JCJ, Pulleman MM 2017. Earthworm communities in arable fields and restored field margins, as related to management practices and surrounding landscape diversity Agriculture, Ecosystems & Environment 248, 1-8

Gange AC, Gange EG, Sparks TH, Boddy L. 2007. Rapid and Recent Changes in Fungal Fruiting Patterns. Science 316: 71.

Griffiths, B.S., Römbke, J., Schmelz, R.M., Scheffczyk, A., Faber, J.H., Bloem, J., Pérès, G., Cluzeau, D., Chabbi, A., Suhadolc, M., Sousa, J.P., Martins Da Silva, P., Carvalho, F., Mendes, S., Morais, P., Francisco, R., Pereira, C., Bonkowski, M., Geisen, S., Bardgett, R.D., De Vries, F.T., Bolger, T., Dirilgen, T., Schmidt, O., Winding, A., Hendriksen, N.B., Johansen, A., Philippot, L., Plassart, P., Bru, D., Thomson, B., Griffiths, R.I., Bailey, M.J., Keith, A., Rutgers, M., Mulder, C., Hannula, S.E., Creamer, R., Stone, D. (2016) Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. Ecological Indicators 69: 213-223.

Griffiths, BS Ritz, K Bardgett, RD Cook, R Christensen, S Ekelund F e.a. 2000. Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity–ecosystem function relationship Oikos 90: 279-294.

Griffiths, R.I.; Thomson, B.C.; Plassart, P.; Gweon, H.S.; Stone, D.; Creamer, R.E.; Lemanceau, P.; Bailey, M.J. (2016) Mapping and validating predictions of soil bacterial biodiversity using European and national scale datasets. Appl. Soil Ecol. 2016, 97, 61–68.

Hagner M, Mikola J, Saloniemi I, Saikkonen K, Helander M. 2019. Effects of a glyphosate-based herbicide on soil animal trophic groups and associated ecosystem functioning in a northern agricultural field. Scientific Reports volume 9, Article number: 8540.

Hannula, S. E., Morriën, E., De Hollander, M., van der Putten, W. H., van Veen, J. A., & De Boer, W. (2017). Shifts in rhizosphere fungal community during secondary succession following abandonment from agriculture. ISME Journal, 11:2294-2304. doi:10.1038/ismej.2017.90

Hedlund, K., Santa Regina, I., Van der Putten, W.H., Leps, J., Díaz, T., Korthals, G.W., Lavorel, S., Brown, V.K., Gormsen, D., Mortimer, S.R., Rodríguez Barrueco, C. , Roy, J., Smilauer, P., Smilauerová, M., Van Dijk, C. (2003) Plant species diversity, plant biomass and responses of the soil community on abandoned land across Europe: idiosyncracy or above-belowground time lags. Oikos 103: 45-58.

Helgason T, Daniell TJ, Husband R, Fitter AH, Young JPW. 1987. Ploughing up the wood-wide web? Nature 394:431-431

Holtkamp, R., van der Wal, A., Kardol, P., Dekker, S.C., van der Putten, W.H. & P.C. de Ruiter.2011. Modelling C and N mineralisation in soil food webs during secondary succession on ex-arable land. Soil Biology & Biochemistry 43: 251-260.

JC Moore, EL Berlow, DC Coleman, PC de Ruiter, Q Dong, A Hastings et al. 2004.Detritus, trophic dynamics and biodiversity. Ecology letters 7:584-600

Jeffery, S., Memelink, I., Hodgson, E., Jones, S., van de Voorde, T. F. J., Bezemer, T. M., ... van Groenigen, J. W. (2017). Initial biochar effects on plant productivity derive from N fertilization. *Plant and Soil*, *415*(1-2), 435-448.

JM Barel, TW Kuyper, J Paul, W de Boer, JHC Cornelissen, GB De Deyn. 2018. Winter cover crop legacy effects on litter decomposition act through litter quality and microbial community changes. Journal of Applied Ecology 56:132-143.

Kardol, P., Bezemer, T.M., Van der Wal, A., Van der Putten, W.H. (2005) Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. Biological Conservation 126: 317-327.

Kok, L, van Eekeren, N, van der Putten, WH, van den Born, GJ, Schouten, AJ, and Rutgers, M. 2017. Zonneparken en bodemafdekking; trade-off of win-win bij energieopwekking en bodemfuncties? Bodem 27 (4), 18-21

Krediet, A 2019; De Nederlandse Regenwormen – Jeugdbondsuitgeverij.

Kuramae, EE Gamper, H van Veen JA, Kowalchuk GA. 2011. Soil and plant factors driving the community of soil-borne microorganisms across chronosequences of secondary succession of chalk grasslands with a neutral pH. FEMS microbiology ecology 77:285-294

Meisner, A., De Deyn, G. B., de Boer, W., & van der Putten, W. H. (2013). Soil biotic legacy effects of extreme weather events influence plant invasiveness. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 110:9835-9838.

Meisner, A., Jacquiod, S., Snoek, L.B., ten Hooven, F.C. and van der Putten, W.H. (2018). Drought legacy effects on the composition of soil fungal and prokaryote communities. Frontiers in Microbiology 9: 294.

Morriën, E., Hannula, E.E., Snoek, L.B., Helmsing, N., Zweers, H., de Hollander, M., Bouffaud, M-Buée, M, Dimmers, W, Duyts, H, Geisen, S, Girlanda, M, Griffiths, RI, Bracht Jòrgensen, H, Jensen, J, Plassart, P, Schmelz, RM, Schmidt, O, Thomson, BC, Tisserant, E, Uroz, S, Winding, A, Bailey, M, Bonkowski, M, Faber, J, Martin, F, Lemanceau, P, de Boer, W, van Veen, JA, van der Putten, WH 2017. Composition of soil biodiversity networks, functional changes in nutrient dynamics, and consequences for vegetation succession. Nature Communications |8:14349 |

Nuijten, RJG Kooistra, L De Deyn GB 2019. Using Unmanned Aerial Systems (UAS) and Object-Based Image Analysis (OBIA) for Measuring Plant-Soil Feedback Effects on Crop Productivity. Drones 3: 54

Philippot, L., Raaijmakers, J.M., Lemanceau, P., and van der Putten, W.H. 2013. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. Nature Micobiology Reviews 11:789-799.

Phillips, H. R., C. A. Guerra, M. L. Bartz, M. J. Briones, G. Brown, O. Ferlian, K. Gongalsk, J. Krebs, A. Orgiazzi, and B. Schwarz. Et al. 2019. Global distribution of earthworm diversity. Science.

Quist, C. W., G. Gort, P. Mooijman, D. J. Brus, S. van den Elsen, O. Kostenko, M. Vervoort, J. Bakker, W. H. van der Putten, and J. Helder. 2019. Spatial distribution of soil nematodes relates to soil organic matter and life strategy. Soil Biology and Biochemistry 136:107542.

Quist, C.W., Schrama, M. de Haan, J.J., Smant, G., Bakker, J., Van der Putten, W.H. and J. Helder. 2016. Organic farming practices result in compositional shifts in nematode communities that exceed crop-related changes. Applied Soil Ecology 98:254-260.

Raaijmakers, JM and Mazzola, M 2016. Soil immune responses. *Science* 352: 1392-1393.

Rutgers, M., Dirven-Van Breemen, L., eds. (2012) Een gezonde bodem onder een duurzame samenleving. Report 607406001, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Rutgers, M., Orgiazzi, A., Gardi, C., Römbke, J., Jänsch, S., Keith, A.M., Neilson, R., Boag, B., Schmidt, O., Murchie, A.K., Blackshaw, R.P., Pérès, G., Cluzeau, D., Guernion, M., Briones, M.J.I., Rodeiro, J., Piñeiro, R., Díaz Cosín, D.J., Sousa, J.P., Suhadolc, M., Kos, I., Krogh, P., Faber, J.H., Mulder, C., Bogte, J.J., Van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., De Zwart, D. (2016) Mapping earthworm communities in Europe. Applied Soil Ecology 97: 98-111. ISSN 0929-1393.

Rutgers, M., Orgiazzi, A., Gardi, C., Römbke, J., Jänsch, S., Keith, A.M., Neilson, R., Boag, B., Schmidt, O., Murchie, A.K., Blackshaw, R.P., Pérès, G., Cluzeau, D., Guernion, M., Briones, M.J.I., Rodeiro, J., Piñeiro, R., Díaz Cosín, D.J., Sousa, J.P., Suhadolc, M., Kos, I., Krogh, P., Faber, J.H., Mulder, C., Bogte, J.J., Van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., De Zwart, D. (2016) Mapping earthworm communities in Europe. Applied Soil Ecology 97: 98-111. ISSN 0929-1393.

Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., Van Eekeren, N., De Goede, R.G.M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M.,Van der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L., Breure, A.M. (2009) Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. European Journal of Soil Science 60: 820-832

Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., Van Eekeren, N., De Goede, R.G.M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M.,Van der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L., Breure, A.M. (2009) Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. European Journal of Soil Science 60: 820-832.

Rutgers, M., Van Leeuwen, J., Vrebos, D., Van Wijnen, H., Schouten, T. (2018) Bodembiodiversiteit op de kaart: informatie over bodemorganismen beschikbaar en betrouwbaar. Bodem 28(3):8-10.

Rutgers, M., Van Leeuwen, J.P., Vrebos, D., Van Wijnen, H.J., Schouten, T., De Goede, R.G.M. (2019) Mapping Soil Biodiversity in Europe and the Netherlands. Soil Systems 3: 39; doi:10.3390/soilsystems3020039.

Rutgers, M., Wouterse, M., Drost, S.M., Breure, A.M., Mulder, C., Stone, D., Creamer, R.E., Winding, A., Bloem, J. (2016) Monitoring soil bacteria with community-level physiological profiles using Biolog™ ECO-plates in the Netherlands and Europe. Applied Soil Ecology 97: 23-35. ISSN 0929-1393. (RUT074)

Schouten, T., Bloem, J., De Goede, R., Van Eekeren, N., Deru, J., Zanen, M., Sukkel, W., Van Balen, D., Korthals, G., Rutgers, M. (2018) Veldexperimenten uitgelicht: niet-kerende grondbewerking goed voor de bodembiodiversiteit? Bodem 28(3):20-23.

Schrama, M., De Haan, J., Kroonen, M., Verstegen, H., & Van der Putten, W. H. (2018a). Crop yield gap and stability in organic and conventional farming systems. Agriculture, Ecosystems and Environment, 256, 123-130. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.

Schrama, M., De Haan, J., Kroonen, M., Verstegen, H., & Van der Putten, W. H. (2018b). Reply to comment by Van de Ven et al. on our paper “Crop yield gap and stability in conventional and organic systems”. Agriculture, Ecosystems and Environment, Vol. 267, 15.11.2018, p. 83-86.

Schrama, M., Vandecasteele, B., Carvalho, S., Muylle, H., Van der Putten, W.H. 2016. Effects of first and second generation bioenergy crops on soil processes and legacy effects on a subsequent crop. Global Change Biology Bioenergy 8:136-147.

Schulte R.P.O., Bampa, F., Bardy, M., Coyle, C., Fealy, R., Gardi, C., Ghaley, B., Jordan, P., Laudon, H., O'Dononghue, C., Ó’hUallacháin, D., O'Sullivan, L., Rutgers, M., Six, J., Toth, G.L., Vrebos, D., Creamer, R. (2015) Making the most of our land: managing soil functions from local to continental scale. Frontiers in Environmental Science 3. Nr. 00081, DOI=10.3389/fenvs.2015.00081. ISSN=2296-665X.

Sechi, V., De Goede, R.G.M., Rutgers, M., Brussaard, L., Mulder, C. (2017) A community trait-based approach to ecosystem functioning in soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 239: 265-273.

Siepel H, Vogels J, Bobbink R, Bijlsma RJ, Jongejans E, de Waald R & Weijters M (2018) Continuous and cumulative acidification and N deposition induce P limitation of the micro-arthropod soil fauna of mineral-poor dry heathlands. Soil Biology & Biochemistry 119:128-134

Siepel, H Bobbink, R van de Riet, BP van den Burg, AB Jongejans E. 2019. Long-term effects of liming on soil physico-chemical properties and micro-arthropod communities in Scotch pine forest. Biology and Fertility of Soils 55 (7), 675-683

Siepel, H. (2018) Bodembiodiversiteit van zandgronden. Effecten van intensieve bodembewerking op de bodemfauna. Bodem 28(3):11-13.

Tamis W.L.M., Zelfde M. van 't, Meijden R. van der, Groen C.L.G. & Udo de Haes H.A. (2005), Ecological interpretation of changes in the Dutch flora in the 20th century., Biological Conservation 125: 211-224.

Terrat, S.; Horrigue, W.; Dequietd, S.; Saby, N.P.A.; Lelièvre, M.; Nowak, V.; Tripied, J.; Régnier, T.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; et al. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. PLoS ONE 2017, 12, e0186766

Terrat, S.; Horrigue, W.; Dequietd, S.; Saby, N.P.A.; Lelièvre, M.; Nowak, V.; Tripied, J.; Régnier, T.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; et al. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. PLoS ONE 2017, 12, e0186766

Tsiafouli, MA, Thébault, E, Sgardelis, S, De Ruiter, PC, Van der Putten, WH, Birkhofer, K, Hemerik, L, De Vries, FT, Bardgett, RD, Brady, M, Bjornlund, L, Bracht Jörgensen, H, Christensen, S, D’ Hertfelt, T, Hotes, S, Hol, WHG, Frouz, J, Liiri, M, Mortimer, SR, Setälä, H, Stary, J, Tzanopoulos, J, Uteseny, C, Wolters, V and Hedlund, K. 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. Global Change Biology 21:973-985.

Turin H. (2000) De Loopkevers van Nederland. Uitgever: Knnv, Uitgeverij eerste druk, 666 pagina's

Turin H. 2000. De Nederlandse Loopkevers. Nationaal Natuurhistorisch Museum Nederland.

Turin H., Heijerman, Th. Alders, K. 2017. tien jaar loopkeveronderzoek in het natuurontwikkelingsgebied de reijerscamp (coleoptera: carabidae). Nederlandse Faunistische Mededelingen 49: 47-72.

Van de Ven, G. W. J., Schröder, J. J., Hijbeek, R., Velthof, G. L., & van Ittersum, M. K. (2018). Comment on Schrama et al. (2018) Crop yield gap and stability in conventional and organic farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 261:133-135.

van den Hoogen, J., Geisen, S., Routh, D., Ferris, H., Traunspurger, W., Wardle, D. A.,... Crowther, T. W. (2019). Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature*, *572*(7768), 194-198. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1418-6

van der Heijden, MGA; Klironomos, JN; Ursic, M; et al. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. Nature 396:69-72.

Van der Wal, A., De Boer, W., Smant, W., Boschker, H.T.S., Bloem, J., Kardol, P., Van der Putten, W.H. and Van Veen, J.A. (2006) Fungal biomass development in a chronosequence of land abandonment. Soil Biology and Biochemistry 38: 51-60.

Van Esbroek, M.L.P., Alkemade, J.R.M., Schouten, A.J. (1995) Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Deel 1: De nematodenfauna en de fosfaattoestand in de bodem van melkveehouderijbedrijven op zandgrond. Rapport 714801004, RIVM, Bilthoven.

Van Esbroek, M.L.P., Alkemade, J.R.M., Schouten, A.J. (1996) Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Nematodenfauna. Deel 2: Bemonstering 1994 (boslocaties op zandgrond). Rapport 714801010, RIVM, Bilthoven.

Van Esbroek, M.L.P., Alkemade, J.R.M., Schouten, A.J. (1997) Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit: Nematodenfauna. Deel 3: Bemonstering 1995 (akkerbouwgebieden op zandgrond). Rapport 714801011, RIVM, Bilthoven.

van Strien, AJ, Boomsluiter, M, Noordeloos, ME, Verweij, RJT, Kuyper TW 2018. Woodland ectomycorrhizal fungi benefit from large-scale reduction in nitrogen deposition in the Netherlands. Journal of Applied Ecology 55: 290-298.

Veen, G. F., Keiser, A. D., van der Putten, W. H., & Wardle, D. A. (2018). Variation in home-field advantage and ability in leaf litter decomposition across successional gradients. Functional Ecology, 32:1563-1574.

Verschoor BC 2001. Nematode-plant interactions in grasslands under restoration management. Proefschrift WUR, Wageningen.

Wagg, C., Bender, F., Widmer, F. & van der Heijden, M.G.A. (2014) Soil biodiversity and community composition determine ecosystem multifunctionality. Proceedings of the National Academy of Science USA 111: 5266-5270.

Wilschut, R. A., Kostenko, O., Koorem, K., & van der Putten, W. H. (2018). Nematode community responses to range-expanding and native plant communities in original and new range soils. Ecology and Evolution, 8:10288-10297. doi:10.1002/ece3.4505

Wubs, E. R. J., van der Putten, W. H., Mortimer, S. R., Korthals, G. W., Duyts, H., Wagenaar, R., & Bezemer, T. M. (2019). Single introductions of soil biota and plants generate long-term legacies in soil and plant community assembly. Ecology Letters, 22(7). https://doi.org/10.1111/ele.13271