



Rapport: 607370001/2009

M. Rutgers | G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis | J. Bloem | A.J. Schouten | A.M. Breure

Prioritaire gebieden in de Kaderrichtlijn Bodem

Belang van bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten

RIVM-rapport 607370001/2009

Prioritaire gebieden in de Kaderrichtlijn Bodem

Belang van bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten

M. Rutgers, RIVM
G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, Alterra
J. Bloem, Alterra
A.J. Schouten, RIVM
A.M. Breure, RIVM

Contact:
Michiel Rutgers
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, RIVM
michiel.rutgers@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directie Duurzaam Producteren (DP), in het kader van het RIVM project M/607370, Prioritaire gebieden en afname van de bodembiodiversiteit.

© RIVM 2009

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

Prioritaire gebieden in de Kaderrichtlijn Bodem: belang van bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten

Bij een afname van het organischestofgehalte of bij verdichting van de bodem daalt de bodembiodiversiteit. Een daling van de bodembiodiversiteit zal de bodem ook minder goed in staat stellen om zogenaamde ecosysteemdiensten te leveren, zoals agrarische productie, schoon grond- en oppervlaktewater en de regulering van het klimaat. Dit is de uitkomst van een verkenning naar relaties tussen organischestofgehalte, bodemverdichting en de bodembiodiversiteit. De conclusies van de verkenning zijn gebaseerd op een combinatie van informatiebronnen, namelijk literatuuronderzoek, gegevens uit het landelijke meetprogramma met de Bodembologische Indicator en *best professional judgment*.

In de concepttekst van de Kaderrichtlijn Bodem van de Europese Unie worden zeven bodembedreigingen onderscheiden. Afname van het organischestofgehalte en bodemverdichting zijn de twee bedreigingen die het meest relevant zijn voor Nederland. Ze hangen samen met intensief landbouwkundig bodembeheer. Het behoud van biodiversiteit is een criterium dat een rol speelt bij alle bedreigingen van de bodem. De afname van de bodembiodiversiteit kan een factor zijn bij het aanwijzen van zogenaamde prioritaire gebieden voor deze bedreigingen. In dit rapport is een eerste stap gezet tot opheldering van de relatie tussen de bodembiodiversiteit en een afname van het organischestofgehalte of bodemverdichting. Het onderzoek is bedoeld om Nederland voor te bereiden op de invoering van de Kaderrichtlijn Bodem.

Trefwoorden:

prioritaire gebieden, EU-Kaderrichtlijn Bodem, Europese Bodemstrategie, bodembiodiversiteit, bodembedreiging, bodemorganischestof, bodemverdichting, ecosysteemdiensten

Abstract

Priority areas in the Soil Framework Directive: significance of soil biodiversity and ecosystem services

Soil biodiversity decreases when soil organic matter declines or when soil is compacted. A decrease in biodiversity may threaten the performance of so called ecosystem services, like agricultural production, clean up of groundwater and surface water and climate regulation. This is the outcome of a quick scan aiming at elucidation of the relationship between organic matter decline, soil compaction and soil biodiversity. The quick scan was based on a combination of information sources like literature data, data from biological measurements in a nationwide soil monitoring network and best professional judgment.

Seven soil threats are distinguished in the draft text of the Soil Framework Directive of the European Commission. Soil organic matter decline and soil compaction are the most relevant for the Netherlands due to intensive agricultural land management. Loss of soil biodiversity should be considered when addressing priority areas for organic matter decline and compaction. This report describes the first steps towards a clarification of the relationship between soil biodiversity and the decline of soil organic matter or the soil compaction. The investigations aim to support the Netherlands preparing for the ratification of the Soil Framework Directive.

Key words:

priority areas, Soil Framework Directive, Thematic Strategy on Soil Protection, soil biodiversity, soil threats, soil organic matter, soil compaction, ecosystem services

Voorwoord

Het verkennende onderzoek dat in het kader van dit rapport is uitgevoerd bouwt voort op een lange traditie van samenwerking tussen diverse kennis- en onderzoeksinstituten op bodembologisch gebied. Deze samenwerking wordt aangestuurd via het interdepartementale biodiversiteitoverleg van de ministeries van VROM en LNV, en projectmatig gefinancierd door VROM en, via cofinanciering, ook door LNV. Het betreft de ontwikkeling van de Bodembologische indicator (Bobi) en de Referenties voor Biologische Bodemkwaliteit (RBB). Toepassing van Bobi vindt plaats in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB). Elk jaar worden grondmonsters van 40 tot 50 locaties gekarakteriseerd met een uitgebreide set bodembologische indicatoren. Het Bedrijfslaboratorium voor grond en gewas-onderzoek (Blgg), het Louis Bolk Instituut, Wageningen Universiteit, afdeling Bodemkwaliteit, de Grontmij, TNO en Deltares zijn ook in het samenwerkingsverband vertegenwoordigd, naast de onderzoeksinstituten van de auteurs (Alterra en RIVM).

De conclusies die in dit rapport zijn getrokken over de bodembiodiversiteit in relatie tot een mogelijk verlies van organische stof of bodemverdichting waren niet mogelijk zonder de gegevens die het samenwerkingsverband heeft opgeleverd. De auteurs zijn de volgende personen dank verschuldigd voor hun bijdragen (alfabetisch): An Vos, Arthur de Groot, Bert van Dijk, Erik Steenbergen, Harm Keidel, Henk Siepel, Jaap Bogte, Jack Faber, Kristel Siepmann, Lijbert Brussaard, Marja Wouterse, Meint Veninga, Nick van Eekeren, Niels Masselink, Rob Baerselman, Ron de Goede, Ruud Jeths, Tamas Salanki, Wim Didden (†) en Wim Dimmers.

Het onderzoeksteam werd bijgestaan door een begeleidingscommissie. Deze heeft waardevolle suggesties gedaan bij de opzet en uitvoering van het onderzoek. Het conceptrapport werd bediscussieerd en van bruikbaar commentaar voorzien. De auteurs danken de volgende personen die deel uitmaakten van de Begeleidingscommissie (alfabetisch): André Smits (Provincie Drenthe), Joke van Wensem (TCB), Maartje Nelemans (opdrachtgever; ministerie van VROM) en Monique Brobbel (ministerie van LNV).

Inhoud

Samenvatting en conclusies	11
1 Inleiding	13
1.1 De Kaderrichtlijn Bodem	13
1.2 Bodembiodiversiteit en uitgangspunten bij het onderzoek	14
1.3 Leeswijzer	16
2 Organische stof en bodembiodiversiteit	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Grenzen voor organische stof	18
2.3 Trends in organische stof	19
2.4 Relatie bodemorganismen met organische stof	21
2.5 Gegevens uit (abiotische) metingen in het LMB	22
2.6 Relaties bodemgebruik en biodiversiteit in de Bobi-database	23
2.7 Relatie tussen organisch stof en biodiversiteit	26
2.8 Andere bodemkenmerken: pH en lutumgehalte	30
2.9 Conclusie en aanbeveling organische stof	32
3 Bodemverdichting en bodembiodiversiteit	35
3.1 Inleiding	35
3.2 Metingen aan bodemverdichting	37
3.3 Kwetsbare gronden volgens de EU	40
3.4 Relatie bodemorganismen en bodemverdichting	43
3.5 Conclusie en aanbeveling bodemverdichting	45
4 Relaties tussen bodembedreigingen en ecosysteemdiensten	49
5 Naar een kader voor het aanwijzen van prioritaire gebieden	53
6 SWOT-analyse van de quick scan	55
Literatuur	59
Bijlage 1	63

Samenvatting en conclusies

Dit rapport beschrijft een ‘quick scan’ (verkenning) naar de mogelijkheden om een afname van de bodembiodiversiteit te betrekken bij het aanwijzen van prioritaire gebieden. Prioritaire gebieden vormen een onderdeel van de Kaderrichtlijn Bodem (KRB) en zijn mede bedoeld om lidstaten te stimuleren om hun bodembeheer vorm te geven (EC 2006, 2009). In de KRB wordt gevraagd om prioritaire gebieden aan te wijzen voor een aantal bodembedreigingen, zoals verlies van bodem organische stof en bodemverdichting. Hierbij dient ook rekening te worden gehouden met klimaatverandering, verwoestijning en het verlies aan bodembiodiversiteit. Het onderzoek richtte zich op de vragen die verband houden met verlies van bodembiodiversiteit:

- Is het waarschijnlijk dat de bodembiodiversiteit afneemt bij een afname van het organischestofgehalte?
- Is het waarschijnlijk dat de bodembiodiversiteit afneemt bij een toename van de bodemverdichting?
- Welke gevolgen heeft een afname van de bodembiodiversiteit voor het functioneren van de bodem?

Het onderzoek leverde voldoende aanwijzingen voor de algemene conclusie dat de biodiversiteit in de bodem afneemt bij een toename van de twee bovengenoemde bedreigingen. De onderbouwing bestaat echter uit een compilatie van gefragmenteerd onderzoek, zoals literatuuronderzoek, een exploratieve analyse van de gegevens van veldmetingen in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) en *best professional judgment* (BPJ). Tevens is geconstateerd dat er meer specifiek onderzoek nodig is, om beter zicht te krijgen op het verband tussen aantasting van de bodem en de bodembiodiversiteit. De relatie met organische stof is het best onderzocht; desondanks zijn goede veldstudies met organischestofgradiënten schaars. Daarnaast ontbreekt het aan voldoende kennis over de relaties tussen de verschillende organischestoffracties (bijvoorbeeld stabiele bodemorganische stof en de labiele verse organische stof) en de biodiversiteit in de bodem. De verkenning die in dit onderzoek is uitgevoerd zou een vervolg moeten krijgen door een statistische analyse van de meetgegevens en gevonden patronen.

Er is wetenschappelijke consensus over een denkmodel waarbij men uitgaat van relaties tussen de bodembiodiversiteit, het functioneren van bodemprocessen en de daaraan gekoppelde ecosysteemdiensten. Dit zijn diensten (functies) die de bodem, gevraagd en ongevraagd, aan mens en maatschappij levert, zoals agrarische producten, schoon grond- en oppervlaktewater en klimaatregulerende functies. De kwantitatieve uitwerking van deze relaties staat nog in de kinderschoenen en binnen dit project was geen ruimte om deze kwantificering verder vorm te geven. De conclusie die uit de BPJ en de literatuurstudie kon worden getrokken is dat verlies van organische stof en bodemverdichting een negatief effect hebben op de prestaties van de ecosysteemdiensten van de bodem. Een algemene aanbeveling is dat het concept van ecosysteemdiensten een betere onderbouwing behoeft; het is relatief nieuw en heeft nog weinig aandacht bij het wetenschappelijke onderzoek gekregen.

Bij het opstellen van een afwegingskader (beslisinstrument) is het voorstelbaar dat bodembiodiversiteit opgenomen wordt in het protocol voor het aanwijzen van prioritaire gebieden. Op basis van meetgegevens van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) laat deze studie zien dat in het geval van een afnemend organischestofgehalte de biodiversiteit overtuigend afneemt in kleigronden. De biodiversiteit is ook laag op intensief bewerkte zandgronden: akkerbouw, tuinbouw en bollenteelt (maïs teelt is niet onderzocht). In algemene termen kan geconcludeerd worden dat de intensiteit van het bodemgebruik een rol speelt bij een afname van de bodembiodiversiteit als gevolg van aantasting van

de bodem, ook bij relatief ongevoelige bodems. Vanuit duurzaamheid geredeneerd is het dus te rechtvaardigen om bij het afwegingskader ook uit te gaan van de intensiteit van het bodemgebruik en niet vooraf bepaalde grondsoorten uit te sluiten die geacht worden ongevoelig te zijn.

De resultaten van de in dit project uitgevoerde ‘quick scan’ zijn onderworpen aan een zogenaamde SWOT-analyse (*Strengths, Weaknesses, Opportunities* en *Threats*). Hiervoor werden de conclusies en de onderliggende informatie van verschillende kanten belicht om een meer genuanceerd beeld van de problematiek te verkrijgen. Een van de aanbevelingen die hieruit naar voren kwam is dat de terminologie eenduidig gemaakt dient te worden, zeker ook voor in deze studie onderzochte aspecten van de bodem: bodembiodiversiteit, ecosysteemdiensten, organische stof en bodemverdichting, teneinde interpretatieverschillen en semantische discussies te voorkomen.

1 Inleiding

1.1 De Kaderrichtlijn Bodem

De Europese Commissie heeft in 2006 een voorstel gedaan voor een Kaderrichtlijn Bodem (KRB; EC 2006). Dit voorstel heeft reeds geleid tot een eerste standpunt van het Europees Parlement. De bespreking tussen de lidstaten (in de Milieuraad) zal vermoedelijk in 2010 worden afgerond. Na vaststelling hebben lidstaten twee jaar om de tekst in eigen wetgeving om te zetten. Twee jaar is erg kort en hoewel de definitieve tekst nog niet vaststaat, is wel duidelijk dat een aantal elementen ook in de eindtekst zullen terugkomen. Daarom is het noodzakelijk nu reeds onderzoeken te starten ten behoeve van de implementatie. Eén van de benodigde onderzoeken heeft betrekking op het aanwijzen van prioritaire gebieden (voorheen: risicogebieden), rekening houdend met verlies aan bodembiodiversiteit.

De KRB is bedoeld om lidstaten te stimuleren bodembeheer en -gebruik vorm te geven. In de KRB wordt lidstaten gevraagd om prioritaire gebieden aan te wijzen voor een aantal bodembedreigingen. Er worden er zes genoemd: erosie, afname organischestofgehalte, verdichting, verzilting, aardverschuivingen en verzuring. De richtlijn geeft een aantal voorwaarden voor het aanwijzen van prioritaire gebieden. Zo moeten lidstaten eerst bepalen wanneer een bodembedreiging lokaal zo ernstig

Tekstbox 1. Tekstfragment uit de EU-Kaderrichtlijn Bodem (dd. 5-6-2009, 10387/098; EC 2009).

Article 6. Identification of priority areas requiring special protection from soil degradation processes

1. *Member States shall identify priority areas, as defined in Article 2(9), on their national territory requiring special protection against soil degradation processes defined in Article 2(10).*
2. *By ... *, and for the soil degradation processes erosion, organic matter decline, compaction, salinisation, landslides and acidification, Member States shall identify, having regard to paragraph 6, the soil degradation processes which are of relevance for their territory or part of their territory. For such degradation processes, Member States shall, at the administrative level and geographical scale that they consider appropriate:*
 - (a) *evaluate, based on but not restricted to the elements set out in the indicative list in Annex I, the extent to which their national territory is subject or likely to be subject in the near future to, i.e. at risk of, such degradation processes;*
 - (b) *establish the levels of risk acceptability, which can vary from area to area, of the soil degradation processes, having regard to the objective of preserving soil functions pursuant to Article 1(1) and the sustainable use of soil;*
 - (c) *identify priority areas on their national territory [...] that exceed the levels of acceptability established in point (b).*
3. *For the purpose of the evaluation carried out under paragraph 2(a), Member States may base the identification of areas on empirical evidence or validated models. Where appropriate existing data, including maps and research, may be used.*
4. *For the purpose of paragraphs 2(b) and 2(c) Member States shall take into account, as far as relevant and feasible, the effects of those processes on greenhouse gas emissions, desertification and soil biodiversity loss.*

is, dat het als een prioritair gebied moet worden bestempeld. Lidstaten krijgen de ruimte om zelf schaal, omvang en ambitieniveau vast te stellen. Eckelmann et al. (2006) geven algemene criteria die bij deze afwegingen kunnen worden toegepast. Bij het aanwijzen van de prioritaire gebieden moet ook rekening worden gehouden met klimaatverandering, desertificatie (verwoestijning) en verlies van bodembiodiversiteit. Indien de genoemde bedreigingen in negatieve zin interfereren met bijvoorbeeld de bodembiodiversiteit, dan kan dat dus een extra reden zijn om te besluiten tot het aanwijzen van een prioritair gebied. Een fragment uit de Kaderrichtlijn ten tijde van de start van het onderzoek is opgenomen in Tekstbox 1.

Dit rapport bevat de resultaten van een 'quick scan' van bestaande gegevens en beschikbare kennis

over te verwachten effecten van bedreigingen op de bodembiodiversiteit, en een eerste aanzet tot discussie over de mogelijkheden om informatie over bodembiodiversiteit te vergaren en toe te passen bij de aanwijzing van prioritaire gebieden. De nadruk is gelegd op de effecten van de afname van het organischestofgehalte en bodemverdichting. Weinig tot geen aandacht is geschonken aan erosie en verzuring, omdat deze bedreigingen voor toepassing van de KRB in Nederland minder relevant werden geacht. Aardverschuivingen spelen in Nederland geen rol van betekenis. Verzilting van de bodem volgens de terminologie van de KRB speelt in Nederland een beperkte rol. Verzilting in Nederland wordt beschouwd als een grondwaterprobleem dat via het waterbeleid kan worden aangepakt. Omdat afname van het gehalte organische stof vooral speelt in minerale bodems, valt de bodemdaling in de veenweidegebieden door oxidatie van de organische stof buiten het bereik van deze quick scan. Voor duurzaam bodembeheer in veenweidegebieden zal eigenstandig beleid worden ontwikkeld.

1.2 Bodembiodiversiteit en uitgangspunten bij het onderzoek

Een afname van bodembiodiversiteit werd in dit project gedefinieerd als een afname van structuur-elementen (diversiteit van soorten), processen of ecologische functies, met een afname van functionele aspecten van de bodem tot gevolg. Deze aanpak is conform het EU-project ENVASSO (Environmental Assessment of Soil for Monitoring; www.envasso.com). De ecologische functies van de bodem werden gedefinieerd in termen van ecosysteemdiensten, conform het TCB-advies Duurzaambodengebruik op ecologische grondslag (TCB, 2003), de aanpak in het VROM-project Referenties Biologische Bodemkwaliteit (RBB; VROM, 2005), en het RIVM-Alterra-WUR-project met de Bodembologische Indicator (Bobi) 'Bodemecosystemen en staat van ecosysteemdiensten in Nederland' (Rutgers et al., 2007a). Deze operationele definities komen overeen met het gedachtegoed over de rol en de betekenis van bodembiodiversiteit, functionele eigenschappen, ecosysteemdiensten en de levende bodem, in de Kaderrichtlijn Bodem en de Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), ondanks het feit dat niet exact dezelfde termen worden gebruikt.

Wetenschappelijk gezien is er nog geen consensus over een set indicatoren om bodembiodiversiteit uit te drukken en is er geen afgebakende definitie van de term bodembiodiversiteit. Ecosystemen, inclusief de bodem zijn dermate complex, voor wat betreft relaties en processen over diverse ruimte- en tijdschalen, dat op korte termijn geen oplossing wordt verwacht ('ecosystems are not more complex than you think, they are more complex than you can think'; Egler, 1977). In dit rapport wordt over deze tekortkomingen in onze kennis en gebrek aan consensus heen gestapt. In plaats daarvan worden eenvoudige 'proxies' (een afgesproken en aangenomen kwantitatieve benadering, bij gebrek aan beter) voor bodembiodiversiteit gebruikt om de veronderstelde relaties in de KRB op een kwantitatieve manier te onderbouwen of te weerleggen.

Anders gezegd: 'we roeien met de riemen die we hebben'. De gebruikte proxies zijn in twee categorieën in te delen, namelijk naar een maat voor 'systeemcomplexiteit' (diversiteit van soorten en functies) en naar een (veronderstelde) relatie met een 'omvang' (biomassa, of potentiële activiteit). In de wetenschappelijke literatuur zijn meer geïntegreerde proxies voor bodembiodiversiteit beschreven (Markert et al., 2003; Breure et al., 2005; Mulder, 2006), maar toepassing daarvan was te veeleisend in het kader van het in dit rapport beschreven onderzoek.

Tekstbox 2. In dit rapport gehanteerd uitgangspunt (werkhypothese).

De biodiversiteit in de bodem en de prestaties van de ecosysteemdiensten nemen af bij bodembedreigingen, zoals een afnemend gehalte aan bodemorganische stof of een toenemende verdichting van de bodem. In een theoretische benadering wordt bij afwezigheid van een bedreiging de bodembiodiversiteit en het presteren van de ecosysteemdiensten arbitrair op 100% gesteld. Bij een theoretisch maximale bedreiging wordt verondersteld dat de bodembiodiversiteit en het presteren van de ecosysteemdiensten dalen tot uiteindelijk 0% (zie Figuur 1).

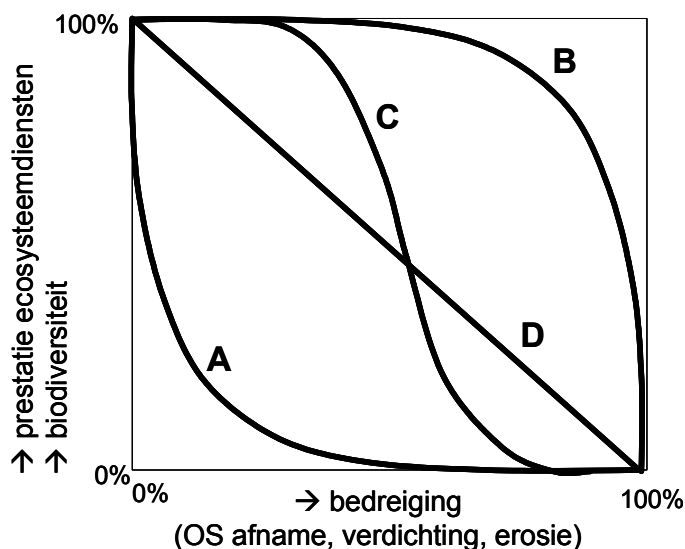
Bij de verkenning is gebruikgemaakt van de resultaten van de metingen met de Bodembologische Indicator (Bobi) in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB). Het LMB is representatief voor ongeveer 70% van de bodemgebruik-grondsoortcombinaties in Nederland. Sinds 1997 worden elk jaar biologische metingen gedaan in specifieke categorieën van bodemgebruik en grondsoort (Rutgers et al., 2005, 2007a). Het merendeel van deze locaties betreft landbouwbedrijven (veeteelt en akkerbouw), halfnatuurlijke graslanden, bossen en heide. De meetset is geen systematische landelijke inventarisatie (bijvoorbeeld op grid-basis), maar volgt de methodiek van dominante grondsoort en bodemgebruiks-categorieën in Nederland (Spijker et al., 2009). De resultaten worden verzameld in de zogenaamde Bobi-database. Naar verwachting is in 2010 de tweede bodembologische meetronde van vijf jaar gereed. Daarmee is ook een omvangrijke steekproef uit agrarisch gebruikte bodems verkregen.

Gegevens uit de langjarige bemonstering in het LMB (Rutgers et al., 2009) werden verkend op relaties tussen bedreigingen en de bodembiodiversiteit. Verschillende onderdelen van het bodemleven werden uitgewerkt met een diepgang die afhankelijk was van de beschikbaarheid van gegevens en *best professional judgment* (BPJ) bij betrokken onderzoekers. Nieuw onderzoek werd niet geëntameerd. Diverse onderzoekers werden geïnterviewd of gevraagd om een inschatting te maken van de te verwachten relaties tussen de bodembedreigingen en bodembiodiversiteit. Andere onderzoekers werden geïnterviewd om de voor Nederland relevante criteria te benoemen voor het aanwijzen van prioritaire gebieden met betrekking tot de afname van het organischestofgehalte en bodemverdichting.

Het uitgangspunt (werkhypothese) bij dit onderzoek werd als volgt geformuleerd (Tekstbox 2): de bodembiodiversiteit neemt af bij bodembedreigingen, *in casu* met een afnemend gehalte aan bodemorganische stof en met een toenemende verdichting van de bodem. De benodigde informatie werd binnen dit project via verkenningen (quick scans) verzameld en gebruikt als illustratie bij de werkhypothese (of als tegenwerping). Uitvoerige statistische analyses werden in het kader van dit project niet uitgevoerd. In plaats daarvan werd de aannemelijkheid van de werkhypothese geverifieerd op basis van een combinatie van verkenningen van gegevens, interviews met deskundigen en bestaande literatuur. Als praktisch denk- en discussiemodel werd de relatie tussen bedreiging en effect uitgedrukt in vier verschillende curven, namelijk een gevoelige, ongevoelige, sigmoïdale en proportionele relatie (Figuur 1). Daarnaast werd gezocht naar een antwoord op de vraag hoe in toekomstige situaties van deze informatie gebruik kan worden gemaakt en welke informatie nog behulpzaam kan zijn voor aanwijzing van prioritaire gebieden, bijvoorbeeld via een specifieke, op de betreffende bedreiging gerichte, monitoring.

Figuur 1. Werkhypothese in beeld.
Vier hypothetische dosis-effect curven die de relatie tussen een bedreiging en het presteren van een ecosysteemdienst of biodiversiteit aangeven:

- A. gevoelig
- B. ongevoelig
- C. sigmoïdaal
- D. proportioneel



1.3 Leeswijzer

Dit rapport bevat een beschrijving en een synthese van een aantal activiteiten dat een antwoord op de vraag moet geven: i) neemt de bodembiodiversiteit af bij de bodembedreigingen die in de ontwerptekst van de Kaderrichtlijn Bodem (KRB) genoemd worden, *in casu* een afname van het organischestofgehalte en bodemverdichting, en ii) hoe kan bij het aanwijzen van prioritaire gebieden rekening gehouden worden met een afname van de bodembiodiversiteit. Het onderzoek betrof een kortdurende verkenning (quick scan) en een rapportage van deze verkenning in tekst die voor beleid en praktijk in principe te gebruiken is.

Drie hoofdstukken zijn gewijd aan de beantwoording van de vraag hoe valide de veronderstelde werkhypothese is waarbij de bodembiodiversiteit afneemt na aantasting van de bodem *in casu* verlies van organische stof of bodemverdichting. Voor de beantwoording van deze vraag werd gebruikgemaakt van drie potentiële informatiebronnen, namelijk:

- kwantitatieve gegevens afkomstig van veldmetingen aan echte bodemsystemen die in de database van de Bodembioologische indicator (Bobi) zijn opgeslagen.
- literatuurgegevens over onderzoek aan organische stof en bodemverdichting in laboratoria en op proefpercelen, en van relevant veldonderzoek in specifieke situaties.
- *best professional judgment* (BPJ) van onderzoekers werkzaam in de bodemecologie, stress ecologie en beoordeling van de bodemkwaliteit.

In hoofdstuk 2 en 3 wordt een afname van de bodembiodiversiteit gerelateerd aan respectievelijk het verlies van organische stof en bodemverdichting. In hoofdstuk 4 wordt het veronderstelde effect op de biodiversiteit vertaald naar het functioneren van het bodemsysteem in termen van de prestaties van ecosysteemdiensten. Voor de beantwoording van deze vraag werd gebruik van BPJ via interviews en een questionnaire (zie Bijlage 1).

In hoofdstuk 5 wordt gekeken naar de mogelijkheden en legitimiteit van het meewegen van de afname in de bodembiodiversiteit bij het aanwijzen van prioritaire gebieden. De discussie over sterke en zwakke aspecten van deze in dit rapport beschreven verkenning zijn geïllustreerd aan de hand van een zogenaamde SWOT-analyse (*Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats*; hoofdstuk 6).

2 Organische stof en bodembiodiversiteit

2.1 Inleiding

Organische stof is een buitengewoon belangrijk onderdeel van de bodem omdat het invloed heeft op zowel fysische, chemische als biologische eigenschappen. Het is een bron van energie en nutriënten voor het bodemleven, en via mineralisatie is het ook een bron van nutriënten (N, P en S) voor planten. Organische stof heeft invloed op de bodemstructuur, met name de stabiliteit van aggregaten, waterretentie en waterinfiltratie. Daarom worden het gehalte en de kwaliteit van organische stof beschouwd als sleutelfactoren in de beoordeling van de duurzaamheid van bodembeheer (Gregorich et al., 1994, 1997; Haynes, 2005).

Het lijkt geen twijfel dat het beheer van organische stof essentieel is voor het onderhoud van het gehele bodemecosysteem. Omdat organische stof de primaire voedselbron is voor vrijwel alle bodemleven ligt hier een belangrijke sleutel voor het onderhouden en bevorderen van het leven in de bodem, en daarmee voor de ecosysteemdiensten die de bodem kan leveren (Faber et al., 2009). Behoud van organische stof is daarom van algemeen belang: zowel direct voor de individuele bodembewerkende boer en terreinbeheerder, als indirect voor waterbeheerders, waterwinbedrijven, investeerders, recreanten, omwonenden en de maatschappij.

Ondanks het algemeen onderkende belang van organische stof in de bodem blijkt het niet eenvoudig om prioritaire gebieden voor verlies van organische stof aan te wijzen (Körschens, 2006; Smit et al., 2007). Generieke grenswaarden voor acceptabele organischestofgehalten voldoen bovendien niet omdat er grote verschillen zijn afhankelijk van bodemgebruik, bodembeheer, grondsoort en klimatologische condities. Door mensen uit verschillende sectoren (agrariërs, bodembeheerders) worden weinig acute problemen ervaren met organische stof. Ook ontbreekt een systematisch meetnet voor het vaststellen van trends in organischestofgehalten in de bodem. Er zijn wel zorgen over daling van het gehalte aan organische stof, maar deze zijn voornamelijk gebaseerd op gegevens uit het buitenland. Smit et al. (2007) concluderen dat er grote belangstelling is voor organische stof, maar dat er een sterke behoefte is aan objectieve gegevens om de discussie te voeden. Er is behoefte aan het in kaart brengen van de actuele situatie en aan gegevens over de relatie tussen bodemgebruik en veranderingen in organischestofgehalten in de bodem.

Tekstbox 3. Tabel met uitgangspunten voor de identificatie van prioritaire gebieden voor de afname het van organischestofgehalte (EC, 2009).

SECTION 2	
INDICATIVE ELEMENTS FOR THE IDENTIFICATION OF AREAS REQUIRING SPECIAL PROTECTION FROM SOIL ORGANIC MATTER DECLINE	
Soil type (Soil Typological Unit (STU) level)	
Total soil organic carbon (g C/kg dry matter) (STU level) (can be measured or derived)	
Climate: temperature and precipitation (amount)	
Land cover and land cover change (e.g. following Corine Land Cover nomenclature)	
Soil texture (STU level): clay content	
Stock of soil organic carbon (t C/ha) (STU level) (can be measured or derived)	
Topography: slope, exposure and elevation	
Land use, including land management, farming systems and forestry	

Zowel natuurlijke als antropogene factoren spelen een rol bij de organischestofdynamiek in de bodem. Een afname van het organischestofgehalte is in de KRB gedefinieerd als een gestage afname van de organischestof-fractie, exclusief de niet afgebroken plantaardige en dierlijke residuen en hun

afbraakproducten en exclusief biomassa in de bodem. In de KRB wordt er van uitgegaan dat intensief agrarisch beheer een risicofactor is voor het organischestofgehalte naast de natuurlijke factoren en klimaatverandering (Tekstbox 3, EC 2009). In Nederland is het agrarische bodembeheer een factor van belang bij de aandacht voor organische stof, omdat verondersteld wordt dat het organischestofgehalte bij een op natuurontwikkeling gericht bodembeheer geen groot risico loopt, vanwege de relatieve voedselrijkdom, jonge bodems en het gematigde klimaat (uitgezonderd wellicht het actief behoud van stuifzanden en afplaggen van vergraste heideterreinen). Eckelmann et al. (2006) geven aan welke kenmerken van de bodem en het bodembeheer van belang kunnen zijn bij het aanwijzen van prioritaire gebieden. Ook zij geven aan dat generieke drempelwaarden zeer moeilijk af te leiden zijn door de dynamiek en complexiteit van de organische stof en de verschillen tussen bodems.

2.2 Grenzen voor organische stof

Voor organische stof in de bodem zijn geen normen afgeleid, zoals voor bodemverontreiniging. Een norm voor organische stof zou kunnen worden gedefinieerd als een minimum gehalte, of een optimaal gehalte voor de teelt van gewassen. Het is nog een open vraag of normen voor organische stof een geëigend instrument voor bodembeheer kunnen zijn en daarnaast ontbreekt het aan voldoende kennis om dergelijke normen op te stellen. Organische stof is een complex samenstel van kleine en grote structuurelementen met verschillende samenstellingen en is dus niet eenduidig te benoemen. Bij een gezonde bodem is er een continue aanvoer en afvoer van organische stof, deels door natuurlijke processen en deels als gevolg van het bodembeheer. Eventuele normen voor organische stof zouden bovendien moeten worden gedifferentieerd naar grondsoort, bodemtype en bodemgebruik en daardoor moeilijk toe te passen zijn.

In de literatuur worden wel enkele richtwaarden voorgesteld. In Eckelmann et al. (2006) wordt een ondergrens van 2% organische koolstof aangehouden. Deze waarde wordt ook genoemd in Loveland en Webb (2003) en komt overeen met 3,4% organische stof. Römken en Oenema (2004) leggen de grens bij 2% organische stof. Smit et al. (2007) geven aan dat bij DLV (Dienst Landbouwvoorlichting) richtlijnen in omloop zijn voor optimale gehalten van organische stof. DLV hanteert hierbij de volgende waarden (met kort commentaar op de haalbaarheid in de praktijk):

- akkerbouw op zand 2,5% tot 3,5%;
- zandgronden algemeen 3%, ten opzichte van andere gronden komen lagere waarden relatief veel voor;
- akkerbouw op klei 2,0% tot 2,5%, daaronder is het 'laag';
- dalgronden hebben hogere gehalten aan organische stof.

Ook deze indicatieve ranges worden gespecificeerd naar categorieën van bodemgebruik en grondsoort. Buiten beschouwing blijven de extensief beheerde bodems en de graslanden, waar de organischestofgehalten in het algemeen hoger zijn. Ook bij deze categorieën kan er sprake zijn van negatieve trends (Hanegraaf et al., 2009). Het areaal waar deze waarden niet gehaald zullen worden is niet zo groot (Smit et al., 2007).

Met inachtneming van alle wetenschappelijke beperkingen stellen Smit et al. (2007) voor om prioritaire gebieden voor verlies van organische stof in minerale gronden aan te wijzen via een beslisboom (uitsluitingsmethode, zie hoofdstuk 6 in Smit et al., 2007). Maïs teelt, akkerbouw en boomteelt op arme bodems met minder dan 3,4 % organische stof (2% organisch koolstof) blijken volgens deze methode het meeste risico te lopen. Een focus op een gespecificeerd gehalte aan organische stof lijkt voorlopig niet doelmatig te zijn voor een evaluatie van de kwaliteit van de bodem (Eckelmann et al., 2006). Sommige bodems hebben van nature een laag organischestofgehalte en lopen weinig gevaar voor een

verdere daling. Andere bodems met intermediaire gehalten lopen een continu risico, maar zijn ook via het bodembeheer moeilijk te beïnvloeden. Voor lage organischestofgehalten zijn soms strategieën voor bodembeheer beschreven met een flinke kans op verbetering. Zelfs bij aangrenzende percelen zijn de verschillen in organischestofdynamiek soms aanzienlijk (Lebbink et al., 1994; Hanegraaf et al., 2009), waardoor het afleiden van gebiedspecifieke of locatiespecifieke drempelwaarden niet eenvoudig is. Deze notie illustreert de onwenselijkheid van normen voor organische stof.

2.3 Trends in organische stof

Het is algemeen bekend dat het organischestofgehalte afhankelijk is van de grondsoort en van het bodemtype - jonge bodems bevatten weinig organische stof. Daarnaast is het bodemgebruik van grote invloed. Natuurlijk beheerde bodems bevatten vaak meer organische stof dan landbouwkundig beheerde bodems. De intensiteit van bodembewerking wordt als één van de dominante factoren beschouwd die invloed hebben op het organischestofgehalte. Van Eekeren et al. (2008) bijvoorbeeld vonden bij een 36 jaar durend veldexperiment bij Gent (België) het hoogste organischestofgehalte bij permanent gras (6,1% DS), het laagste bij permanente akkers (2,1% DS) en intermediaire gehalten bij akker versus gras rotaties (3,3% en 3,5% DS).

Men veronderstelt dat de intensiteit van bodembewerking toegenomen is over een lange tijdschaal bij de ontginning van natuur voor landbouwdoeleinden, de ontwatering van landbouwgronden en bij de intensivering van de landbouw door de inzet van machines met name in de afgelopen eeuw. Per saldo heeft dit dus geleid tot gemiddeld lagere organischestofgehalten in de minerale bodem van Nederland, maar betrouwbare gegevens ontbreken.

Uit recent gepubliceerde gegevens over gemeten organischestofgehalten in de landbouwbodem van Nederland blijkt echter geen duidelijk algemene dalende trend naar voren te komen, zelfs niet op gevoelige gronden (Hanegraaf et al., 2009). Individuele velden vertonen zowel toename als afname. Dit geeft aan dat het effect van lokale maatregelen per veld een grote invloed heeft op het organischestofgehalte en dat het monitoren van organische stof gecompliceerd is.

Analyses van de dataset van het Bedrijfslaboratorium voor grond en gewasonderzoek (Blgg) geven aan, dat zandgronden waar lange tijd continu ruwvoer is verbouwd (veelal maïs), gedurende de laatste 20 jaar een daling vertonen van ongeveer 1% organische stof (Smit et al., 2007). Alle zandgronden waar continu maïs wordt verbouwd lopen het risico in de nabije toekomst te zakken onder de door DLV voorgestelde grens van 3,4% organischestofgehalte. Berekeningen van Hanegraaf et al. (2009) laten echter zien dat er in maïs- en grasland op zandgronden in Nederland geen algemene dalende trend bestaat van het organischestofgehalte. Wel is er een normale verdeling in verandering in organischestofgehalten. Ongeveer een kwart van de velden, zowel gras als maïsland, vertoont een daling van minimaal 1% in 20 jaar. Om verwarring te voorkomen, 1% is een aanzienlijke daling in het absolute gehalte, en geen kleine relatieve daling. Onder maïs vertoont een kwart van de velden een stijging. Onder gras vertoont 60% van de velden een stijging. Het blijkt dat lokale maatregelen per perceel op korte termijn veel invloed kunnen hebben op het organischestofgehalte. Dit laatste wordt ook geïllustreerd door Lebbink et al. (1994) met gegevens van de proefboerderij de Lovinkhoeve (Marknesse), waaruit blijkt dat maatregelen op perceelsniveau op afzienbare termijn zowel kunnen zorgen voor een stabiele situatie, als voor een daling of een stijging van het organischestofgehalte.

Effecten van beheer op labiele (gemakkelijk afbreekbare) organische stof zijn groter en verlopen sneller dan effecten op de totale organische stof (Körschens, 2006). Vooral grondbewerking leidt tot verlies

van organische stof. Zelfs met veel organische mest is het niveau van permanent grasland in een akker niet te bereiken. De organische mest (dierlijk en compost) heeft wel een gunstig effect op de structuur (grotere aggregaten, kruimelstructuur). Te veel mest is ook niet goed omdat er dan te veel stikstof vrij komt. Er zijn aanwijzingen dat akkers een maximale capaciteit voor organische stof hebben die samenhangt met het kleigehalte. Klei bevat kleine poriën die beschermen tegen afbraak. In lange termijn (>50 jaar) bemestingsproeven kon in lichte zandgronden een toename van (slechts) 11% in organischestofgehalte worden bereikt, terwijl in zavel een toename van 25% kon worden bereikt. Als het maximum was bereikt kwam er niets meer bij. Dit zijn de relatieve percentages verandering, geen absolute gehalten.

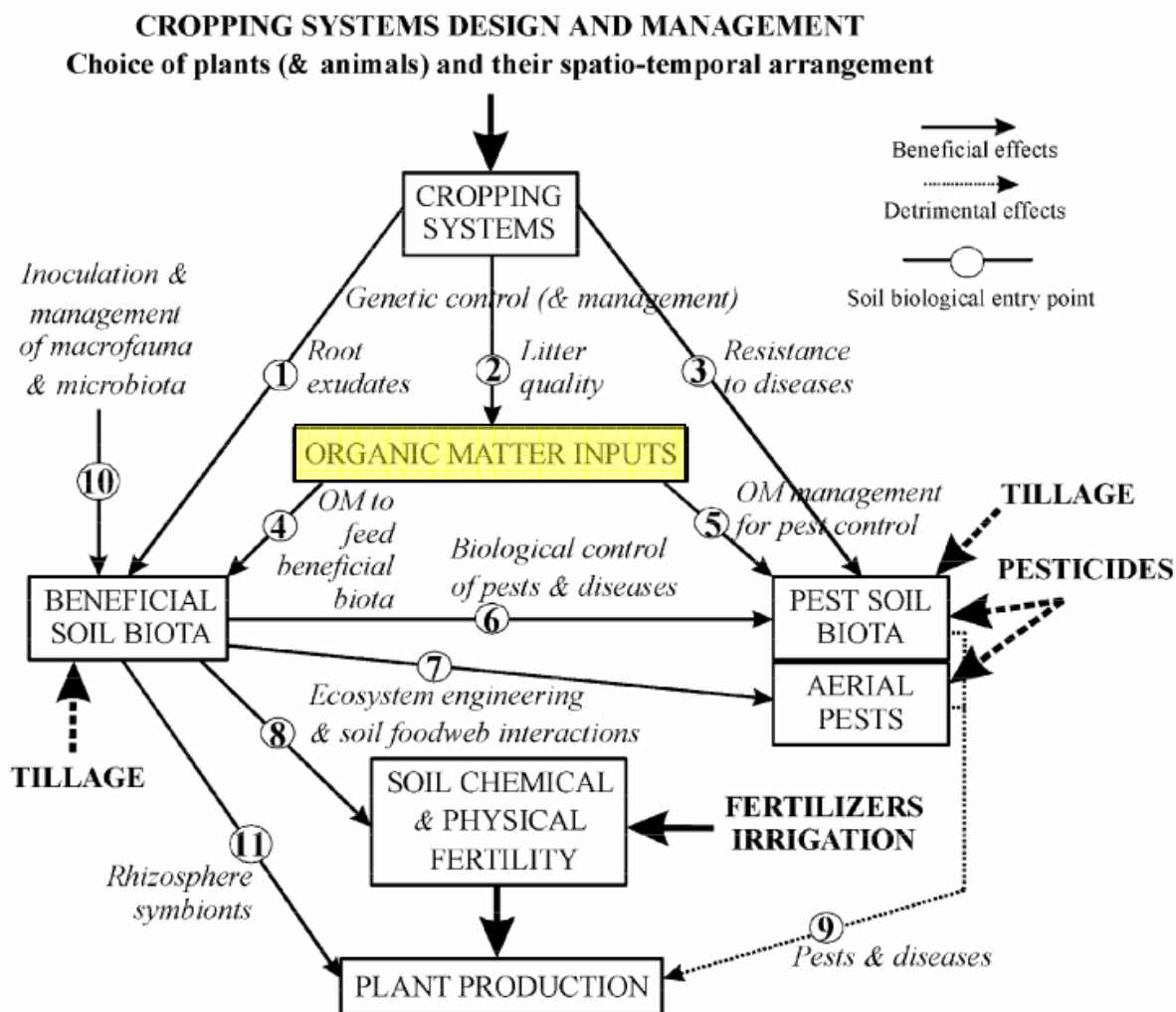
Het algemene beeld uit langetermijnproeven met akkerbouw is dat na 20 jaar organische bemesting het organischestofgehalte 20-30% hoger is dan met kunstmest. Dit grote verschil tussen kunstmest en organische mest geldt niet alleen op klei maar ook op zandgrond. Het hogere organischestofgehalte gaat gepaard met meer bodemleven, meer N-mineralisatie en een betere benutting van stikstof uit organische stof (Faber et al., 2009).

Op basis van de literatuur kan een lijst worden opgesteld van ingrepen en factoren waarvan is aangetoond dat ze belangrijke oorzaken zijn van daling van het organischestofgehalte in de grond (zie ook Figuur 2). Bij benadering in volgorde van afnemend belang:

- grondbewerking (ploegen, oogst van rooivuchten, zoals bieten en aardappelen)
- grondontsmetting (stomen, inundatie)
- gewas met weinig OS-inbreng (rooivuchten)
- nauwe gewasrotatie (met weinig granen, grassen of groenbemester)
- afvoer van gewasresten
- kunstmest en bekalking (met uitzonderingen)
- warmer klimaat

Een warmer klimaat zal leiden tot vermindering van het organischestofgehalte, omdat bij hogere temperaturen de toename in de toevoer van organische stof geen gelijke tred houdt met de toename van de afbraak. Het effect van temperatuur weerspiegelt zich in hogere organischestofgehalten in de bodems van Noord-Europese landen (Scandinavië) ten opzichte van Midden-Europese landen (Berg, 2000; EC, 2005).

Bovengenoemde factoren zijn in Figuur 2 ingepast in het complexe geheel van chemische, biologische en landbouwkundige processen die in de bodem spelen. De invloed van teeltsystemen is in dit schema als uitgangspunt gekozen. De organische stof heeft een centrale rol in de ketens van effecten die kunnen worden onderscheiden. Met de cijfers in de cirkels wordt aangegeven waar bodemorganismen van invloed zijn. In dit verband wordt hier niet in detail op ingegaan. De vorm van de pijlen (dichte of gestippelde lijn) geeft bovendien aan of er positieve of negatieve effecten zijn op de compartimenten of plantproductie. De plantproductie is in Figuur 2 afhankelijk van drie factoren: bodemorganismen, bodemvruchtbaarheid en schade door plagen. Organische stof en vers plantaardig materiaal zijn de voedingsbron voor bodemorganismen. Door de consumptie en afbraak van organische stof komen de opgeslagen mineralen weer vrij. De biologische mineralisatie vormt samen met de chemische bodemvruchtbaarheid de natuurlijke voedingsstoffenvoorziening voor planten. Deze wordt kunstmatig vergroot door bemesting, eventueel in combinatie met irrigatie.



Figuur 2: De centrale rol van organische stof in het bodemecosysteem, en de beïnvloeding van gewasopbrengst door landbouwkundig management (bemesten, ploegen, irrigatie, pesticiden), nuttige bodemorganismen, ziekten en plagen en bodemvruchtbaarheid. OM=Organische Stof (uit Brussaard et al., 2007, aangepast naar Swift, 1999, en Susilo et al., 2004).

2.4 Relatie bodemorganismen met organische stof

Uit een groot aantal studies blijkt dat meer organische stof goed is voor het bodemleven. De centrale positie die organische stof speelt in het bodemecosysteem blijkt onder andere uit het schema van Brussaard et al. (2007; Figuur 2). Op basis van een literatuuronderzoek is een overzicht gemaakt van de gevolgen van een lager organischestofgehalte (als gevolg van de hierboven genoemde ingrepen en factoren) voor de talrijkheid en/of soortensamenstelling van het bodemleven (Tabel 1). Daarbij is zo veel mogelijk ingegaan op de afzonderlijke ingrepen, de directe of indirecte gevolgen en de effecten op het bodemleven. Bijna alle maatregelen die leiden tot lagere organischestofgehalten, leiden ook tot lagere aantallen en/of diversiteit van bodemorganismen.

Tabel 1. Invloed van een laag organischestofgehalte op het bodemleven in relatie tot factoren die het organischestofgehalte doen afnemen.

Oorzaken	Indirecte gevolgen	Effect op bodemleven
achteruitgang OS gehalte (algemeen)		lagere aantallen en minder soorten bodemorganismen (alle groepen)
		afname nematoden en bacteriën
		minder OS: <u>toename</u> regenwormen, potwormen en microarthropoden (mogelijk relatie met hoog OS-gehalte in akker in veenkoloniën bij Bobi). minder OS: afname regenwormen (Wardle, 1995; Van Eekeren et al., 2008)
hoge temperatuur: afbraak OS neemt sneller toe dan productie	OS-gehalte gaat naar lager dynamisch evenwicht (Berg, 2000)	zie: achteruitgang OS-gehalte (algemeen)
minder toevoer vers organisch materiaal	minder toevoer labiele OS	mesofauna sterker afhankelijk van wortels (Eo en Nakamoto, 2008). Minder vers organisch materiaal, schimmels en bacteriën (Pankhurst et al., 2003; Van Eekeren et al., 2008; Demšar et al., 2006)
minder opbouw stabiele OS (Adl et al., 2006)	verslechtering bodemstructuur	minder leefruimte, en daardoor afname groter bodemleven (Adl et al., 2006)
	waterdoorlaatbaarheid neemt af	kans op waterverzadiging (met afname bodemfauna tot gevolg)
grondontsmetting en vergelijkbare ingrepen	versnelde bacteriële OS-afbraak als gevolg	sterke achteruitgang alle soorten
	terugzetting systeem naar fase van vroege successie	heropbloei van snelle kolonistoren en opportunisten
	minder aggregaatstabiliteit	minder leefruimte, en daardoor minder bodemleven
	nutriëntenflux	kortstondige opleving plantengroei en opbloei opportunistisch bodemleven

2.5 Gegevens uit (abiotische) metingen in het LMB

Voor het onderzoek in deze verkenning is gebruikgemaakt van de meetgegevens in de database van de Bodembioologische indicator (Bobi). Voor de analyse in deze paragraaf betreft het de abiotische meetgegevens van zeven categorieën in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB), namelijk vier op zandgrond (tuinbouw, akkerbouw, melkveehouderij en halfnatuurlijk grasland) en drie op kleigrond

(akkerbouw en melkveehouderij). In totaal zijn de gegevens van 228 bemonsterde veldlocaties geëvalueerd (Tabel 2; gegevens eerder gepubliceerd door Rutgers et al., 2009).

Uit de analyse van de locaties op zandgrond blijkt dat het organischestofgehalte in de bodem bij tuinbouw (open teelt) het laagst is: gemiddeld 2,8% op basis van droge stof (Tabel 2). Voor half-natuurlijk grasland is deze het hoogst: gemiddeld 8,8%. Op het eerste gezicht is het verrassend dat akkerbouw op zand gemiddeld ongeveer een even hoog organischestofgehalte heeft als de melkveebedrijven op zand (gemiddelden respectievelijk 7,6% en 6,4%; geen significant verschil). De verklaring is dat veel bedrijven met akkerbouw op zand op zogenaamde dalgrond in het voormalige veenkoloniale gebied liggen (Friesland, Drenthe en Groningen). Deze gronden hebben restanten organische stof in de minerale bodem van het vroegere veenpakket. Wanneer alleen akkerbouwbedrijven op de dekzanden worden geselecteerd, dan bedraagt het organischestofgehalte gemiddeld 3,5%. Deze resultaten sluiten aan bij de waarneming dat intensieve bodembewerking een negatieve invloed heeft op het organischestofgehalte (Faber et al., 2009; Van der Wal et al., 2008; Van Eekeren et al., 2008). Bodembewerking neemt toe en organischestofgehalte neemt af in de volgorde: halfnatuurlijk grasland, melkveehouderij (beweid grasland), akkerbouw, en tuinbouw. Naast bodembewerking spelen bekalking (verhoging zuurgraad) en kunstmestgift (geen toevoer OS) ook een rol bij de versterkte afname van organisch stof bij akkerbouw en tuinbouw (Faber et al., 2009).

Uit een analyse van de gegevens van kleibodems blijkt dat het organischestofgehalte in de bodem bij akkerbouw relatief laag is (2,4% op basis van droge stof) en bij de melkveehouderijbedrijven op zeeklei en rivierklei hoger (respectievelijk 7,9% en 8%, Tabel 2; Rutgers et al., 2009). Ook in kleigronden lijkt intensievere bodembewerking bij akkerbouw uit te monden in een lager organischestofgehalte.

De conclusie is dat bij de verschillende vormen van bodembeheer het totale organischestofgehalte in de bodem varieert. De hoogste organischestofgehalten worden aangetroffen bij de minder intensief bewerkte bodems, namelijk halfnatuurlijk grasland (met een extensieve beweiding van minder dan 0,5 GVE/ha) en melkveehouderij. Lagere organischestofgehalten worden aangetroffen bij akkerbouw en tuinbouw. In zowel de klei- als de zandgronden werd dezelfde trend aangetroffen.

2.6 Relaties bodemgebruik en biodiversiteit in de Bobi-database

Voor de verkenning van de biodiversiteit in de bodem bij de zeven categorieën in het LMB is een beperkte set biologische meetgegevens in de Bobi-database geanalyseerd. Het betreft een set maten die bij gebrek aan beter een benadering vormen voor de bodembiodiversiteit (proxy), grofweg te verdelen in systeemcomplexiteit (ODE of operationele diversiteit eenheid) en omvang van het bodemleven (aantallen organismen of biomassa). Beide maten zijn in de linker-, respectievelijk rechterkolom in Figuur 3 weergegeven, voor de volgende groepen organismen (van boven naar beneden): aaltjes (nematoden), potwormen (enchytraeën), regenwormen (lumbriciden), mijten en springstaarten (microarthropoden) en bacteriën.

Voor de vier categorieën op zand (vier blauwe staven aan de linkerkant van elke grafiek in Figuur 3; van links naar rechts tuinbouw, akkerbouw, melkveehouderij en halfnatuurlijk grasland) lijkt er een negatieve correlatie te bestaan tussen de intensiteit van het bodemgebruik en de proxies voor bodembiodiversiteit. Bij de meeste parameters is deze hypothese aannemelijk, maar niet voor de

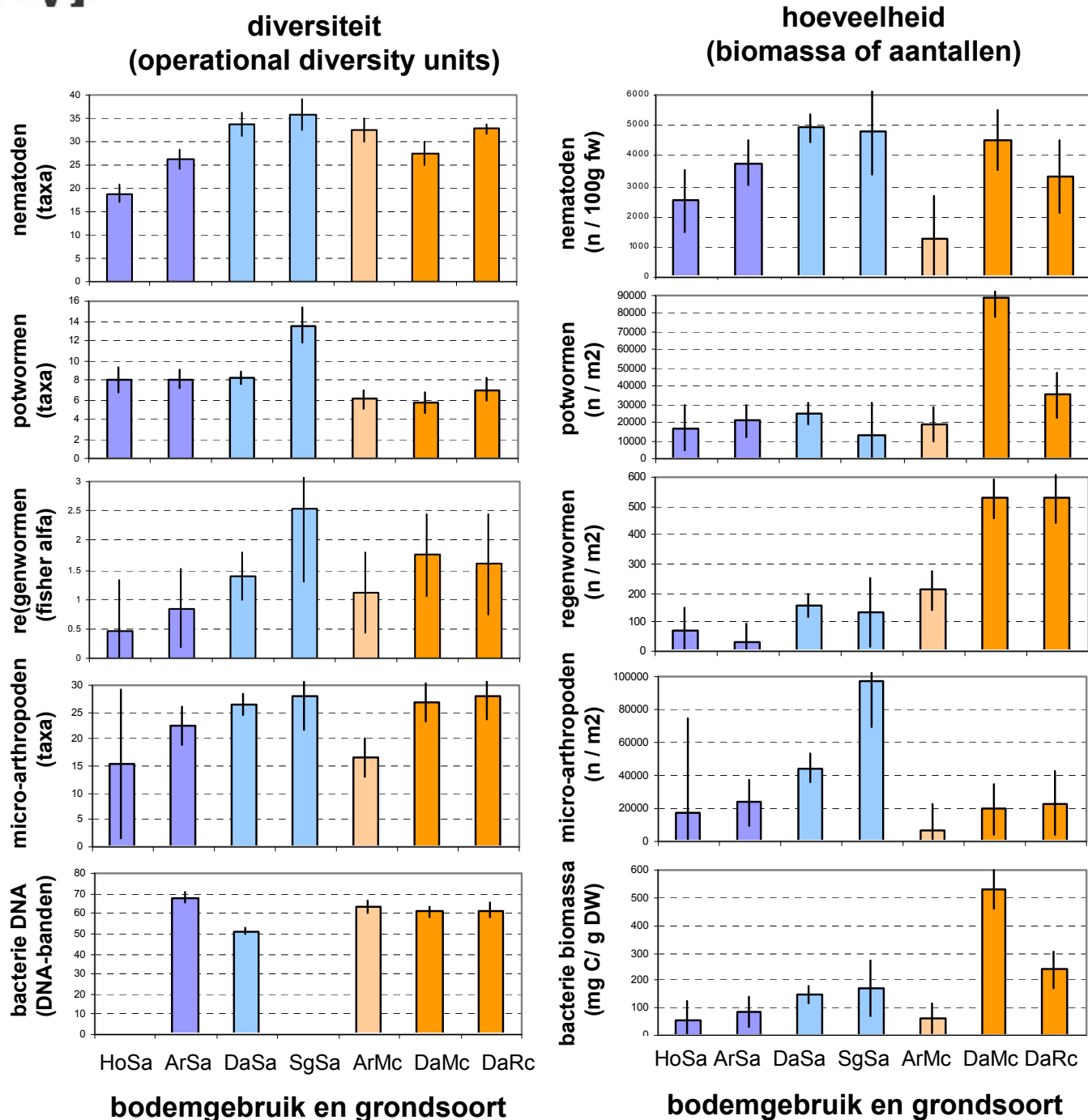
Tabel 2. Enkele bodemkenmerken bij locaties uit zeven categorieën in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB). Het gemiddelde en de boven- en ondergrens van 95% Tukey betrouwbaarheidsinterval van het organischestofgehalte, de pH en het lutumgehalte zijn gegeven. Gemiddelden verschillen significant als letters (a-g) niet overlappen. De gegevens zijn afkomstig van Rutgers et al. (2009). De afkortingen in de linkerkolom zijn afkomstig van de Engelse aanduiding van de categorieën.

	bodem-beheer	grond-soort	aantal locaties	pH			OS			lutum		
				(H ₂ O)			(% ds)			(% ds)		
				gemid- delde	groep	laag hoog	gemid- delde	groep	laag hoog	gemid- delde	groep	laag hoog
HoSa	tuinbouw	zand	18	7,31	ef	7,09 7,54	2,8	a	1,0 4,6	6,5	cd	3,2 9,9
ArSa	akkerbouw	zand	33	6,06	b	5,89 6,23	7,6	bcd	6,3 9,0	2,3	a	-0,2 4,7
DaSa	melkvee- houderij	zand	87	6,08	b	5,97 6,18	6,4	bcd	5,6 7,2	3,1	bc	1,6 4,6
SgSa	halfnatuurlijk grasland	zand	10	5,45	a	5,13 5,77	8,8	bcd	6,2 11,3	3,9	bcd	-0,8 8,6
ArMc	akkerbouw	zee- klei	30	7,67	f	7,49 7,84	2,4	a	1,0 3,8	17	fg	15 20
DaMc	melkvee- houderij	zee- klei	29	7,14	de	6,96 7,32	7,9	d	6,5 9,3	29	e	26 31
DaRc	melkvee- houderij	rivier- klei	20	6,38	bc	6,16 6,59	8,0	cd	6,3 9,7	35	g	32 38

bacteriediversiteit (onvoldoende gegevens) en voor het aantal potwormen per vierkante meter (geen duidelijke relatie). Deze resultaten zijn dus in overeenstemming met de hypothese dat de intensiteit van het bodemgebruik (bodembewerking, maar ook bekalking en kunstmestgebruik) correleert met een verlaging van het organischestofgehalte (vorige paragraaf) en met een verlaging van de bodembiodiversiteit op zandgronden.

Voor de drie categorieën op klei (drie staven aan de rechterkant van elke grafiek in Figuur 3; akkerbouw op zeeklei, en melkveehouderij op zee- en rivierklei) blijken de aantallen of de biomassa van groepen organismen in de graslanden een stuk hoger dan in de akkerbouwgronden. Dit geldt ook voor de proxies voor systeemcomplexiteit (ODE) van de regenwormen- en microarthropoden-gemeenschap, maar niet voor die van de andere groepen (nematoden, potwormen en bacteriën).

De resultaten van kleibodems zijn dus ook voor een groot deel in overeenstemming met de hypothese dat de intensiteit van het bodembeheer correleert met een afname in bodembiodiversiteit (zowel bij de systeemcomplexiteit als de omvang). Enkele proxies vertoonden geen duidelijk verband en geen enkele proxy vertoonde een omgekeerd verband.



Figuur 3. Meetgegevens van de bodembiodiversiteit in de Bobi-database voor zeven categorieën van bodembeheer en grondsoort in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. De systeemcomplexiteit is weergegeven in de linkerkolom (ODE: operationele diversiteit eenheden). De omvang van het bodemleven is weergegeven in de rechterkolom (biomassa of aantallen). De categorieën (horizontale as) zijn op dezelfde wijze afgekort als in Tabel 2. Van boven naar beneden betreft het de volgende groepen: nematoden, potwormen, regenwormen, microarthropoden en bacteriën. De staven geven het gemiddelde per categorie aan, inclusief de Tukey 95% betrouwbaarheidsintervallen. Van links naar rechts betreft het vier categorieën op zand (blauw: tuinbouw HoSa, akkerbouw ArSa, melkveehouderij DaSa en halfnatuurlijk grasland SgSa) en drie categorieën op klei (rood: akkerbouw, melkveebedrijf op zeeklei ArMc en DaMc en melkveebedrijf op rivierklei DaRc). De gegevens zijn afkomstig van Rutgers et al. (2009).

De samenvattende conclusie uit deze verkennende analyse van de Bobi-database in de voorgaande paragrafen is: Het is aannemelijk dat de toenemende intensiteit van het bodembeheer, zoals die via verschillende categorieën in het LMB onderscheiden kunnen worden, resulteert in een afname van de bodembiodiversiteit. Deze gaat samen met, of wordt veroorzaakt door, een afname van het gehalte organische stof in de bodem.

2.7 Relatie tussen organisch stof en biodiversiteit

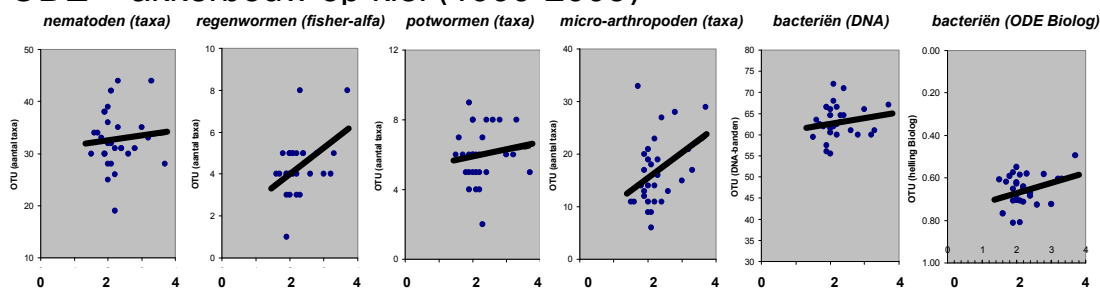
Gegevens in de Bobi-database over de meetjaren 1999-2003 (eerste complete ronde met bodembioologische metingen in het LMB) werden onderzocht op relaties tussen organischestofgehalte en proxies voor bodembiodiversiteit, gedifferentieerd naar categorieën bodemgebruik en grondsoort. Hiermee werd getracht om het effect van een afname van het organischestofgehalte voor elke categorie afzonderlijk te duiden, voor zover de gegevens in het Bobi-databestand dat toelieten. De verkenning werd uitgevoerd door de gegevens na een standaard regressieanalyse op het oog te screenen op positieve en negatieve relaties.

De relaties tussen het totale gehalte organische stof en de proxies voor bodembiodiversiteit, zijn in grafieken uitgezet voor de categorieën akkerbouw en melkveehouderijen op klei (Figuur 4) en op zand (Figuren 5 en 6). Met behulp van een lineaire regressie is beoordeeld of de relatie positief of negatief was (of afwezig). Een omhoog lopende lijn in de Figuren 4, 5 en 6 correspondeert met een positieve relatie tussen het organischestofgehalte en de aan de biodiversiteit gerelateerde proxy. Bij sommige parameters is hiervoor de verticale as omgekeerd weergegeven (bijvoorbeeld bacteriële biochemische diversiteit). Dit is gedaan om de presentatie eenvormig te houden, en 'op het oog' te kunnen uitvoeren. Er is een beperkte correlatieanalyse uitgevoerd om de statistische significantie van regressielijnen te bepalen met kritische waarden voor de correlatiecoëfficiënten ($P < 0,05$). De meeste relaties zijn niet statistisch significant, enkele zijn wel statistisch significant. Hier is verder geen analyse aan gewijd vanwege het verkennende karakter van deze studie. Het verdient aanbeveling de significante en niet-significante relaties nader te onderzoeken.

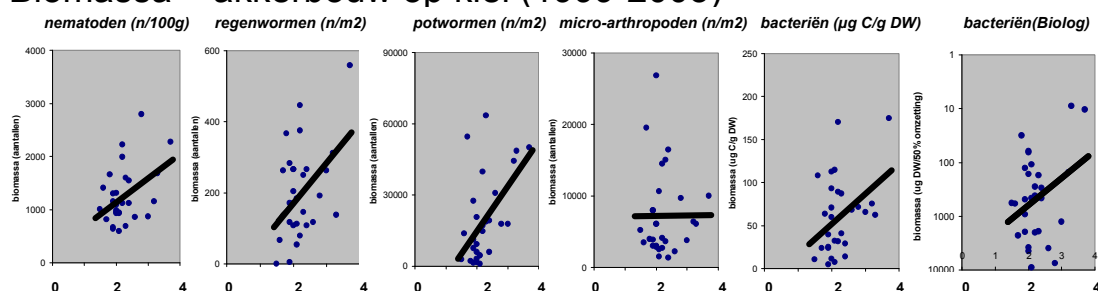
In de Figuren 4 en 5 zijn steeds twaalf regressies uitgevoerd: zes voor de relatie van organische stof met de diversiteitsparameters (ODE - operationele diversiteit eenheid, zoals: aantal taxa, Fisher alfa diversiteitsindex en functionele diversiteit) en zes met aantallen per groep c.q. biomassa. Voor de bacteriën zijn vier regressies uitgevoerd en voor alle andere groepen organismen twee regressies. Op het oog is elke relatie gescoord op een stijgende lijn (+1), een dalende lijn (-1) of geen relatie (0). Bij veel positieve, doch op zichzelf statistisch niet significante relaties, is het aannemelijk om toch een positieve relatie te veronderstellen volgens het principe van de *weight of evidence*, dat wil zeggen: elk element vormt op zichzelf geen overtuigend bewijs, maar draagt wel bij aan een integrale bewijsvoering.

Figuur 4 geeft de resultaten voor de categorieën op klei. De relaties met organische stof zijn op het oog duidelijk, er worden uitsluitend positieve regressies gevonden, respectievelijk 11 (uit 12) en 12 (uit 12). Voor deze categorieën is het aannemelijk dat er een positieve relatie is tussen het organischestofgehalte en de bodembiodiversiteit en dichtheid (biomassa) van het bodemleven. Akkerbouw- en melkveehouderijbedrijven op klei hebben een sterk verschillend organischestofgehalte. Wanneer deze worden gecombineerd tot één gradiënt in organische stof, blijven alle positieve relaties intact of worden versterkt. Na een analyse van alle kleigronden bij elkaar (ongeacht het bodemgebruik) blijft de conclusie over de positieve relatie tussen het organischestofgehalte en de bodembiodiversiteit gehandhaafd.

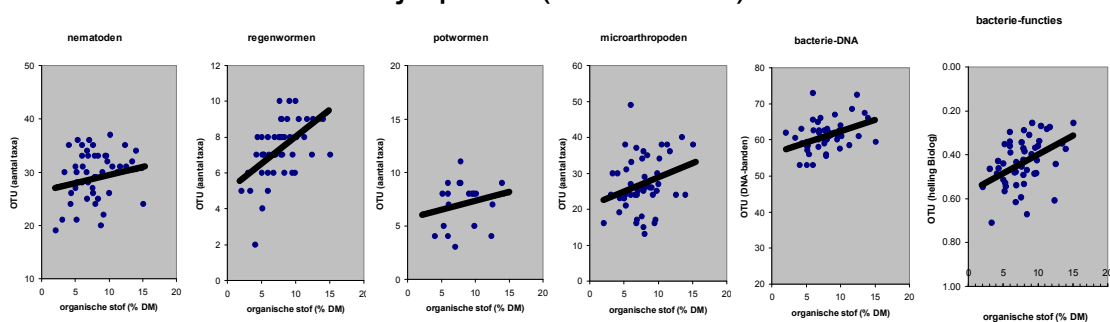
ODE – akkerbouw op klei (1999-2003)



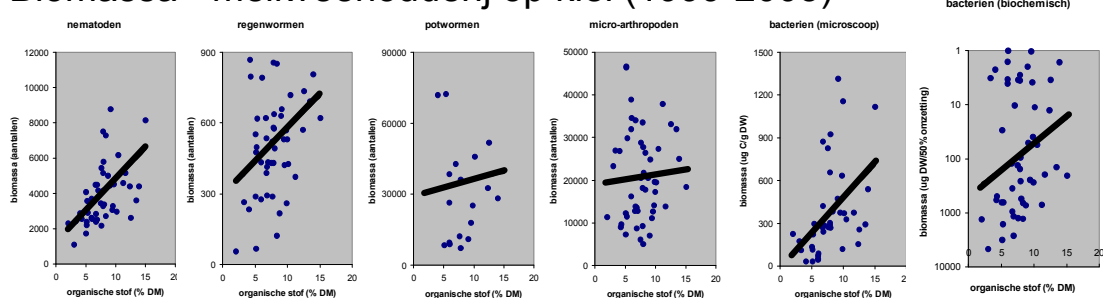
Biomassa – akkerbouw op klei (1999-2003)



ODE - melkveehouderij op klei (1999-2003)

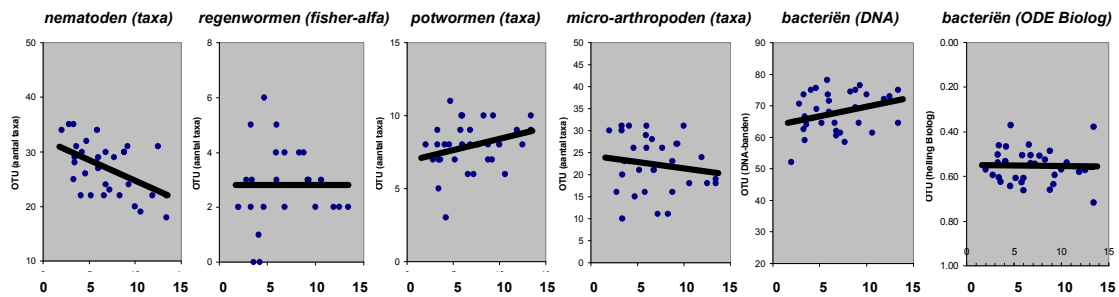


Biomassa - melkveehouderij op klei (1999-2003)

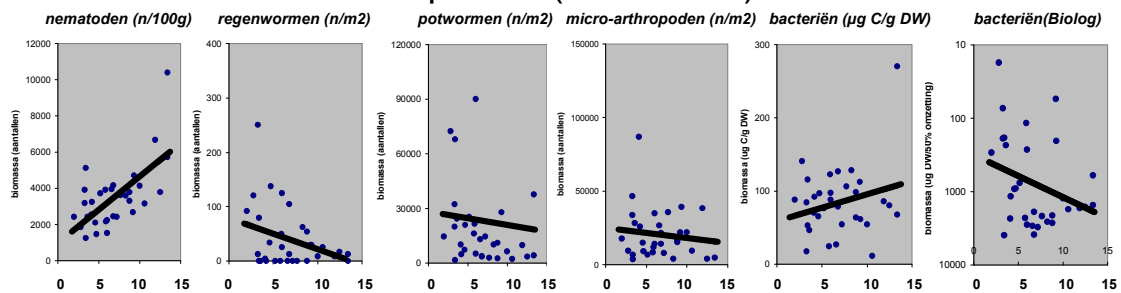


Figuur 4. Relaties tussen het totaal organischestofgehalte en diverse parameters van het bodemleven bij akkerbouw en melkveehouderijen op klei. De gegevens (punten) zijn afkomstig uit de Bobi-database, meetronde van 1999 tot en met 2003. Op de horizontale as is steeds het organischestofgehalte aangegeven (% DW). Op de verticale as is een aan bodembiodiversiteit te relateren parameter uitgezet (ODE= operationele diversiteit eenheden aantallen of biomassa). Een lijn die naar rechts omhoog loopt geeft een positieve correlatie aan tussen het organischestofgehalte en de betreffende proxy bodembiodiversiteit. Van links naar rechts betreft het de volgende groepen organismen: nematoden, regenwormen, potwormen, microarthropoden, bacteriën (geanalyseerd met microscoop of DNA) en nogmaals bacteriën (biochemisch gekarakteriseerd in Biolog®-platen).

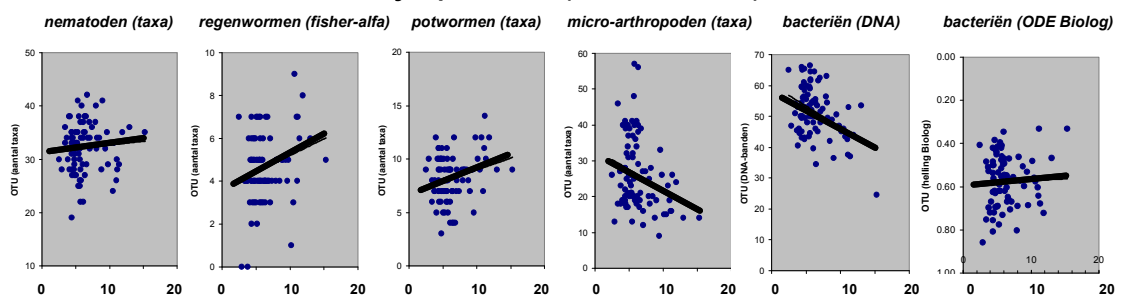
ODE – akkerbouw op zand (1999-2003)



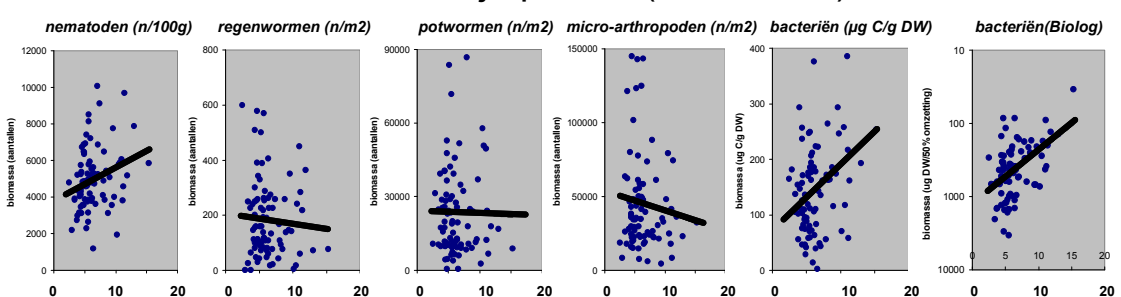
Biomassa – akkerbouw op zand (1999-2003)



ODE – melkveehouderij op zand (1999-2003)



Biomassa – melkveehouderij op zand (1999-2003)



Figuur 5. Relaties tussen het totaal organischestofgehalte en diverse parameters van het bodemleven bij akkerbouw en melkveehouderijen op zand. De gegevens (punten) zijn afkomstig uit de Bobi-database, de meetronde 1999-2003. Op de horizontale as is steeds het organischestofgehalte aangegeven (% DW). Op de verticale as is een aan bodembiodiversiteit te relateren parameter uitgezet (ODE= operationele diversiteit eenheden, aantallen of biomassa). Een lijn die naar rechts omhoog loopt geeft een positieve correlatie aan tussen organische stof en de betreffende proxy voor bodembiodiversiteit. Van links naar rechts betreft het de volgende groepen organismen: nematoden, regenwormen, potwormen, microarthropoden, bacteriën (geanalyseerd met microscoop of DNA) en nogmaals bacteriën (biochemisch gekarakteriseerd in Biolog®-platen).

De trends voor de categorieën op zandgrond (Figuur 5) op basis van de meetgegevens in de ronde van 1999 tot en met 2003 zijn minder eenduidig. Akkerbouw op zand scoorde op het oog vier keer positief, vijf keer negatief en drie keer neutraal. De meeste trends waren twijfelachtig (licht stijgende of dalende lijn). Met andere woorden een duidelijke relatie tussen het organischestofgehalte en de bodembiodiversiteit kon hier niet aangetoond worden. Een complicerende factor bij deze categorie betreft de locaties in het voormalige veenkoloniale gebied. Alle bedrijven met een hoog organischestofgehalte liggen in deze streek. Wanneer deze bedrijven niet worden meegenomen in de analyse, blijven er te weinig gegevens over om verantwoorde uitspraken te doen. In combinatie met tuinbouw en bollenteelt is misschien wel een verkenning mogelijk zonder bedrijven in het voormalige veenkoloniale gebied. Deze is nog niet uitgevoerd.

Voor de categorie melkveebedrijven op zand is de relatie weinig duidelijker dan voor akkerbouw, hoewel er meer positieve relaties aanwezig lijken te zijn (Figuur 5, meetgegevens 1999-2003, onderste twee rijen). Zes keer een positieve, vier keer een negatieve en twee keer geen zichtbare trend bracht de score van deze verkenning op +2 (maximum is +12). Mogelijk wordt de grote variatie in de gegevens en het gebrek aan duidelijke relaties voor een deel veroorzaakt door de verspreide ligging van de bedrijven over het noorden (Drenthe, Friesland en Groningen), oosten (Overijssel en Gelderland) en het zuiden (Noord Brabant) van Nederland. Voor de categorie melkveebedrijven op zand is een aanvullende set gegevens uit de volgende meetronde in het LMB beschikbaar (Bobi-database 2005-2008). Met deze gegevens is de analyse herhaald. Bij deze tweede set gegevens werden wel overwegend positieve relaties gevonden tussen het organischestofgehalte en de proxies voor de bodembiodiversiteit, namelijk 10 uit 12 (Figuur 6). Analyse van de geografische variatie tussen categorieën in de Bobi-database is nog niet uitgevoerd, mede omdat hier veel meer gegevens voor nodig zijn.

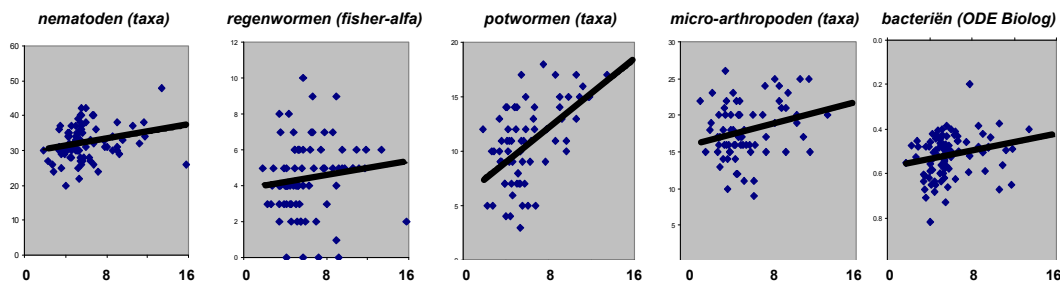
Op basis van verkenningen aan de hand van twee meetseries lijkt de relatie tussen het organischestofgehalte en bodembiodiversiteit voor melkveehouderijen op zand wisselende resultaten op te leveren. Uit de eerste serie werd geen duidelijk beeld verkregen, de tweede serie laat een positief verband zien. De oorzaak van deze verschillen moet nog nader worden onderzocht. De werkhypothese is in het geval van graslanden op zand meer ondersteund dan afgewezen, omdat er in het totaal meer positieve dan negatieve relaties met organische stof zijn gevonden.

De nog niet complete set akkerbouw op zand (Bobi-database 2006-2008) werd ook gescreend, maar dit gaf eenzelfde gevarieerd beeld als bij de eerdere analyse in Figuur 5: zowel stijgende als dalende lijnen (gegevens niet getoond). Voor deze categorie lijkt er dus geen duidelijke relatie met het organischestofgehalte. De eerder genoemde complicaties met verschillende bodem-subtypen (met name dalgronden in het voormalige veenkoloniale gebied) en een gebrek aan locaties zijn ook in de herhaalde meetserie aanwezig en staan een eenduidige conclusie in de weg.

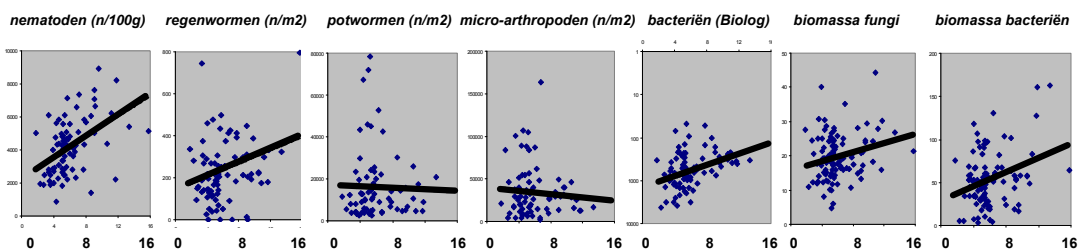
Uit deze verkenning van de Bobi-database kan worden geconcludeerd dat een positieve relatie tussen het organischestofgehalte en de bodembiodiversiteit bij akkerbouw en melkveehouderijen op klei) aannemelijk is. Op basis van deze bevinding moet worden verwacht dat een afname van het organischestofgehalte (de 'bedreiging') leidt tot een afname van de bodembiodiversiteit.

Voor melkveehouderijen (beweide graslanden) op zandgrond lijkt er een overwegend positieve relatie te bestaan, maar deze is minder zeker en dient nauwkeuriger te worden onderzocht. Bij de akkerbouw op zand was de relatie met het organischestofgehalte niet aan te tonen, door een gebrek aan meetgegevens en een niet optimale spreiding van akkerbouwbedrijven in het LMB. Veel akkerbouwbedrijven liggen op de zogenaamde dalgronden in het voormalige veenkoloniale gebied, met atypische en relatief hoge organischestofgehalten in de bodem.

ODE – melkveehouderij op zand (2005-2008)



Biomassa – melkveehouderij op zand (2005-2008)



Figuur 6. Relaties tussen het totaal organischestofgehalte en diverse parameters van het bodemleven bij melkveehouderijen op zand. De gegevens (punten) zijn afkomstig uit de Bobi-database, meetjaren 2005 - 2008. De lijn betreft een standaard regressie. Een naar rechts stijgende lijn correspondeert met een positieve correlatie met organische stof. Van links naar rechts betreft het de volgende organismen: nematoden, regenwormen, potwormen, microarthropoden en microorganismen (één of drie parameters: bacteriën of schimmels geanalyseerd met microscoop of met Biolog®-platen).

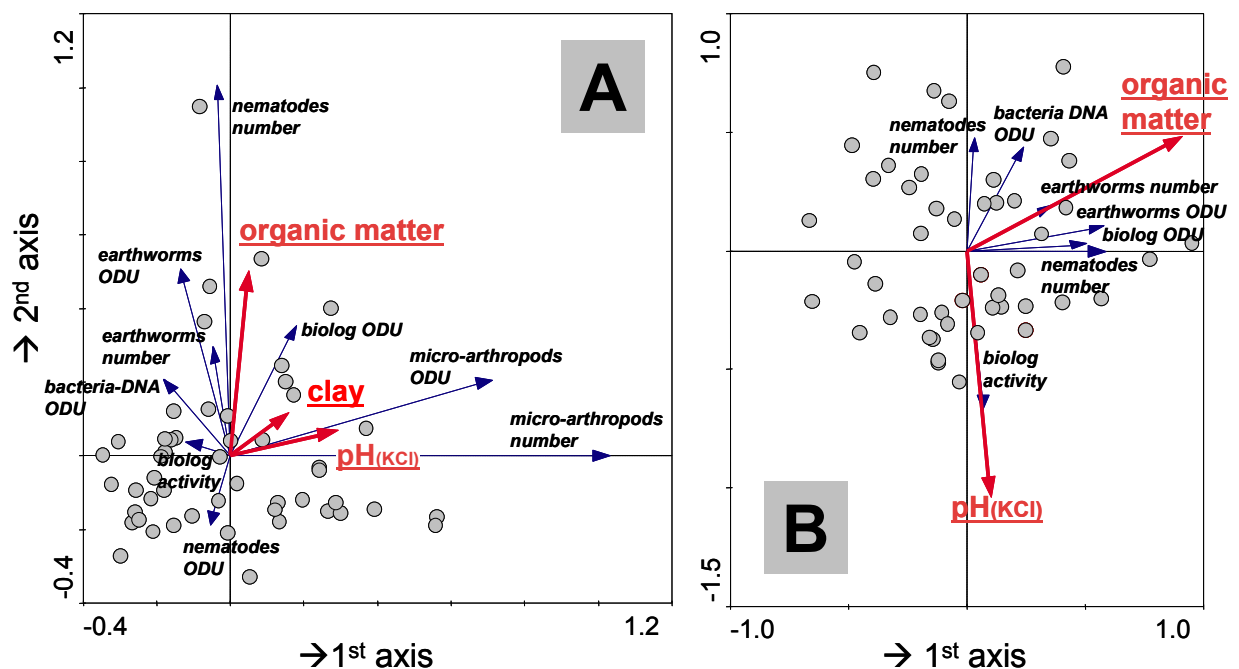
2.8 Andere bodemkenmerken: pH en lutumgehalte

De relatie tussen organische stof en het bodemleven via koolstof- en energiestromen en via de voedselketen is in het bodemecologische gedachtegoed geaccepteerd. Ecologische modellen voor de achterliggende mechanismen zijn beschikbaar. De kwantitatieve verkenning van de gegevens in de Bobi-database in de vorige paragraaf (2.7) is louter gebaseerd op statistische bewerkingen, zonder rekening te houden met een eventueel gebrek aan causaliteit. Het is algemeen bekend dat behalve organische stof veel meer bodemkenmerken van belang zijn voor de bodembiodiversiteit. Het is theoretisch mogelijk dat organische stof wel een statistische correlatie vertoont, maar geen ecologische relatie heeft met de bodembiodiversiteit, terwijl de andere bodemkenmerken die wel hebben. Als dit het geval is, dan is het op basis van de statistische analyse in de vorige paragraaf niet goed mogelijk om te concluderen dat organischestofgehalte en de biodiversiteit met elkaar in verband staan. Om gevoel te krijgen voor het optreden van dit type ‘confounding’-relaties tussen de bodembiodiversiteit en andere bodemkenmerken, is een verkenning gedaan.

Een eenvoudige correlatieanalyse tussen drie voor het bodemleven belangrijke kenmerken is uitgevoerd, namelijk organischestofgehalte, lutumgehalte en de bodem-pH. De correlaties tussen de drie kenmerken voor de verschillende categorieën waren over het algemeen vrij zwak (hoogste absolute waarde 0,51; correlaties pH-H₂O versus pH-KCl niet meegeteld want die scoorden zoals verwacht zeer

hoog). De hoogste absolute waarden werden gevonden voor de categorie melkveehouderij op klei, namelijk -0,50 (organische stof versus pH-H₂O), 0,49 (organische stof versus lutum) en -0,51 (lutum versus pH-H₂O). De laagste absolute waarde (-0,28) werd gevonden voor de correlatie van organische stof met de pH-KCl bij de categorie melkveehouderij op zand (lutum bij zand categorieën niet meegeteld).

De correlaties tussen de gemeten bodemkenmerken binnen de diverse categorieën van bodemgebruik en grondsoort zijn niet erg hoog. Dit was verwacht; de gradiënten in deze kenmerken zijn binnen de categorieën niet erg lang, zodat eventuele correlaties door ruis slecht waarneembaar zullen zijn. Om gevoel te krijgen voor de relaties tussen de biodiversiteit en de drie gemeten bodemkenmerken (organische stof, lutum en pH) is voor de categorie met de sterkste correlaties, namelijk melkveehouderij op klei, een verkennende ‘multivariate’ analyse uitgevoerd.



Figuur 7. Ordinatie diagrammen van een multivariate analyse van negen proxies voor bodembiodiversiteit bij 49 bedrijven in de categorie melkveehouderij op klei. De symbolen geven de gemonsterde bedrijven weer gebaseerd op verschillen in de bodembiodiversiteit. Potentieel verklarende bodemkenmerken (pH, organische stof en lutumgehalte) zijn als grote (rode) pijlen aangegeven. De proxies voor de bodembiodiversiteit zijn met een cursieve tekst bij de kleinere (blauwe) pijlen afgebeeld.

A: Principale Componenten Analyse (PCA). De verklaarde variatie was voor de eerste as 72% en de tweede as 25%.

B: Redundantieanalyse (RDA) met een Monte Carlo permutatietoets zonder de gegevens van de microarthropodengemeenschap. De verklaarde variatie door organische stof en de pH bedroeg voor de eerste as 14% en de tweede as 6% ($P = 0,002$ voor organische stof en $P = 0,055$ voor pH). Het lutumgehalte was niet significant.

In Figuur 7 zijn de resultaten van deze verkennende analyse afgebeeld. Als eerste werd een Principale Componenten Analyse (PCA) uitgevoerd (Figuur 7A), waarmee alle variatie in de gegevens verklaard wordt via mathematisch samengestelde variabelen, die een willekeurige overeenkomst vertonen met de verklarende omgevingsfactoren. De mogelijk verklarende omgevingsfactoren organischestofgehalte, lutumgehalte en pH zijn als pijlen weergegeven. Bijna alle variatie werd verklaard in de eerste twee assen (respectievelijk 72% en 25%), mede door het geringe aantal bodembiodiversiteitsparameters (negen). Het lutumgehalte en de bodem-pH liggen enigszins parallel aan de eerste as en organische stof ligt parallel met de tweede as. Met behulp van een redundatieanalyse (RDA) en een Monte-Carlo permutatietoets werd de significantie van de verklaarde variatie door de drie bodemkenmerken bepaald. Het lutumgehalte en de bodem-pH verklaarden allebei een significant deel van de variatie in de bodembiodiversiteit: respectievelijk $P = 0,04$ en $P = 0,08$. Een tweede RDA met permutatietoets is uitgevoerd zonder de microarthropodengemeenschap (zowel ODE als het aantal), omdat deze gemeenschap vermoedelijk een sterke relatie vertoont met het lutumgehalte en/of de bodem- pH (Figuur 7B). Het organischestofgehalte en de bodem-pH verklaarden allebei een significant deel van de bodembiodiversiteit (zonder microarthropodengemeenschap): respectievelijk $P = 0,002$ en $P = 0,055$. Er is met andere woorden een statistisch significante relatie tussen het organischestofgehalte en een deel van de bodembiodiversiteit bij de categorie melkveehouderij op klei aangetroffen, die in ieder geval niet verklaard wordt door de bodem-pH of het lutumgehalte. Dit sterkt de veronderstelling dat een deel van de relaties tussen organischestofgehalte en de bodembiodiversiteit in de vorige paragraaf (Figuren 4, 5 en 6) niet slechts door variaties in de bodem-pH of lutumgehalte verklaard worden.

De waarneming dat de microarthropodengemeenschap goed lijkt te correleren met pH en lutumgehalte en niet met het organischestofgehalte bij de categorie melkveehouderij op klei is op zichzelf interessant, maar werd niet nader geanalyseerd. Naar verwachting zal multivariate analyse nog veel meer interessante patronen laten zien, ook voor de andere aan de bodembiodiversiteit gelieerde bodemkenmerken en voor andere categorieën bodemgebruik en grondsoort. Er werd ook geen aandacht besteed aan het optimaliseren van de multivariate analyse via schaling en weging.

2.9 Conclusie en aanbeveling organische stof

De algemene uitspraak die uit deze verkenning kan worden getrokken is dat verlaging van het organischestofgehalte in een agrarische beheerde bodem verband houdt met een afname van de bodembiodiversiteit. Een onderbouwing werd verkregen uit twee verkennende analyses aan de hand van de Bobi-metgegevens in het LMB:

1. Over verschillende categorieën van bodemgebruik met een gradiënt van toenemende intensiteit in het bodembeheer nemen organischestofgehalte en bodembiodiversiteit af. De proxies voor bodembiodiversiteit op zandgrond zijn relatief laag bij tuinbouw, gemiddeld bij akkerbouw en melkveehouderij, en hoog bij half-natuurlijk grasland. Ook voor kleigrond waren organischestofgehalte en bodembiodiversiteit bij akkerbouw lager dan bij melkveebedrijven.
2. Binnen de categorieën van bodemgebruik was er een duidelijke positieve relatie tussen organischestofgehalte en bodembiodiversiteit voor zowel akkerbouw als melkveehouderij op kleigrond. Voor melkveehouderij op zandgrond was deze positieve relatie aannemelijk: de meerderheid van de proxies vertoonde een positief verband, een paar vertoonde geen enkel verband, een minderheid vertoonde een negatief verband. De meetgegevens in de Bobi-database van akkerbouw op zand lieten niet toe om een vergaande conclusie te trekken, als gevolg van een gebrek aan locaties en scheve verdeling van de gemonsterde bedrijven.
3. Andere bodemkenmerken hebben waarschijnlijk ook een effect op de bodembiodiversiteit, maar bij een eerste steekproef op de categorie melkveehouderij op klei werd een statische significante

relatie tussen organischestofgehalte en proxies voor de bodembiodiversiteit aangetoond, die niet te verklaren was door variaties in de pH of het lutumgehalte.

Op basis van literatuurgegevens kan de relatie tussen organische stof en het bodemleven worden ondersteund. Op basis van onze kennis over het bodemsysteem mag verwacht worden dat organische stof en het bodemleven zeer gevoelig aan elkaar gerelateerd zijn. Organische stof vormt de primaire koolstof- en energiebron voor de meeste organismen in de bodem. De hoeveelheid, de relatieve beschikbaarheid en de samenstelling van organischestofcomponenten hebben directe invloed op de systeemcomplexiteit en de omvang van het bodemleven.

Deze verkenning levert een duidelijke aanbeveling op: de gegevens in de Bobi-database dienen diepgaander onderzocht te worden op relaties tussen bodemkenmerken en de verschillende proxies voor de bodembiodiversiteit. Al bij de eerste stappen in deze verkenning zijn patronen zichtbaar geworden die een nadere analyse rechtvaardigen, bijvoorbeeld de relatief sterke relatie van de microarthropodengemeenschap met de pH en het lutumgehalte bij de categorie melkveehouderij op klei. Ook de voorlopige conclusies over het vermeende algemene verband tussen organischestofgehalte en de bodembiodiversiteit dienen door statistische analyses van de Bobi-database onderbouwd te worden.

Voor het aanwijzen van prioritaire gebieden is de algemene uitspraak aan het begin van deze paragraaf bruikbaar: bij verlaging van het organischestofgehalte in de bodem wordt de bodembiodiversiteit bedreigd. Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor het ontbreken van deze relatie, ook niet bij een geringe afname van het organischestofgehalte. Het aantonen van de relatie tussen organische stof en bodembiodiversiteit in specifieke situaties, via een locatiespecifieke of gebiedsgerichte monitoring, lijkt bij voldoende inspanning haalbaar te zijn voor kleibodems in een geografisch omgrensd gebied. Bij zandbodems moet meer inspanning geleverd worden voor de monitoring en de kwantificering, vanwege een grotere variatie in bodems en bedrijven (c.q. variatie in bodembeheer).

3 Bodemverdichting en bodembiodiversiteit

3.1 Inleiding

Bodemverdichting is een proces dat zich van nature, vaak op een grote tijdschaal afspeelt. Nieuw gevormde of drooggevalen gronden ‘klinken in’ door de zwaartekracht en het verdampen of wegtrekken van water. Wanneer daarna weer nieuwe bodemlagen worden afgezet, zullen dieper liggende pakketten worden samengedrukt, door het gewicht van het materiaal er boven. Hierdoor verandert de structuur van de ondergrond en op den duur ook de aard van het materiaal. Op geologische schaal worden zo sedimentgesteenten gevormd, die door de bewegingen van de aardkorst opnieuw tot bergen kunnen worden opgedrukt.

Op kleinere tijd- en ruimtelijke schaal vindt bodemvorming plaats (pedogenese) in een dunne zone aan het oppervlak. Dit kan gebeuren door verwerking van stenig moedermateriaal of veranderingen in de bovenste bodemlagen van (zachte) afzettingen. Biologische activiteit en uitspoeling spelen een belangrijke rol bij de vorming van het bodemprofiel. Vaak ontstaan op die manier karakteristieke horizonten. Metalen die uitspoelen uit de bovenste bodemlaag kunnen dieper weer neerslaan en samenkiten tot een verharde laag. Plantenwortels verstoren deze lagen en regenwormen mengen de grond tot enkele decimeters diepte.

De mens heeft grote invloed op het proces van bodemvorming, door grondbewerking, door egaliseren, door het kappen (of juist aanleggen) van grote bosarealen en het in stand houden van bepaalde typen ecosystemen, zoals heidevelden. Zowel stedenbouw, wegenbouw, natuurontwikkeling als agrarische activiteiten beïnvloeden de bodemstructuur aanzienlijk. In de meeste gevallen wordt het natuurlijke proces van bodemvorming doorbroken. Ploegen, spitten of het loswoelen van de grond is een oude en zeer gebruikelijke landbouwpraktijk. Enerzijds worden organische resten zo sneller de bodem ingewerkt, dringt zuurstof dieper door, en kunnen plantenwortels gemakkelijk de bodem in groeien. Anderzijds wordt de organische stof door ploegen juist versneld afgebroken, waardoor voedingsstoffen sneller beschikbaar komen voor plantengroei en de bodem sneller uitgeput wordt.

In de laatste decennia is de landbouw in Nederland en in de rest van de westerse wereld steeds verder geïntensiveerd. Hierbij worden ook steeds grotere en zwaardere machines gebruikt met wiellasten tot zelfs 12 ton (Van den Akker et al., 2006). Deze dragen bij aan een versnelde kunstmatige verdichting van de grond, soms tot op één meter diepte. Het gebruik van brede lagedrukbanden vergroot de bereikbaarheid van het land, maar geeft tevens meer gelegenheid voor het inzetten van grotere en zwaardere machines. Per saldo is de druklast van de bodem juist toe- in plaats van afgenomen. Ook beweiding van graslanden leidt tot ‘vertrapping’ door vee. De volgende puntenlijst geeft een opsomming van maatregelen en omstandigheden die leiden tot bodemverdichting, waarbij vooral hoge wieldruk leidt tot irreversibele verdichting van de ondergrond.

Oorzaken van bodemverdichting (bij benadering in volgorde van afnemend belang):

- hoge wieldruk (zware machines of oogstkarren)
- natte bodem (minder weerstand)
- grondbewerking (aardappeloogst, ploegen)
- grondsoort (lichte zavel herstelt niet na verdichting)
- laag OS-gehalte (minder weerstand/veerkracht)

- inundatie
- compacte bodem (zwaarder materieel nodig voor bewerken, vicieuze cirkel)
- intensieve beweiding en verhoging graslandproductie

De vervorming van de bodemstructuur kan verschillende ongewenste effecten hebben. Onder de bewerkte (geploegde) zone van 20 tot 35 cm diep ontstaat een verdichte laag. Deze wordt de ploegzool genoemd. Anders dan de naam doet vermoeden wordt deze laag niet door de ploeg veroorzaakt, maar door de tractorwielen die tijdens het ploegen in de open bouwvoor over de ondergrond rijden. De ploegzool is slecht doordringbaar voor lucht, water en wortels, en heeft dus een negatief effect op de infiltratiecapaciteit, de verzadigde doorlatendheid voor water, biologische- en biochemische processen, en de doorwortelbaarheid van de bodem. Bij zuurstofloze omstandigheden neemt tevens de denitrificatie in de bodem toe. Versnelde erosie, plasvorming en afspoeling van voedingsstoffen kunnen als neveneffect optreden.

Bodemverdichting wordt pas als een probleem ervaren wanneer water niet meer weg kan en gewas-opbrengsten afnemen. Het voorkomen en herstel van verdichting in de ondergrond is een belangrijke factor bij een duurzame vorm van landbouw. De verdichting van de bovengrond kan door ploegen of eggen (kunstmatig) worden tegengegaan. De ondergrond, die een relatief slecht herstelvermogen heeft, wordt daardoor echter alleen maar verder verdicht. Deze kan alleen door diepploegen worden losgemaakt. Een dergelijke bewerking is echter kostbaar en energieverslindend. Uit onderzoek is bovendien gebleken dat het herstelvermogen en het effect van grondbewerking snel afneemt met de diepte. Bovendien kunnen losgemaakte gronden na drie jaar al weer verdicht zijn, waarbij de bodemfysische (structuur)eigenschappen nog slechter zijn geworden (Van den Akker en De Groot, 2008).

Er zijn verschillende fysische en biologische processen die bodemverdichting van nature kunnen herstellen. Hierbij moet worden gedacht aan de werking van vorst, droogtescheuren, activiteit van het bodemleven (bioturbatie en aggregaatvorming) en diepwortelende gewassen.

In de ontwerptekst van de Kaderrichtlijn Bodem (EC, 2009) wordt in sectie 3 van Annex 1, een overzicht gegeven van de factoren (eigenschappen) die een rol spelen bij het identificeren van prioritaire gebieden. In tegenstelling tot de inmiddels veel gehoorde opvatting dat de EU alleen verdichting van de ondergrond van belang acht, verwijst voornoemde sectie naar 'topsoil and subsoil bulk density' en 'topsoil and subsoil texture'. Door mechanische bewerking is verdichting van de bovengrond meestal niet meetbaar aan de hand van de bulk density en lijkt daardoor niet relevant. Het proces vindt echter wel plaats, zeker in gronden die wel worden bereiden maar niet jaarlijks worden geploegd. Aan de vorm van de aggregaten (scherpblokkig, kruimig, of afgerond; vierkant, plat of langwerpig), is de

Tekstbox 4. Tabel met uitgangspunten voor de identificatie van prioritaire gebieden voor bodemverdichting (EC, 2009).

SECTION 3	
INDICATIVE ELEMENTS FOR THE IDENTIFICATION OF AREAS REQUIRING SPECIAL PROTECTION FROM COMPACTION	
Soil type (Soil Typological Unit (STU) level)	
Topsoil (30 cm or plough layer in arable land) and subsoil texture (STU level)	
Climate: temperature, precipitation (distribution) and evapotranspiration	
Land cover and land cover change (e.g. following Corine Land Cover nomenclature)	
Total soil organic carbon (STU level) (can be measured or derived)	
Topsoil and subsoil bulk density (STU level) (can be measured or derived)	
Topography: slope and land form	
Land use, including land management, farming systems and forestry	

structuur af te lezen (Horn en Peth, 2009). Structuurbederf is soms het gevolg van verdichting. In de bovengrond van akkers wordt de bodemstructuur sterk verstoord, waardoor de grond in het algemeen gevoelig is voor degradatie. De hoogste concentratie van het bodemleven bevindt zich bovendien in de ‘topsoil’.

3.2 Metingen aan bodemverdichting

In Nederland is het probleem van de bodemverdichting niet systematisch in kaart gebracht. Aangezien de fysische kwaliteiten van de bodem belangrijke factoren kunnen zijn voor de dichtheid en diversiteit van het bodemleven, worden sinds een aantal jaren specifieke metingen gedaan in het Bobi-meetprogramma. Vanaf 2004 zijn op circa 175 locaties metingen verricht aan bulkdichtheid van de bovengrond en de indringweerstand tot 80 cm diep. De indringweerstand wordt gemeten met een penetrologer (Figuur 8).

In aansluiting op de monstermethoden die in het Bobi-programma worden gebruikt, wordt de indringweerstand gemeten op zes plots (c.q. percelen) verspreid over een agrarisch bedrijf. Op iedere plot worden vijf sonderingen gedaan in een cirkel van 10 m, in het totaal dus 30 metingen per bedrijf. De oppervlakte van de bedrijven kan sterk uiteen lopen, maar ligt gemiddeld rond de 50 ha. De gegevens van de indringweerstand zijn nog niet in de Bobi-database opgeslagen en tot nu toe vooral op ad hoc basis gebruikt. De bulkdichtheid en het porievolume worden alleen in de bovengrond gemeten (tussen 5 en 10 cm diepte). Deze metingen geven dus geen indicatie van de mate van verdichting dieper in de bodem. Op een deel van de locaties zijn ook metingen aan de waterinfiltratie uitgevoerd. Deze geven een maat voor de doorlaatbaarheid en de bodemstructuur.

In het algemeen laat de indringweerstand een duidelijk dichtheidsprofiel zien. Een probleem is echter dat de heterogeniteit van de bodem ook op dit punt groot kan zijn, zelfs op een afstand van decimeters. Ook de geologische oorsprong en het voormalige gebruik zijn van belang. Daardoor is er lang niet altijd een duidelijk onderscheid tussen grondsoorten en tussen vormen van bodemgebruik. De weerstand van de bodem wordt behalve door de dichtheid, grondsoort en structuur, ook sterk beïnvloed door het vochtgehalte. Voor de vergelijkbaarheid zouden metingen standaard bij veldcapaciteit (*i.e.*, de maximale verzadiging) moeten worden gedaan. Bij een hoger vochtgehalte is de weerstand van de grond lager, en dringt de conus makkelijker door in de bodem. Dit is niet alleen van invloed in de bovengrond na regenperiodes, maar ook in de ondergrond bij hogere grondwaterstanden. Er is nog geen methodiek ontwikkeld om het gehele dichtheidsprofiel om te zetten naar één of meer indicatiegetallen voor verdichting. Er zou wel gekeken kunnen worden naar de diepte en ‘hardheid’ van de ploegzool in verschillende gronden, en er zijn kritische waarden gedefinieerd voor een aantal bodemeigenschappen (Van den Akker en De Groot, 2008). De beschikbare meetgegevens zijn momenteel nog niet dekkend genoeg om op systematische manier bodemverdichting in kaart te brengen. Op basis van de ervaringen en theoretische overwegingen kunnen wel gebieden worden benoemd waar bodemverdichting zeer waarschijnlijk optreedt of een probleem kan gaan vormen. Ter illustratie van de dichtheidsprofielen die kunnen worden aangetroffen in verschillende bodems is een aantal diagrammen in Figuur 9 opgenomen.

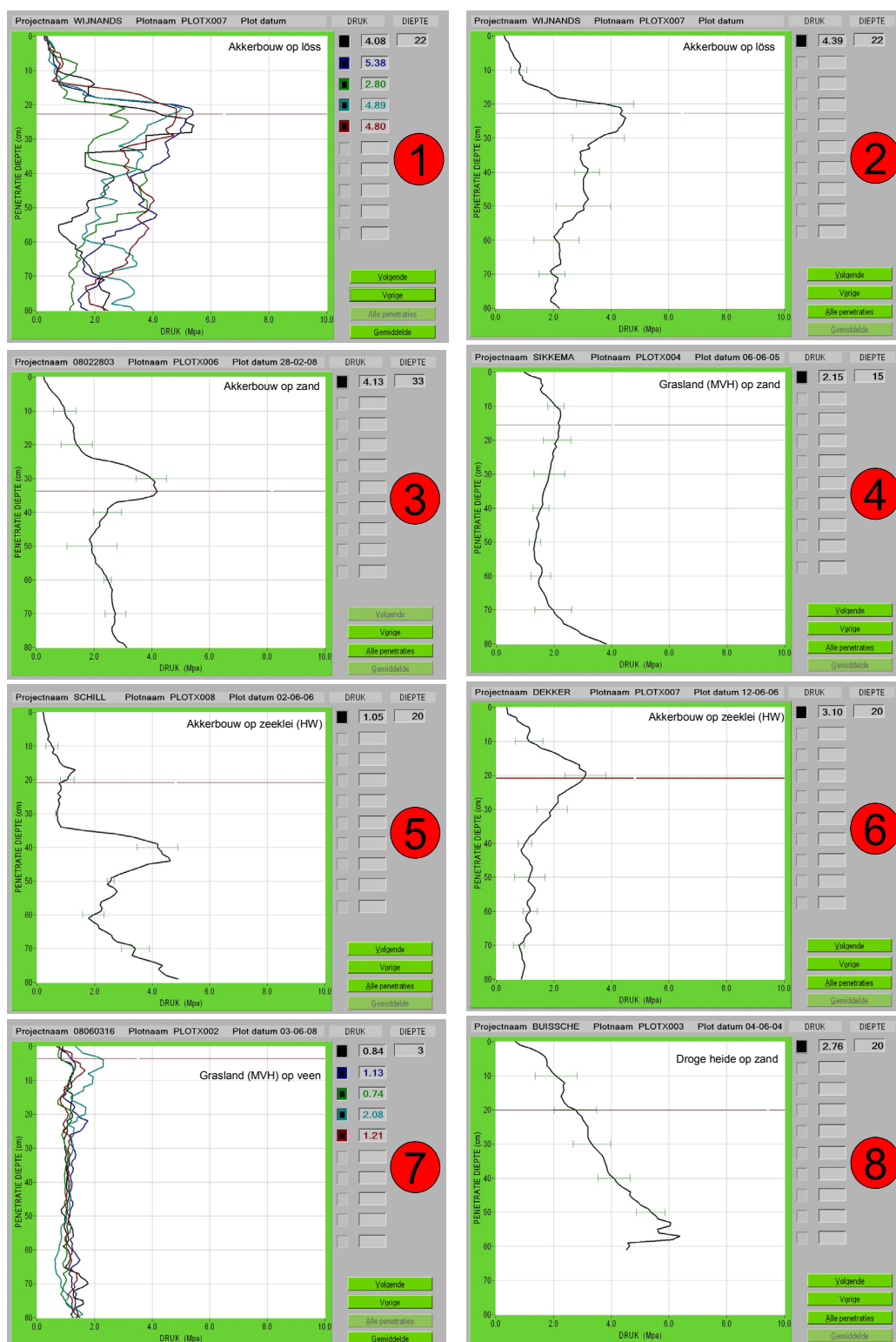
De meetgegevens zijn ten behoeve van dit rapport gebruikt om karakteristieken van bodems te demonstreren en voorbeelden van bodemverdichting te geven. De meetgegevens zijn nog onvoldoende bewerkt voor een analyse van de bodemverdichting op de locaties, en zijn nog niet gerelateerd aan de gemeten bodembiodiversiteit.



Figuur 8. Indringweerstand meten in het veld met een penetrologger. Aan de punt van de stang (circa 1 m lang) bevindt zich een conus (tophoek 60°) met een oppervlak van 1 cm². De stang wordt met een snelheid van ongeveer 2 cm/sec de bodem in geduwd. Snelheid en diepte worden gemeten door een sensor, die een signaal stuurt naar het reflectieplaatje dat op de bodem ligt.

Penetratiediagram 1 in Figuur 9 laat een aantal individuele metingen zien in een proefveld met niet-kerende grondbewerking op een lössgrond in Limburg. De sonderingen geven in grote lijnen hetzelfde patroon. In diagram 1 is ook te zien dat de verschillen tussen de metingen (druk op de x-as) aanzienlijk zijn. Diagram 2 geeft het gemiddelde profiel van de serie metingen in 1, met een spreidingsmaat om de 10 cm diepte. Tot een diepte van circa 12 cm geeft de grond weinig weerstand. Daarna neemt die snel toe tot een maximum op 22 cm diepte, om daarna weer geleidelijk af te nemen. In dit profiel is duidelijk de ploegzool te herkennen, met een maximum indringweerstand van 4,4 MPa (44 kg per cm²). Als vuistregel geldt dat 1,5 MPa de grens is voor een goede bewortelbaarheid. Daarboven vindt verminderde wortelgroei plaats. De kritische grens voor beworteling ligt voor landbouwgewassen bij 3,0 MPa. Als gevolg van een te hoge dichtheid neemt de water- en nutriëntenopname af en zal ook de gewasopbrengst teruglopen.

In Figuur 9 worden voorbeelden getoond van een zandgrond bij akkerbouw (penetratiediagram 3) en een weiland (diagram 4). De curves zijn weer een gemiddelde van 5 metingen in een cirkel van 10 m. In de akkerbodem is de ploegzool goed te herkennen rond een diepte van 30 cm. Onder het grasland (diagram 4) lijkt ook een lichte mate van verdichting op te treden tussen de 10 en 20 cm diepte. De weerstand is over een groot deel van het bodemprofiel laag en neemt pas in de diepe ondergrond weer toe.



Figuur 9. Indringweerstandprofielen (1 t/m 8) bij verschillende bodems. Langs de y-as staat de diepte weergegeven. Op de x-as staat de uitgeoefende druk in megapascal (Mpa) 1 MPa komt overeen met 10 bar druk, oftewel 10 kg/cm². De figuren hebben betrekking op meerdere grondsoorten, verschillende locaties en zijn niet algemeen geldig voor het type bodemgebruik. Zie tekst voor uitleg.

De diagrammen 5 en 6 in Figuur 9 laten het verschil zien tussen twee naburige akkerbouwbedrijven in de Hoeksche Waard. De bovengrond van profiel 5 is tot 35 cm diepte zeer los en gaat daarna over in een sterk verdichte laag. Daaronder lijkt zich opnieuw een dichte kleilaag te bevinden. Het is uit deze metingen niet op te maken of deze dichte onderlaag van nature gevormd is, of dat er sprake is van verdichting in de diepe ondergrond. Diagram 6 laat een heel ander beeld zien. De ploegzool bevindt zich op een geringere diepte (20 cm) en de bodem blijft tot 80 cm diepte weinig weerstand geven. De percelen, waarin de metingen van profiel 6 zijn gedaan lagen dicht achter de dijk van het Hollands Diep. Waarschijnlijk zijn dit de jongste ingepolderde gronden, en is de grondwaterstand van invloed op de indringweerstand van de ondergrond.

De diagrammen 7 en 8 in Figuur 9 geven twee geheel andere profielen. In diagram 7 zijn de resultaten van metingen in een veengrond weergegeven. Enkele sonderingen laten een kleine verdichting vlak onder het oppervlak zien, maar over de gehele diepte is de benodigde druk gering en zeer constant met een kleine variatie. Het hoge gehalte aan organische stof en de hoeveelheid vocht in deze bodem zorgen voor een lage indringweerstand. Hierdoor is de draagkracht van deze bodem beperkt. Diagram 8 is afkomstig van een heideveld op een hogere zandgrond. Verwacht mag worden dat deze bodem sinds lange tijd ongestoord is gebleven. Het profiel laat dan ook geen verdichte lagen in de bovengrond zien. De dichtheid neemt met de diepte echter geleidelijk toe, tot een maximale waarde van meer dan 62 kg/cm^2 . Verschillende heideterreinen hebben grindbanken in de ondergrond, waardoor er lastig een goed beeld van het dichtheidsprofiel te krijgen is. De droge zandgrond blijkt tevens grote indringweerstand te hebben doordat de 'smerende' werking van kleideeltjes, organische stof en vocht ontbreekt.

De beschikbare gegevens in de Bobi-database geven inzicht in de opbouw en verdichting van bodems op een selectie van locaties. Deze waarnemingen zijn niet specifiek gedaan om gebieden met bodemverdichting aan te wijzen. In het algemeen treedt bodemverdichting op in alle agrarische gronden die met zware machines worden bereiden en worden geploegd. Daarbij vertonen de akkerbouwgronden de grootste effecten van verdichting in de vorm van een duidelijke ploegzool. Verdichte lagen komen echter ook onder graslanden voor. Het optreden van kunstmatige verdichting in de diepere ondergrond (meer dan circa 40 cm) is lastiger te duiden omdat die vaak samenvalt met geologische verschijnselen (oerbank of kleilaag). Daarnaast is er grote variatie op verschillende ruimtelijke schalen, zowel van nature als door menselijk handelen. Het is aan te bevelen om geschikte instrumenten en beoordelingsmethoden verder uit te werken, en bij voorkeur een gericht meetprogramma uit te voeren, zodat een landsdekkend beeld kan worden gemaakt.

3.3 Kwetsbare gronden volgens de EU

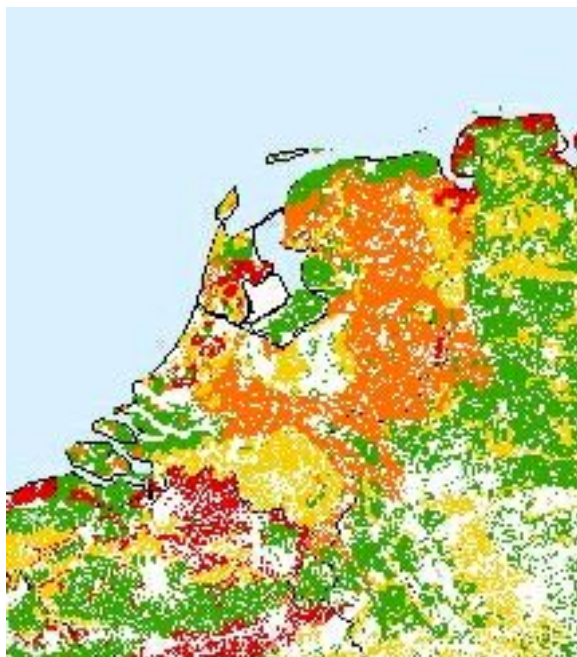
In het EU-project RAMSOIL zijn risicobeoordelingsmethoden voor de bodembedreigingen bijeengebracht en vergeleken. De genoemde methoden zijn gebruikt om gegevens over bodemeigenschappen en veldmetingen te combineren tot risicogebiedenkaarten, onder andere voor ondergrondverdichting (Van den Akker en Hoogland, 2009). Een risicokaart, gebaseerd op een empirische aanpak (Jones et al., 2003) voorspelt dat de ondergrond van zandbodems kwetsbaar is voor verdichting. Klei-ondergronden zijn volgens deze aanpak wat minder gevoelig. Van den Akker (2004) komt met een meer deterministische, op bodemmechanische sterkte en wiellasten gebaseerde aanpak tot dezelfde conclusies.

Een kaart gebaseerd op de druksterkte van ondergronden (Van den Akker en Hoogland, 2009) laat echter zien dat zandgronden juist het minst kwetsbaar zijn. Hierbij is geen rekening gehouden met de zogenaamde schuifsterkte. Bij grote wiellasten wordt de schuifsterkte van zandondergronden wel

overschreden, waardoor deze eigenschap maatgevend wordt voor de maximaal toelaatbare wieldruk op de bodem.

Bij het Joint Research Centre (JRC) van de EU (Ispra, Italië) is een kwetsbaarheidskaart gemaakt voor bodems in Europa op basis van een 1 km² grid (Figuur 10). Als input zijn onder andere gegevens gebruikt over grondsoort, textuur en waterregiem. Een groot deel van Nederland, met name de zandgronden, worden als matig- (geel) en hoog- (oranje) gevoelig voor verdichting aangeduid. Alleen de kleigebieden in de kop van Groningen, Friesland, de IJsselmeerpolders en Zeeland hebben volgens deze methode een laag risico. Verder vallen de vermoedelijk kunstmatige verschillen (plotselinge overgangen) aan beide zijden van de landsgrenzen op. In de 'Soil Atlas of Europe' is weer een andere, voorlopige kaart van bodemverdichting in Europa opgenomen (EC, 2007).

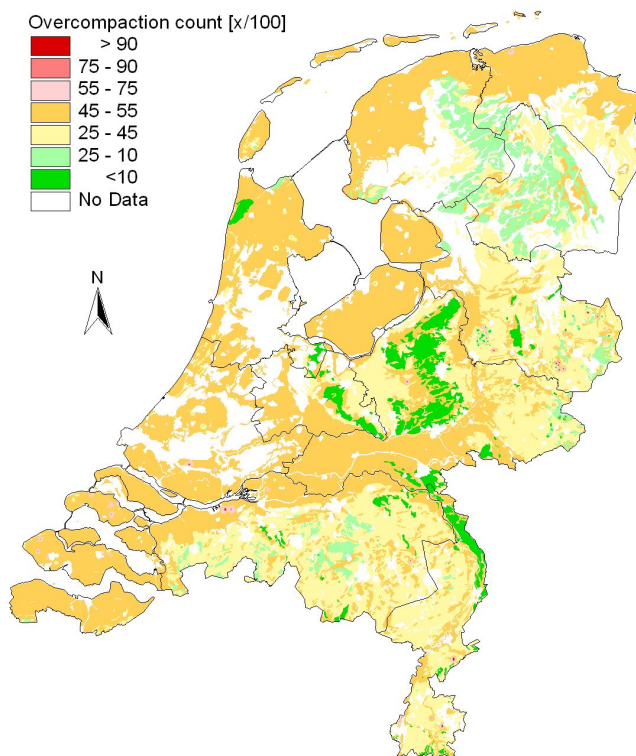
De metingen in het Bobi-programma (zie diagrammen 2, 5 en 6 in Figuur 9) en onderzoek van Alterra geven aan dat deze JRC-verdichtingsrisicokaart te algemeen en niet geschikt is voor de typische Nederlandse bodem. Deze wijkt door haar oorsprong en ontstaansgeschiedenis te veel af van de grote bodemcategorieën op de Britse eilanden en het Europese continent, waar de kaart op is gebaseerd. Dit blijkt ook uit een statistische bewerking en voorspelling van de bulkdichtheid van Nederlandse ondergronden, gebaseerd op data uit BIS (Bodemkundig Informatie Systeem). Uit de berekeningen volgt dat de dichtheid van de ondergrond van de meeste bodems in de loop van de tijd toeneemt. In Figuur 11 wordt een voorspelling van de dichtheid in 2010 weergegeven. Daaruit blijkt dat juist de kleigronden sterk verdicht zullen zijn en de zandgronden minder. Desondanks wordt voorspeld dat 25 – 45% van de zandondergronden oververdicht zullen zijn. In een inventariserend veldonderzoek werd echter een nog veel groter aandeel gevonden (Van den Akker en De Groot, 2008).



Figuur 10. Gedeelte uit de JRC-kaart voor 'natural susceptibility of soils to compaction'. De kleurcode 'groen', 'geel', 'oranje' en 'rood' geeft respectievelijk de gevoeligheden 'laag', 'gemiddeld', 'hoog' en 'zeer hoog' voor verdichting aan.

Bron:

http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/library/themes/compaction/Resources/Compaction_300dpi.jpg



Figuur 11. Voorspelde 'oververdichting' van de ondergrond in Nederland, gebaseerd op het verwachte aantal keren uit 100 monsternemingen dat een te grote bulkdichtheid wordt geconstateerd in 2010 (uit: Van den Akker en Hoogland, 2009).

Het verschil tussen de voorspelling en de meting in zandgronden is in dit geval waarschijnlijk een gevolg van het feit dat het overgrote deel van de data in BIS van vóór 1986 stammen. De zware mechanisatie kwam na die tijd op gang, met onder andere de introductie van emissiearm uitrijden van drijfmest met zware machines in het vroege, natte voorjaar.

In het kader van deze bodem quick scan is een interview gehouden met J. van den Akker (Alterra, Wageningen). Hij gaf aan dat bij de huidige landbouwmethoden alle landbouwgronden in principe een risico lopen op verdichting van de (onder)grond. Wat betreft relatieve gevoeligheid voor verdichting of de gevolgen daarvan, kan de volgende (globale) indeling worden gemaakt op basis van het herstelvermogen van de grond:

- goed herstelvermogen: kleigronden met voldoende organisch materiaal en bodems met een goede waterdoorlaatbaarheid (grof zand), of opgebrachte gronden (eerdgronden);
- matig herstelvermogen: zware klei;
- slecht herstelvermogen: lichte zavel (ongunstige combinatie van eigenschappen).

Op basis van bodemkundige kennis kan worden gesteld, dat in de Nederlandse zand- en kleibodems de combinatie van eigenschappen zodanig is, dat er van nature herstel van bodemverdichting kan plaatsvinden. De kans op herstel is het kleinst in de lichte zavelgronden. Deze missen als het ware de gunstige eigenschappen van zowel de zand- als kleibodems. Lichte zavelgronden zijn daardoor juist het meest kwetsbaar voor verdichting. Zandbodems zijn goed doorlaatbaar voor water en zuurstof.

In de luchtgevulde poriën is een actief bodemleven mogelijk. Organische stof draagt bij aan de vruchtbaarheid en de mechanische veerkracht van de bodem. Eerdgronden hebben een dikke homogene organisch rijke laag waar biologische activiteit tot grotere diepte (meer dan 50 cm) in stand blijft. Kleigronden krimpen en scheuren bij droogte waardoor de doorlaatbaarheid toeneemt. Ook bevriezing heeft een structuurvormende werking. Kleigronden kunnen veel water opnemen en vasthouden. Ze kunnen echter ook dichtslaan en vernatten omdat de drainage traag is. In tegenstelling tot eerdere opvattingen zijn kleibodems waarschijnlijk verdichtingsgevoeliger en de zandbodems in Nederland in hogere mate verdicht.

Bodemverdichting in de landbouw kan worden beperkt door gebruik te maken van lichtere machines, aangepaste ploegen die de wioldruk meer verdelen en door het land voor zover mogelijk te bewerken vanaf vaste rijpaden, of grondbewerking zo veel mogelijk achterwege te laten. Ook het berijden onder te natte omstandigheden moet worden vermeden. Daarnaast zijn diepwortelende gewassen en regenwormen van belang voor de structuurvorming. Kleinere organismen dragen bij aan de verdeling van organische stof en de vorming van aggregaten. Dit resulteert uiteindelijk in een losse kruimelige grond met een gunstige structuur voor de groei van gewassen.

3.4 Relatie bodemorganismen en bodemverdichting

Bodemverdichting kan optreden in alle lagen van de bodem, van de bovengrond, via de ploegzool direct onder de teeltlaag tot de ondergrond. Over het bodemleven in de diepere lagen (> 20 cm) is weinig kennis beschikbaar. Onder de aanname dat effecten vergelijkbaar zullen zijn, geeft dit hoofdstuk daarom een algemeen overzicht van effecten van bodemverdichting op het bodemleven, voornamelijk gebaseerd op onderzoek in de bovengrond. In de diepere bodemlagen is het percentage organische stof meestal laag. Uitzonderingen vormen de beek- en enkeerdgronden, die door hun ontstaansgeschiedenis tot op grote diepte veel organische stof kunnen bevatten. De organische stof die in de diepe ondergrond zit is overwegend oud en zeer stabiel. Daarom speelt achteruitgang van organische stof in de ondergrond een ondergeschikte rol bij discussies over bodemverdichting.

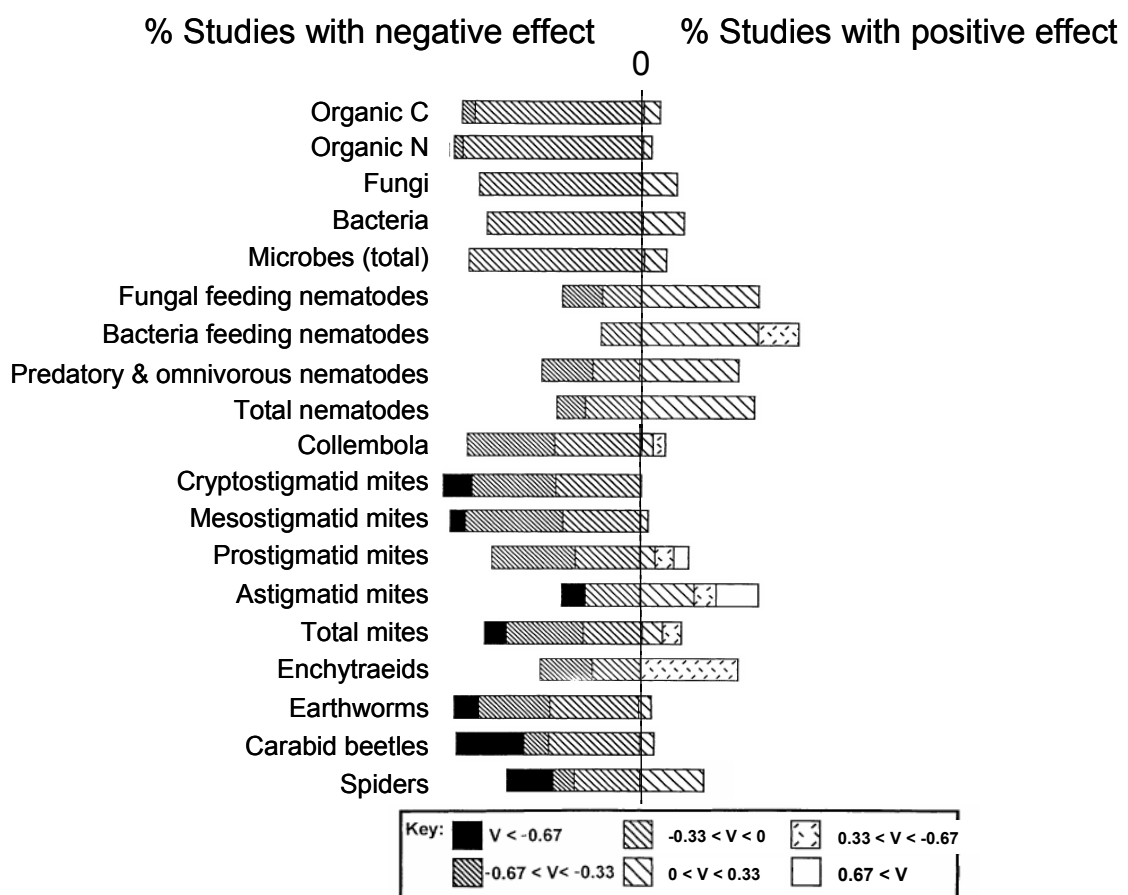
Bodemverdichting heeft op verschillende manieren een negatief effect op het bodemleven (onder andere review van Brussaard en Van Faassen, 1994). De grond wordt compacter, waardoor het moeilijker wordt erdoorheen te groeien of te graven. Dit leidt ertoe dat planten meer energie moeten stoppen in het doorwortelen van de grond, terwijl gravende dieren, zoals wormen, meer energie moeten stoppen in het bewerken van de grond. Hierdoor is minder energie over voor andere processen. Planten met een kleiner wortelstelsel leveren vrijwel altijd minder opbrengst of hebben meer kunstmest en water (beregening) nodig voor dezelfde opbrengst. Een beperkt wortelstelsel kan de watertoevoer in gevaar brengen, vooral als door een ploegzool en een laag organischestofgehalte de dunne bodemlaag van de wortelzone snel uitdroogt. Wormen die door verdichte grond moeten graven groeien langzamer en reproduceren daardoor ook later. Dit remt de populatieontwikkeling.

Door landbouwmachines worden vooral de grotere poriën in elkaar gedrukt (Blair et al., 2006). Daarvan hebben met name de grotere bodemorganismen last. Voor micro-organismen ligt het wat ingewikkelder. Daarvoor zijn zowel negatieve, positieve, als neutrale (geen) effecten gevonden. Bacteriën kunnen in aantal toenemen doordat hun predatoren afnemen. Bouwman en Arts (2000) vonden bij verdichtingsproeven in de Wieringermeer in verdichte grond meer plantenwortels in de bovenste lagen en meer plantenetende nematoden. Het aantal bacterivore en predatore nematoden was echter afgenomen. Ook kunnen micro-organismen beter beschermd worden tegen begrazing doordat er bij verdichting meer kleine poriën ontstaan. Dit kan leiden tot een hogere biomassa van micro-organismen met een lagere activiteit, waardoor ook de mineralisatie afneemt (Breland en Hansen, 1996). Als door verdichting het regenwater niet meer infiltreert, raakt de grond verzadigd met water en kan zuurstofgebrek ontstaan. Daardoor gaat een deel van het bodemleven dood en gaan de anaerobe bacteriën denitrificeren. Hierdoor verdwijnt stikstof naar de lucht, voor een deel als lachgas dat een sterk broeikasgas is. In vergelijking met organische stof is over effecten van verdichting op het bodemleven relatief weinig bekend.

Pulleman et al. (2003) voerden een vergelijkend onderzoek uit in blijvend grasland, biologische akkerbouw en gangbare akkerbouw op zavelgronden in zuidwest Nederland. Hun conclusie was dat

de positieve effecten van biologische landbouw op het organischestofgehalte, de activiteit van regenwormen en de bodemstructuur (aggregaat stabiliteit) vaak teniet worden gedaan door bodemverdichting bij de grondbewerking en de oogst, met negatieve gevolgen voor mineralisatie, wortelgroei en bewerkbaarheid van de grond.

Dat bodemverdichting in de meeste gevallen het bodemleven schaadt, wordt duidelijk geïllustreerd door een literatuuroverzicht van Wardle (1995) gebaseerd op 106 studies waarin *conventional tillage* (ploegen) is vergeleken met *no tillage* (geen of minimale grondbewerking) (Figuur 12). Hierbij dient te worden opgemerkt dat boeren die werken met minimale grondbewerking in een nat klimaat (zoals Nederland) veel aandacht moeten besteden aan het bestrijden van onkruid (Peigné et al. 2007).



Figuur 12. Overzicht van gepubliceerde effecten van grondbewerking op het bodemleven, uitgedrukt in het percentage studies met positieve en negatieve effecten. De figuur is een aangepaste versie van de door Klavivko (2001) bewerkte resultaten, uit een literatuuroverzicht door Wardle (1995) van 106 studies naar het effect van bodembewerking. De figuur is gebaseerd op de vergelijking van geen grondbewerking (*no tillage*) met conventionele grondbewerking (*conventional tillage*). Gevonden veranderingen in groepen bodemorganismen zijn uitgedrukt in een effectmaat V (procentueel verschil). Het verschil kan zowel negatief als positief zijn. De arcering in de figuur maakt onderscheid in 6 klassen van het effect: Hoe donkerder de arcering, hoe meer V achteruitgaat door grondbewerking. De schaalverdeling binnen ieder horizontaal balkje geeft de verhoudingen weer van het aantal studies per effectklasse.

Kladivco (2001) heeft de verschillende literatuurgegevens omgerekend naar een dimensieloze effectmaat op een schaal van -1 tot +1. Als de waarde van de effectmaat $V = -1$, dan heeft bodembewerking een 100% gemeten negatief effect. Een waarde $V = 1$ geeft aan dat het gemeten effect van bodembewerking juist zeer positief is. Figuur 12 geeft het percentage studies (veelal op basis van een lager aantal dan 106, omdat niet ieder effect in elke studie is onderzocht) waarin een bepaald effect op het bodemleven werd gevonden. Hoe donkerder de arcering, hoe groter de achteruitgang in conventional tillage ten opzichte van no tillage. In de figuur is te zien dat de negatieve effecten (zwarte balkjes en twee donkerste arceringen) dominant zijn bij de microbiologische parameters en de meeste meso- en macrofaunagroepen. Potwormen (enchytraeën) en nematoden lijken minder gevoelig. Voor deze groepen wordt in maximaal 50% van de studies een negatief effect gevonden. Dit literatuuroverzicht laat ook zien dat effecten sterk uiteen kunnen lopen, zelfs binnen één groep bodemorganismen. Dit bemoeilijkt de eenduidigheid van een risicoschatting. De effecten zijn mede afhankelijk van de locatiespecifieke omstandigheden.

Op basis van een literatuuronderzoek is een overzicht gemaakt van directe en indirecte effecten van bodemverdichting op het bodemleven (Tabel 3). Hierbij is aandacht besteed aan de directe en indirecte gevolgen van maatregelen voor de bodem en de uiteindelijke effecten op het bodemleven. In het algemeen geldt dat een bodem met meer organische stof beter bestand is tegen compressie, omdat de aggregaten in zulke gronden stabiel zijn en er meer druk nodig is om het gehalte luchtge vulde poriën te verminderen (Soane, 1990).

Ze er sterke bodemverdichting vertoont parallellen met bodemafdekking, omdat de bodem nagenoeg ondoordringbaar wordt voor water en biologische activiteit. Afgedekte bodem is vrijwel niet meer in staat om ecosysteemdiensten te leveren zoals bodemvruchtbaarheid en de regulatie van het klimaat (MEA, 2005; TCB, 2009). Verwacht wordt dat ook bij zeer sterke verdichting de bodem geen ecosysteemdiensten meer zal kunnen leveren. Bij een matige verdichting zal de bodem nog wel ecosysteemdiensten kunnen leveren, maar slechts op een suboptimaal niveau.

3.5 Conclusie en aanbeveling bodemverdichting

De algemene uitspraak die uit deze verkenning kan worden getrokken is dat bodemverdichting in een agrarische beheerde bodem waarschijnlijk leidt tot een verlaging van de bodembiodiversiteit. De onderbouwing werd verkregen uit integratie van literatuurgegevens. Uit de monitoring in het LMB zijn nog geen gegevens over bodemverdichting beschikbaar, waardoor het niet mogelijk was de algemene uitspraak te spiegelen aan de Nederlandse situatie voor verschillende grondsoorten en vormen van bodemgebruik.

Ondanks het feit dat kwantitatieve gegevens over bodemverdichting in Nederland nog onvoldoende beschikbaar zijn, wordt aangenomen dat deze bedreiging een probleem vormt. Als er risicogebieden worden aangewezen voor bodemverdichting, is het goed voorstelbaar om op basis van de algemene conclusie rekening te houden met de bodembiodiversiteit, ondanks het gebrek aan betrouwbare gegevens. Het verdient aanbeveling om een robuuste indicator voor bodemverdichting te ontwikkelen en toe te passen om de situatie in Nederland te volgen, als antwoord op het gebrek aan voldoende betrouwbare gegevens. De monitoring van de bodemverdichting dient ook gericht te worden op de te verwachten afname van de bodembiodiversiteit, bijvoorbeeld in het meetprogramma van Bobi.

Tabel 3. Invloed van bodemverdichting op het bodemleven in relatie tot indirecte en directe effecten van compactie. De beoordeling is gebaseerd op een compilatie van literatuurgegevens.

Oorzaken	Indirecte gevolgen	Effect op bodemleven
verdichting (door verstoring aggregaten en compressie) (effect duidelijk minder naarmate de grond droger is; Dexter, 1997; Watts et al., 1996)	kleinere poriën, minder leefruimte voor grote organismen	achteruitgang grote soorten, waaronder de roofmijten (Vreeken-Buijs et al., 1998) en mijten, springstaarten, spinnen, wormen en loopkevers (Kladivko, 2001; Wardle, 1995)
		als poriegrootte kleiner wordt dan spore-dragers, dan kunnen deze schimmels verdwijnen (Visser, 1985; Anderson et al., 1984)
		toename bacteriën
	vermindering diffusie O ₂ en CO ₂	algemeen: langzamere groei
	slechte waterdoorlaatbaarheid	minder leefruimte
		anaerobie
	hogere mechanische weerstand	wortelstelsels blijven onderontwikkeld; nutriëntentoevoer dicht bij de plant (Bouwman en Arts, 2000)
		verminderde wortelgroei (Whalley et al., 1995) en lagere gewasopbrengsten (Bouwman en Arts, 2000)
		Minder wormen (Radford et al., 2001), wormen groeien en graven minder snel (Klok et al., 2007)
		minder voedsel en poriën (Ball et al., 1988)
	achteruitgang gewasopbrengst, relatief meer achteruitgang bij lage bemesting (Bouwman en Arts, 2000, Chamen et al., 1992)	toename plantparasitaire nematoden, afname van bacterie-etters, schimmeleters en predatoren (Bouwman en Arts, 2000)
achteruitgang OS-gehalte door oxidatie na verstoring		lagere aantallen en minder soorten bodemorganismen (alle groepen)
		minder nematoden en bacteriën, meer regenwormen, potwormen en microarthropoden (Bobi)

Oorzaken	Indirecte gevolgen	Effect op bodemleven
vergraving van bodemprofiel (ploeg, eg, rotor)	bij kerende grondbewerking: ondergrond voedselrijker, bovengrond armer	minder dieren in de bovengrond, meer in de ondergrond (Miura et al., 2008)
	terugzetten successie	dominantie van vroege successie soorten, algemene soorten, <i>r</i> -strategen (Bobi; Osler and Murphy, 2005)
	mechanische compactie	organismen worden doodgedrukt (dit treedt ook op als het OS-gehalte gelijk blijft)
lokaal hoge druk		directe mortaliteit
uiteenvallen aggregaten	verslemping	minder leefruimte
		minder aeratie
vorming ploegzool	slechte waterdoorlaatbaarheid ondergrond	mortaliteit door inundatie en mogelijk anaërobie. Soorten variëren in gevoeligheid (Plum, 2005)
		denitrificatie
onomkeerbare structuurverdichting zand in de ondergrond	verdichting ondergrond	indirecte effecten door risico inundatie, meer wortels in de bovengrond diepe wortelgroei vermindert, planten zijn gevoeliger voor uitdrogen als watervoorraad in bovengrond is uitgeput

4 Relaties tussen bodembedreigingen en ecosysteemdiensten

De gegevens in de Bobi-database representeren slechts de gemeten bodembioologische parameters. Ze zijn niet direct gekoppeld aan het functioneren van de zogenaamde ecosysteemdiensten (TCB, 2003; Rutgers et al., 2005, 2009). Ecosysteemdiensten kunnen beschouwd worden als de gevraagde en ongevraagde baten van een goed functionerende en vitale bodem. De baten komen ten goede aan vele bodemgebruikers op diverse ruimte- en tijdschalen. Het gaat hierbij om baten van de:

1. productiefunctie: de capaciteit van de bodem om producten te leveren, zoals gewassen, vee, tuinplanten, natuur en landschap;
2. robuustheid en flexibiliteit van de bodem: de capaciteit van de bodem om stress op te vangen, te herstellen van stress en om andere vormen van bodemgebruik toe te staan;
3. milieufuncties: een vitale bodem is een belangrijke voorwaarde voor een gezond klimaat en aangename leefomgeving vanwege haar bijdragen aan lokale en mondiale kringlopen (C, N, P, H₂O, *et cetera*), buffering (temperatuur, water, samenstelling compartimenten; lucht, water en bodem) en vermogen om (giftige) stoffen af te breken en stabiele organische koolstof te produceren.

Er zijn verschillende manieren om structuur in de set ecosysteemdiensten aan te brengen (Faber et al., 2009; MEA, 2005; EC, 2006) waarvan de hierboven geschetste structuur er één van is (Rutgers et al., 2005). Van belang is om de definities van de ecosysteemdiensten in kwestie op een praktische manier uit te werken en helder te maken, waarbij in ieder geval alle relevante bodemgebruikers betrokken moeten worden, voordat tot kwantificering en beoordeling kan worden overgegaan (Boyd en Banzhaf, 2007; Rutgers et al., 2007b).

Algemeen wordt aangenomen dat het functioneren van de meeste ecosysteemdiensten positief is gecorreleerd met de bodembiodiversiteit. De verwachting die hier uit voortvloeit, is dat een afname in het organischestofgehalte of een toenemende bodemverdichting ook direct effect heeft op het functioneren van de ecosysteemdiensten. Een kwantitatieve uitwerking van de relaties tussen een bodembedreiging en het presteren van ecosysteemdiensten op basis van multicriteria afwegingen was geen onderdeel van dit project. In plaats daarvan is aan zeven onderzoekers gevraagd om op basis van *best professional judgment* (BPJ) aan te geven hoe de proxies voor bodembiodiversiteit, inclusief het presteren van de ecosysteemdiensten, gerelateerd zijn aan een afname van het organischestofgehalte en bodemverdichting volgens de vier mogelijke curven in Figuur 1. Drie cijfers konden worden gegeven, namelijk: 3 (gevoelig; curve A in Figuur 1), 2 (gemiddeld gevoelig; curven C en D) en 1 (ongevoelig, curve B). Het doel van deze exercitie was om binnen de beperkte mogelijkheden van dit project 'gevoel voor maat' te ontwikkelen voor het presteren van de ecosysteemdiensten, mede in relatie tot de bodembiodiversiteit.

Tabel 4 bevat het resultaat van de BPJ voor de relaties tussen de bodembedreigingen en een afname van bodembiodiversiteit c.q. het presteren van ecosysteemdiensten. Het gemiddelde cijfer voor de verschillende proxies van bodembiodiversiteit en het presteren van de ecosysteemdiensten varieerde van 2,0 tot 2,3. Van belang is dat de onderzoekers de prestaties van ecosysteemdiensten voor bedreigingen ongeveer net zo gevoelig hebben ingeschat als de proxies voor bodembiodiversiteit. Dit resultaat is in overeenstemming met de veronderstelling, dat het functioneren van de meeste ecosysteemdiensten direct gekoppeld is aan de bodembiodiversiteit.

Een opvallende uitkomst is dat de onderzoekers vaak dezelfde antwoorden gaven bij de inschatting van de gevoeligheid van groepen organismen, maar verschillende oordelen gaven bij de inschatting van het effect op ecosysteemdiensten van de bodem, met name de ecosysteemdiensten die robuustheid en de buffer- en reactorfuncties van de bodem representeren. Dit was niet onverwacht: het concept met ecosysteemdiensten is nieuw en haakt niet direct aan bij de onderzoekspraktijk van wetenschappers. Ecosysteemdiensten zijn wel herkenbaar voor bodemgebruikers, maar nog niet direct te vangen in een kwantitatief raamwerk voor duurzaam bodembeheer. Het is desondanks verantwoord en noodzakelijk om ecosysteemdiensten te introduceren als onderdeel van het werkterrein; het is een onmisbaar ingrediënt van een afwegingskader voor beslissingen met betrekking tot de inrichting en het beheer van onze leefomgeving (Apitz, 2008; Chapman, 2008; Daily et al., 2009).

Er komen ook andere patronen uit de in Tabel 4 samengevatte BPJ naar voren. De diversiteit van micro-organismen wordt minder gevoelig voor bodembedreigingen geschat dan de diversiteit van de bodemfauna. De biomassa van de micro-organismen neemt naar verwachting bij bodemverdichting minder snel af, dan bij een dalend organischestofgehalte, terwijl dit voor de bodemfauna juist andersom is. Deze effecten zijn ook besproken in de hoofdstukken 3 en 4 en komen overeen met de gangbare opvattingen in de wetenschappelijke literatuur.

De beoordeelde ecosysteemdiensten, lijken gevoeliger te zijn voor een afname van het organischestofgehalte (gemiddelde score 2,3), dan voor bodemverdichting (score 2,1), maar het verschil is gering. Het was voorspelbaar dat de ecosysteemdienst 'bodemstructuur' unaniem als zeer gevoelig beoordeeld werd voor zowel een afname van de organische stof als voor bodemverdichting, omdat deze bedreigingen direct gekoppeld zijn aan de bodemstructuur.

De conclusie die uit deze exercitie getrokken kan worden is, dat er bij de geraadpleegde onderzoekers een hoge mate van consensus is voor wat betreft de inschatting van het relatieve effect van de twee bodembedreigingen op de bodembiodiversiteit. Dit impliceert dat ook de in de literatuur gerapporteerde trends een algemene uitspraak toestaan over de relatie tussen de twee bodembedreigingen en de afname van de bodembiodiversiteit, ondanks het feit dat in specifieke gevallen sommige proxies voor bodembiodiversiteit lijken toe te nemen.

De gevoeligheid van bepaalde proxies voor bodembiodiversiteit voor bijvoorbeeld de afname van het organischestofgehalte zegt niets over de geschiktheid van bijbehorende indicatoren om het effect van bodembedreigingen te kwantificeren (Doran en Zeiss, 2000). Het berust op een misvatting om de meest gevoelige proxy te nomineren als de ideale kandidaat voor de selectie van indicatoren. Hoewel bijvoorbeeld micro-organismen minder gevoelig lijken te reageren op bodemverdichting, worden ze als indicator juist wel vaak gebruikt vanwege de brede inzetbaarheid, kosten, reproduceerbaarheid, gevoeligheid en de snelheid waarmee de analyses kunnen worden gedaan (Winding et al., 2005). De totale omvang van het bodemleven wordt vaak voor meer dan 90% bepaald door de microbiële biomassa. Microbiële indicatoren mogen daarom bij monitoring niet ontbreken (Ritz et al., 2009).

Tabel 4. Inschatting (BPJ) van de gevoeligheid van diverse proxies voor de bodembiodiversiteit en het functioneren van verschillende ecosysteemdiensten voor een afname van het organischestofgehalte of bodemverdichting. Zeven onderzoekers¹ hebben met behulp van een questionnaire (zie Bijlage 1) een inschatting gemaakt uitgaande van de relaties in Figuur 1. Een gevoelige relatie (curve A in Figuur 1) werd gescoord als 3; een ongevoelige relatie (curve B) als 1. Een veronderstelde gemiddelde gevoeligheid werd gescoord met een 2 (curven C en D). De achtergrondkleuring bij de gemiddelde score geeft de variatie in de antwoorden aan; wit - weinig verschillen in scores; lichtgrijs of geel - gemiddelde verschillen in scores; donkergrijs of oranje - grote verschillen in scores.

	afname OS	verdichting
<u>bodembiodiversiteit</u>		
ODE nematoden	2,6	2,0
ODE regenwormen	2,1	2,7
ODE potwormen	2,1	2,3
ODE microarthropoden	2,4	2,9
ODE bacterie-DNA	1,1	1,0
ODE bacteriefuncties	1,1	1,0
biomassa nematoden	1,9	2,0
biomassa regenwormen	2,4	3,0
biomassa potwormen	2,1	2,3
biomassa microarthropoden	2,0	2,9
biomassa bacterien	1,7	1,1
biomassa schimmels	1,7	1,6
gemiddelde (bodembiodiversiteit)	2,0	2,1
<u>ecosysteemdiensten</u>		
nutriëntenhuishouding	2,1	1,6
bodemstructuur	3,0	3,0
ziekten- en plaagregulatie	1,6	1,6
weerstand tegen stress	2,3	1,9
flexibiliteit bodemgebruik	2,1	2,3
organischestofafbraak en -huishouding	2,6	2,1
zelfreinigend vermogen	1,7	2,0
waterhuishouding	2,6	3,0
klimaatfuncties	2,6	1,9
gemiddelde (ecosysteemdiensten)	2,3	2,1
gemiddelde (alles)	2,1	2,1

¹ Vier buitenlandse onderzoekers hebben meegewerkt, namelijk Dr. Jörg Römcke (ECT Oekotoxikologie GmbH), Prof. Bryan Griffiths (TEAGASC, Johnstown, Ireland) Prof. David Spurgeon (CEH, Lancaster, UK) en Prof. Ryszard Laskowski (Jagiellonian University, Kraków, Poland). De overige drie onderzoekers zijn tevens auteurs van dit rapport, namelijk Dr. Jaap Bloem, Dr. Gerard Jagers op Akkerhuis en Dr. Michiel Rutgers.

5 Naar een kader voor het aanwijzen van prioritaire gebieden

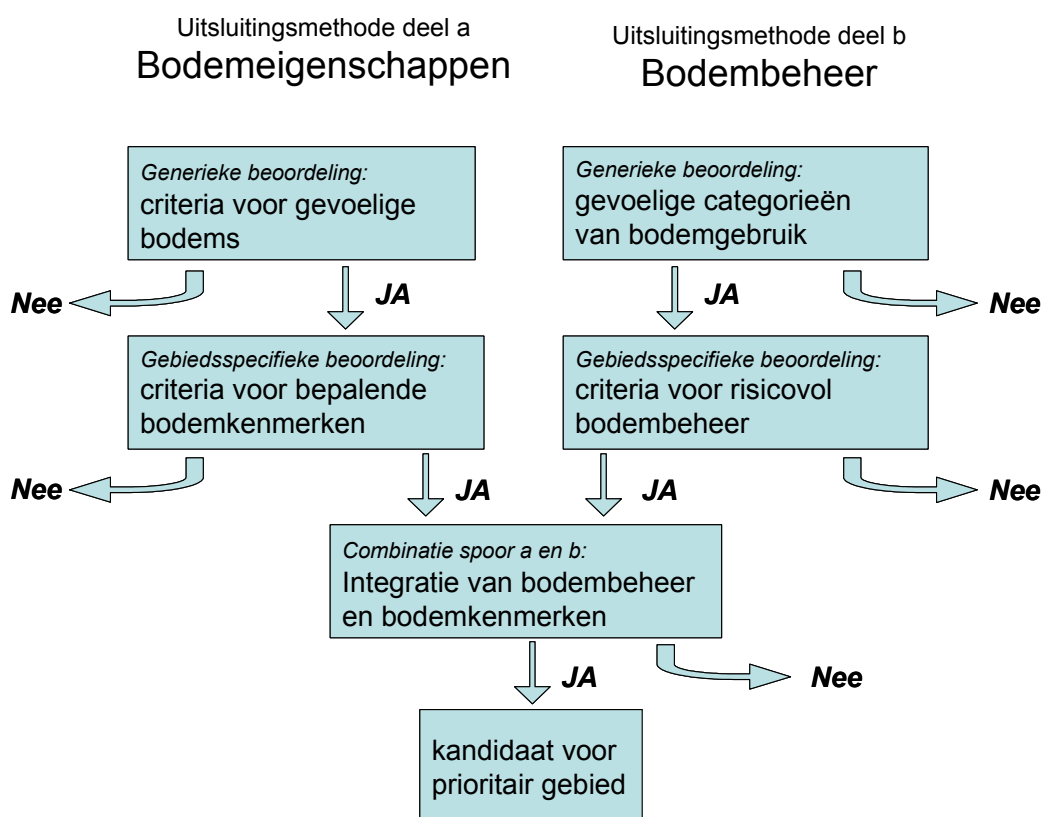
Met de in dit rapport beschreven resultaten van de quick scan (metingen, literatuuronderzoek, *best professional judgment*) is aannemelijk gemaakt dat de bodembiodiversiteit daalt bij de twee onderzochte bodembedreigingen: afname van organischestofgehalte en bodemverdichting. Daarmee is de afname van de bodembiodiversiteit in principe een extra reden om prioritaire gebieden voor deze bedreigingen aan te wijzen. Het is *a priori* niet te verwachten dat zich situaties voordoen waarbij de bodembiodiversiteit niet afneemt bij deze bodembedreigingen. De afname van de bodembiodiversiteit bij de verschillende bodembedreigingen is echter nog niet goed kwantitatief in te schatten, om te beginnen vanwege het feit dat de bodembedreigingen zelf nog niet goed gekwantificeerd zijn. Hieruit volgt automatisch dat ook afnemende prestaties van de ecosysteemdiensten van de bodem nog niet goed te kwantificeren zijn. Er is wel een eerste oriënterende vergelijking gemaakt van de twee bedreigingen in relatie tot het presteren van de ecosysteemdiensten (hoofdstuk 4). Voorlopig dient uitgegaan te worden van de aanname dat bodembiodiversiteit en presteren van de ecosysteemdiensten in vergelijkende zin afnemen bij een daling van de organische stof of bij verdichting van de bodem.

Het is momenteel niet duidelijk hoe het aanwijzen van prioritaire gebieden onder het regiem van de KRB in zijn werk zal gaan en welke methoden en argumenten daarbij gebruikt zullen worden (Eckelmann et al., 2006; Smit et al., 2007; Van den Akker en Hoogland, 2009). In principe zijn er twee uitgangspunten, namelijk:

1. door uit te gaan van de (potentiële) gevoeligheid van de bodem voor betreffende bedreiging. Bodemkenmerken geven inzicht in de gevoeligheid van de bodem voor bepaalde bedreigingen. Om een voorbeeld te noemen: zavelbodems worden verondersteld het meest gevoelig te zijn voor bodemverdichting en zandbodems worden verondersteld het meest gevoelig te zijn voor een afname van het organischestofgehalte (dit rapport). Door uit te gaan van de gevoeligheid van de bodem is het relatief eenvoudig om geografische begrensde gebieden te definiëren en die nader te beoordelen op de inwerking van betreffende bedreiging.
2. door uit te gaan van het effect van het bodembeheer (bodemgebruik *c.q.* management) op het ontstaan van de bedreiging. Het type en de intensiteit van het (agrarische) bodembeheer in Nederland bepaalt in hoge mate of de bodem daadwerkelijk aangetast zal zijn. Een aantal bodembedreigingen is direct geformuleerd vanuit het besef dat de menselijke beïnvloeding via het bodembeheer de oorzaak is en dat daar specifiek beleid op moet worden ontwikkeld. Een gevolg van deze benadering is dat voor extensief beheerde bodems (vaak ingericht als een natuurgebied) aanvullend bodembeleid wellicht overbodig is, en het dus ook niet nodig is om hiervoor prioritaire gebieden aan te wijzen. Bos met een houtproductiefunctie is misschien een uitzondering. Te intensieve bodembewerking, overmatig gebruik van hulpstoffen (mest en bestrijdingsmiddelen) en het gebruik van te veel en te zware machines zijn factoren die voor een deel ten grondslag liggen aan de behoefte om specifiek beleid te ontwikkelen en prioritaire gebieden aan te wijzen. De intensiteit van het bodembeheer is echter, anders dan de kenmerken van de bodem, niet per se gebonden aan een geografisch begrensd gebied, maar aan het management van individuele bodembeheerders op verschillende ruimte- en tijdschalen, en is daarom veel lastiger ‘in kaart te brengen’. Als prioritaire gebieden gebaseerd worden op aspecten van het bodembeheer, zal duurzame landbouwpraktijk niet met extra regelgeving belast worden. Hieruit kan de conclusie worden getrokken dat er behoefte is aan een scherpere definitie van een goede landbouwpraktijk. De discussie over de wijze waarop prioritaire gebieden zullen worden aangewezen is nog gaande. Vanuit een inhoudelijke invalshoek geredeneerd zijn beide uitgangspunten valide: zowel bodemkenmerken als het bodembeheer spelen een rol bij de inschatting of een bedreiging op een

locatie of in een gebied reëel is. Door Smit et al. (2007) is een hiërarchie in de uitgangspunten beschreven aan de hand van een uitsluitingsprocedure: eerst wordt gekeken naar de specifieke gevoeligheid van de bodem voor de bedreiging (cf. afname organischestofgehalte) en vervolgens naar het veronderstelde effect van het beheer op het ontstaan van de bedreiging. Deze volgorde heeft het gevaar in zich dat er bijvoorbeeld geen prioritair gebied aangewezen kan worden bij een relatief ongevoelige bodem waar rooibouw op wordt gepleegd, en juist wel bij een relatief duurzaam beheerde, maar gevoelige bodem.

Om deze onbalans te voorkomen kan worden voorgesteld om beide uitgangspunten gelijkwaardig mee te nemen bij het aanwijzen van prioritare gebieden. Dit kan op een effectieve manier worden opgezet met een parallelle beoordelingsmethode (Figuur 13). Als er sterke aanwijzingen zijn voor een bedreiging op een locatie of in een gebied volgens één van de beoordelingssporen, kan worden overgegaan tot een procedure voor het aanwijzen van een prioritair gebied. Als er gematigde aanwijzingen zijn voor een bedreiging op een locatie of in een gebied in beide beoordelingssporen kan ook worden overgegaan tot een procedure voor het aanwijzen van een prioritair gebied. Met andere woorden bij de integratie van de beoordelingen kan het oordeel van het ene spoor het oordeel van het andere spoor nuanceren of juist versterken.



Figuur 13. Dubbele beoordelingsmethode waarbij op een gelijkwaardige manier met zowel bodemkenmerken als met bodembeheer rekening kan worden gehouden voor de inschatting of een bodembedreiging relevant is. Dit is een modificatie van de uitsluitingsmethode die Smit et al. (2007) hebben opgesteld voor de bedreiging 'afname van organischestofgehalte'. In de eerste twee stappen wordt onderscheid gemaakt tussen een generieke beoordeling (standaardbeoordeling voor alle bodems in Nederland) en een gebiedsspecifieke of locatiespecifieke beoordeling (maatwerk). Of deze stappen allebei nodig zijn is in dit ontwikkelingsstadium nog niet te bepalen.

6 SWOT-analyse van de quick scan

In dit hoofdstuk wordt het resultaat gepresenteerd van een sterkte-zwakteanalyse. De Engelse term SWOT-analyse wordt ook vaak in het Nederlands gebruikt en bevat de vier elementen: Strengths, Weaknesses, Opportunities en Threats.

Strengths

De gegevens in de database van de Bodembioologische Indicator (Bobi) zijn aan een eerste inventariserende analyse onderworpen voor wat betreft de relaties tussen organischestofgehalte en bodembiodiversiteit. De uitkomst van deze analyse was helder: er is een ‘overall’ relatie tussen het organischestofgehalte in de bodem en een serie simpele indicatoren voor bodembiodiversiteit (proxies: operationele diversiteit eenheden en aantallen of biomassa van verschillende groepen bodem-organismen). De volgende veralgemeniseerde conclusie is getrokken: bij een lager gehalte aan organische stof in de bodem neemt de bodembiodiversiteit af. Ook literatuuronderzoek en *best professional judgment* (BPJ) ondersteunen deze relatie. De kracht van de analyse van de Bobi-database is dat ze voorziet in een betrekkelijk algemeen beeld voor Nederland voor bepaalde categorieën van bodemgebruik en grondsoort (hier: melkveehouderij en akkerbouw op zand of klei). Dit ter aanvulling op het vele in de literatuur gepubliceerde onderzoek dat in het laboratorium en op proefpercelen is uitgevoerd of op specifieke omstandigheden in het veld is gericht, en daarom minder makkelijk te veralgemeniseren is. Er zijn geen kwantitatieve gegevens voor bodemverdichting uit de monitoring met Bobi beschikbaar. Op basis van literatuur, specifiek onderzoek en BPJ, is het aannemelijk dat de bodembiodiversiteit afneemt bij bodemverdichting.

In dit rapport wordt aan de hand van het huidige kennisniveau een efficiënte onderbouwing geleverd voor relaties tussen bodembiodiversiteit en bodemverdichting c.q. een afname van het bodem organischestofgehalte. De efficiëntie werd bewerkstelligd door meerdere soorten (ongelijkwaardige) informatie bij elkaar te brengen en te integreren tot één eindconclusie.

Op basis van BPJ wordt de afname van de bodembiodiversiteit als gevolg van specifieke bodembedreigingen beoordeeld naar het functioneren van het bodemsysteem in termen van de prestaties van de ecosysteemdiensten. Ecosysteemdiensten vormen een essentiële schakel bij de wetenschappelijke onderbouwing van antropogene invloeden op de leefomgeving en de ondersteuning van het milieubeleid.

Het rapport beschrijft de resultaten van een zogenaamde ‘quick scan’ en niet van een wetenschappelijk onderzoek. Dit vergemakkelijkt de kennisoverdracht naar bodembeheer en -beleid, omdat terminologie en de wijze van rapporteren beter op het beheer en beleid aansluiten (zoals op de terminologie in de KRB). De in dit rapport gebruikte term voor bodembiodiversiteit (een combinatie van de verscheidenheid en hoeveelheid van het bodemleven) sluit goed aan bij de KRB, maar niet goed bij de wetenschappelijke visie op bodembiodiversiteit. De definitie van bodembiodiversiteit is wetenschappelijk gesproken bovendien nog niet afdoende gespecificeerd en zal dat voorlopig ook niet worden. Dit geldt met name voor schimmels en bodembacteriën, en voor processen (de zogenaamde ‘functionele diversiteit’).

Weaknesses

Dit rapport is een bijdrage aan het beleidsvormingsproces. Het is geen resultaat van nieuw wetenschappelijk onderzoek, maar een combinatie van verkennende analyses van de Bobi-gegevens aangevuld met een overzicht van de literatuur en BPJ. De metingen in het kader van Bobi zijn niet

speciaal voor het doel van deze studie uitgevoerd, en daardoor ook niet optimaal geschikt voor een dergelijke analyse. Hier zitten twee kanten aan: i) de resultaten van de ‘quick scan’ zijn niet gecontroleerd via de gangbare wetenschappelijk kanalen (bijvoorbeeld door *independent peer review*) en ii) de gehanteerde maten voor bodembiodiversiteit en organischestofgehalte zijn niet geëvalueerd in een wetenschappelijke context, maar betreffen benaderingen die nog aan discussie onderhevig kunnen zijn. Toch kan deze aanpak ook worden gezien als de sterkte van het project (zie onder *Strengths*).

Aan de beoordeling van effecten op ecosysteemdiensten door BPJ hebben slechts zeven personen deelgenomen. Dit betekent dat er ruimte is voor interpretatieverschillen en voor verdere ontwikkeling van het gedachtegoed.

Voor de relatie tussen het organischestofgehalte en de bodembiodiversiteit (in de Bobi-database) is gebruikgemaakt van metingen aan het gehalte totaal organische stof. Deze meting geeft geen informatie over de verhouding tussen de stabiele en instabiele fractie organische stof. Het onderscheid tussen beide fracties is essentieel, zelfs bij een eenvoudige analyse en beoordeling van het bodemsysteem. In werkelijkheid is organische stof een complex en dynamisch geheel van verschillende elementen met een dynamiek die zich over verschillende tijdschalen uitstrekt.

De in de KRB toegepaste twee terminologieën, afname van organischestofgehalte en bodembiodiversiteit, zijn beide (nog) niet operationeel gemaakt en eenduidig verankerd in het wetenschappelijke onderzoek. Dat betekent dat er ook hier nog ruimte is voor interpretatieverschillen en voor verdere ontwikkeling van het gedachtegoed.

Opportunities

In de EU-Bodemstrategie is afname van de bodembiodiversiteit wel genoemd als een bedreiging, maar deze is in de KRB niet uitgewerkt voor een algemene aanpak (zoals wel is gedaan voor afdekking en bodemverontreiniging) of via het aanwijzen van een prioritair gebied (zoals verlies van organische stof). Er is sterke behoefte aan een verdere onderbouwing van de afname van bodembiodiversiteit als relevante bedreiging. Door bodembiodiversiteit te betrekken bij de andere bodembedreigingen ontstaat een beter zicht op de kennislacunes. Tevens groeit er een beter begrip over de betekenis van bodembiodiversiteit als cruciale schakel bij het functioneren van het bodemsysteem, dat bedreigd wordt als gevolg van antropogene invloeden. Dit maakt het mogelijk om op termijn het aspect bodembiodiversiteit op waarde te schatten als volwaardig en essentieel onderdeel van het bodemsysteem. Het geeft ook de mogelijkheid om aan een degelijke onderbouwing te werken van de bouwstenen voor ontwikkeling van het bodembeleid, namelijk proxies voor bodembiodiversiteit en het concept met ecosysteemdiensten.

Threats

Discussies over bodemkwaliteit worden vaak gekenmerkt door ‘semantische’ kwesties en verschillen in houding als het gaat over de betekenis van de bodem voor de maatschappij. Hier wrekt zich het gebrek aan eenduidige definities, de verscheidenheid aan belangen en onevenwichtige kosten-batenverdelingen bij bodembeheer en bodemgebruik: de kosten van beheer en de baten van het gebruik liggen voor een groot deel niet bij dezelfde partijen. Ecosysteemdiensten hebben een communicatieve functie en vormen een verbindende schakel tussen het onderzoek en de praktijk van het bodembeheer en beleid. Als het concept met ecosysteemdiensten door één van de partijen niet goed wordt opgepakt, zal er geen kennisoverdracht plaats kunnen vinden en kan het bodembeleid niet inhoudelijk worden gestut. De signalen uit de praktijk en het beleid dat ecosysteemdiensten te abstract zijn en de signalen uit de wetenschap dat ecosysteemdiensten niet eenduidig meetbaar en definieerbaar zijn, moeten daarom serieus worden genomen.

De terminologie betreffende ecosystemendiensten in de relevante documenten, zoals de in de KRB, de adviezen van de Technische Commissie Bodem en de Millennium Ecosystem Assessment, stemt niet overeen.

In de politieke arena van de EU is de discussie over de KRB nog niet afgerond. De eerstvolgende serieuze mogelijkheid dient zich aan als Spanje het voorzitterschap op zich neemt (eerste helft van 2010), omdat Zweden geen belang zegt te hebben bij invoering van de KRB. De uiteindelijke tekst van de KRB is nog onzeker. Er kunnen in de tussentijd belangrijke wijzigingen in de tekst doorgevoerd worden. Een verder uitstel vertraagt de ontwikkeling van instrumenten die voor beoordeling van de bodem kunnen worden gebruikt. Dit houdt het risico in dat de ontwikkelingen in individuele lidstaten geen gelijke tred houden met het Europese bodembeleid. Duidelijk is wel dat prioritaire gebieden aandacht zullen krijgen wanneer de KRB van kracht wordt.

De KRB is niet gedetailleerd uitgewerkt naar gespecificeerde, operationele en meetbare bodembedreigingen; er is ruimte voor interpretatieverschillen. Dit geldt voor de meeste bedreigingen inclusief afname van organische stof, bodemverdichting en verlies van bodembiodiversiteit. Over de betekenis van bodemverdichting is er een duidelijk interpretatieverschil zichtbaar; in de KRB wordt de bovenste bodemlaag expliciet bij bodemverdichting genoemd. In het EU-project RAMSOIL is bodemverdichting alleen uitgewerkt voor de 'sub soil' (de laag onder de zogenaamde ploegzool, dieper dan circa 30 cm).

De wijze waarop onder het regime van de KRB de prioritaire gebieden zullen worden aangewezen staat nog niet vast. Algemeen wordt aangenomen dat bij de aanwijzing van prioritaire gebieden er een grote mate van vrijheid is en dat sturing vanuit de KRB beperkt zal zijn. Voor de methodiek om tot prioritaire gebieden te komen zijn verschillende benaderingen mogelijk. Kenmerken van de bodem kunnen als uitgangspunt worden genomen of het bodembeheer kan een bepalende factor zijn. Bodemkenmerken zijn geografisch bepaald, waardoor het aanwijzen van een gebied relatief eenvoudig is. Deze benadering gaat echter voorbij aan de (zeer) lokale verschillen in bodembeheer die de bedreigingen in de hand werken. Dit aspect wordt vaak aangevoerd door lidstaten die tot nu toe tegen de KRB hebben gestemd (EC, 2007).

Literatuur

- Adl, S.M., Coleman, D.C., Read, F. (2006) Slow recovery of soil biodiversity in sandy loam soils of Georgia after 25 years of no-tillage management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 323-334.
- Anderson, R.V., Ingham, R.E., Trofymow, J.A., Coleman, D.C. (1984) Soil mesofaunal distribution in relation to habitat types in a shortgrass prairie. *Pedobiologia* 26: 257-261.
- Apitz, S.E. (2008) Managing ecosystems, the importance of integration. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4: 273.
- Ball, B.C., Lang, R.W., O'Sullivan, M.F., Franklin, M.F. (1988) Cultivation and nitrogen requirements for continuous winter barley on a gleysoil and a cambisol. *Soil and Tillage Research* 13: 333-352.
- Berg, B. (2000) Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 13-22.
- Blair, N., Faulkner, R.D., Till, A.R., Poulton, P.R. (2006) Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part I: Broadbalk experiment. *Soil and Tillage Research* 91: 30-38.
- Bouwman, L.A., Arts, W.B.M. (2000) Effects of soil compaction on the relationships between nematodes, grass production and soil physical properties. *Applied Soil Ecology* 14: 213-222.
- Boyd, J., Banzhaf, S. (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Breland, T.A., Hansen, S. (1996) Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 655-663.
- Breure, A.M., Mulder, Ch., Römbke, J., Ruf, A. (2005) Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 211-229.
- Brussaard, L., De Ruiter, P.C., Brown, G.G. (2007) Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 233-244.
- Brussaard, L., Van Faassen, H.G. (1994) Effects of compaction on soil biota and soil biological processes. Soane, B.D., Van Ouwerkerk, C. (Eds.) *Soil compaction in crop production*. Elsevier, Amsterdam, pp. 215-235.
- Chamen, W.C.T., Vermeulen, G.D., Campbell, D.J., Sommer, C. (1992) Reduction of traffic-induced soil compaction: a synthesis. *Soil and Tillage Research* 24: 303-318.
- Chapman, P.M. (2008) Ecosystem services, assessment endpoints for scientific investigations. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1237-1238.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R. (2009) Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 21-28.
- Demšar, D., Džeroski, S., Larsen, T., Struyf, J., Axelsen, J., Pedersen, M.B., Krogh, P.H. (2006) Using multi-objective classification to model communities of soil microarthropods. *Ecological Modelling* 191: 131-143.
- Dexter, A.R. (1997) Physical properties of tilled soils. *Soil and Tillage Research* 43: 41-63.
- Doran, J.W., Zeiss M.R. (2000) Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15: 3-11.
- EC (2005) *Soil atlas of Europe*. ISBN 92-894-8120-X. European Soil Bureau Network, European Commission, Luxembourg.
- EC (2006) *Soil Thematic Strategy (COM(2006) 231) and Proposal for a Soil Framework Directive (COM(2006) 232)*.
- EC (2007) *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC – Outcome of the*

- European Parliament's first reading (Strasbourg, 12 to 15 November 2007). Document 14979/07, <http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/07/st14/st14979.en07.pdf>.
- EC (2009) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil – Political agreement = Presidency proposal. Preparation of the council (environment) meeting on 25 June 2009. Document 10387/09, <http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/09/st10/st10387.en09.pdf>.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carre, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Yli Halla, M., Zupan, M. (2006) Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report No.20, EUR 22185 EN, 94pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Egler, F.E. (1977) The nature of vegetation, its management and mismanagement. Aton Forest, CT, US.
- Eo, J., Nakamoto, T. (2008) Spatial relationships between roots and soil organisms under different tillage systems. *European Journal of Soil Biology* 44: 277-282.
- Faber, J.H., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Bloem, J., Lahr, J., Diemont, W.H., Braat, L.C. (2009) Ecosysteemdiensten en transitie in bodemgebruik; Maatregelen ter verbetering van biologische bodemkwaliteit. Rapport 1813, Alterra WUR, Wageningen.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H. (1994) Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367–385.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Doran, J.W., Pankhurst, C.E., Dwyer, L.M. (1997) Biological attributes of soil quality. In Gregorich, E.G., Carter, M.R. (Eds.) *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 81–113.
- Hanegraaf, M.C., Hoffland, E., Kuikman, P.J., Brussaard, L. (2009) Trends in soil organic matter contents in Dutch grasslands and maize fields on sandy soils. *European Journal of Soil Science* 60: 213-222.
- Haynes, R.J. (2005) Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview. *Advances in Agronomy* 85: 221-268.
- Horn, R., Peth, S. (2009) Soil structure formation and management effects on gas emissions. *Biologia* 64: 449-453.
- Jones, R.J.A., Spoor, G., Thomasson, A.J. (2003) Vulnerability of subsoils in Europe to compaction: a preliminary analysis. *Soil and Tillage Research* 73: 131-141.
- Kladivko, E.J. (2001) Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research* 61: 61-76.
- Klok, C., Faber, J., Heijmans, G., Bodt, J., Van der Hout, A. (2007) Influence of clay content and acidity of soil on development of the earthworm *Lumbricus rubellus* and its population level consequences. *Biology and Fertility of Soils* 43: 549-556.
- Körschens, M. (2006) The importance of long-term field experiments for soil science and environmental research - A review. *Plant, Soil and Environment* 52: 1-8.
- Lebbink, G., Van Faassen, H.G., van Ouwerkerk, C., Brussaard, L. (1994) The Dutch Programme on Soil Ecology of Arable Farming Systems: Farm management monitoring programme and general results. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51: 7-20.
- Loveland, P., Webb, J. (2003) Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70: 1-18.
- Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G., eds. (2003) *Bioindicators and biomonitors. Principles, concepts and applications*. Elsevier, Oxford, 997 + xviii pp.
- MEA (2005) *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Miura, F., Nakamoto, T., Kaneda, S., Okano, S., Nakajima, M., Murakami, T. (2008) Dynamics of soil biota at different depths under two contrasting tillage practices. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 406-414.

- Mulder, C. (2006) Driving forces from soil invertebrates to ecosystem functioning: the allometric perspective. *Naturwissenschaften* 93: 467-479.
- Mulder, C., Den Hollander, H., Schouten, T., Rutgers, M. (2006) Allometry, biocomplexity, and web topology of hundred agro-environments in The Netherlands. *Ecological Complexity* 3: 219-230.
- Osler, G.H.R., Murphy, D.V. (2005) Oribatid mite species richness and soil organic matter fractions in agricultural and native vegetation soils in Western Australia. *Applied Soil Ecology* 29: 93-98.
- Pankhurst, C.E., Magarey, R.C., Stirling, G.R., Blair, B.L., Bell, M.J., Garside, A.L. (2003) Management practices to improve soil health and reduce the effects of detrimental soil biota associated with yield decline of sugarcane in Queensland, Australia. *Soil and Tillage Research* 72: 125-137.
- Peigné, J., Ball, B.C., Roger-Estrade, J., David, C. (2007) Is conservation tillage suitable for organic farming? A review. *Soil Use and Management* 23: 129-144.
- Plum, N. (2005) Terrestrial invertebrates in flooded grassland: A literature review. *Wetlands* 25: 721-737.
- Pulleman, M.M., Jongmans, A.G., Marinissen, J.C.Y., Bouma, J. (2003) Organic versus conventional arable farming effects on soil structure and soil organic matter dynamics in a marine loam in the Netherlands. *Soil Use and Management* 19: 157-165.
- Radford, B.J., Wilson-Rummenie, A.C., Simpson, G.B., Bell, K.L., Ferguson, M.A. (2001) Compacted soil affects soil macrofauna populations in a semi-arid environment in central Queensland. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1869-1872.
- Ritz, K., Black, H.I.J., Campbell, C.D., Harris, J.A., Wood, C. (2009) Selecting biological indicators for monitoring soils: a framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators* 9: 1212-1221.
- Römkens, P.F.A.M., Oenema, O. (2004) De Nederlandse bodem in beeld. *Bodem* 14(2): 53-55.
- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Bloem, J., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Faber, J.H., Van Eekeren, N., Smeding, F.W., Keidel, H., De Goede, R.G.M., Brussaard, L. (2005) Typering van bodemecosystemen - Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit. Rapport 607604007, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bloem, J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Brussaard, L., De Goede, R.G.M., Faber, J.H., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Keidel, H., Korthals, G., Smeding, F.W., Ter Berg, C., Van Eekeren, N. (2007a) Typering van bodemecosysteem in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. Rapport 607604008, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L. (2007b) Prestaties van de bodem in de Hoeksche Waard: nulmeting en toepassing van een referentie voor biologische bodemkwaliteit (RBB). Rapport 607020001, RIVM, Bilthoven.
- 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) *European Journal of Soil Science* 60: 820-832.
- Smit, A., Van Beek, C.L., Hoogland, T. (2007) Risicogebieden voor organische stof: ontwerp van een methodologie voor het aanwijzen van 'risk areas' t.b.v. de EU Kaderrichtlijn bodem. Rapport 1582, Alterra, Wageningen.
- Soane, B.D. (1990) The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil and Tillage Research* 16: 179-201.
- Spijker, J., Schouten, T., Van der Hoek, K., Wattel, E. (2009) Evaluatie van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. Rapport 680718002, RIVM, Bilthoven (in voorbereiding).
- Swift, M.J. (1999) Towards the second paradigm: integrated biological management of soil. In: Siqueira, J.O., Moreira, F.M.S., Lopes, A.S., Guilherme, L.R.G., Faquin, V., Furtani, A.E.,

- Carvalho, J.G. (Eds.), *Interrelac,ao fertilidade, biologia do solo e nutricao de plantas*. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Brazil, pp. 11–24.
- Susilo, F.X., Neutel, A.M., Van Noordwijk, M., Hairiah, K., Brown, G.G., Swift, M.J. (2004) Soil biodiversity and food webs. In: Van Noordwijk, M., Cadisch, G., Ong, C.K. (Eds.) *Below-ground interactions in tropical agroecosystems: concepts and models with multiple plant components*. CAB International, Wallingford, pp. 285-307.
- TCB (2003) *Advies duurzaam bodemgebruik op ecologische grondslag*. Rapport TCB A33(2003), Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- TCB (2009) *Advies gevolgen afdekken van bodem*. Rapport TCB-A048-2009, Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Van den Akker, J.J.H. (2004) SOCOMO: A soil compaction model to calculate soil stresses and the subsoil carrying capacity. *Soil and Tillage Research* 79: 113-127.
- Van den Akker, J.J.H., De Groot, W.J.M. (2008) *Een inventariserend onderzoek naar ondergrondverdichting van zandgronden en lichte zavel*. Rapport 1450, Alterra, Wageningen.
- Van den Akker, J.J.H., Hoogland, T. (2009). Comparison of Risk Assessment methods to determine the subsoil compaction risk of agricultural soils in The Netherlands. *Proceedings of the 18th Conference of the Int. Soil Tillage Res. Org.*, June 15-19, 2009, Izmir, Turkey, www.ISTRO.org.
- Van den Akker, J.J.H., Vermeulen, G.D., Dekker, P.H.M., Phillipsen, A.P. (2006) *Bodemverdichting*. Leidraad Bodembescherming, onderdeel 5720. SDU, Den Haag, 51 pp.
- Van der Wal, A., Van Eekeren, N., Rutgers, M. (2008) *Een verkennende literatuurstudie over het effect van bodembeheer op ecosysteemdiensten*, Briefrapport 607604010, RIVM, Bilthoven.
- Van Eekeren, N., Bommelé, L., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., De Goede, R., Reheul, D., Brussaard, L. (2008) Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Applied Soil Ecology* 40: 432-446.
- Visser S. (1985) Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. In: Fitter, A.H. (Ed.) *Ecological interactions in soil*. Blackwell, Oxford, p. 297-317.
- Vreeken-Buijs, M.J., Hassink, J., Brussaard, L. (1998) Relationships of soil microarthropod biomass with organic matter and pore size distribution in soils under different land use. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 97-106.
- VROM (2005) *Eindrapportage referenties voor de bodembioologische kwaliteit*. RBB eindrapport, Ministerie van VROM, Den Haag.
- Wardle, D.A. (1995) Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecological Research* 26: 105-185.
- Watts, C.W., Dexter, A.R., Dumitru, E., Arvidsson, J. (1996) An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage: Part I, A laboratory test. *Soil Tillage Research* 37: 161-174.
- Whalley, W.R., Dumitru, E., Dexter, A.R. (1995) Biological effects of soil compaction. *Soil and Tillage Research* 35: 53-68.
- Winding, A., Hund-Rindke, K., Rutgers, M. (2005) The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 230–248.

Bijlage 1

Dear Expert,

Would you be so kind to contribute to our project entitled 'priority areas in the SFD and the aspect of soil biodiversity' by filling in this scoring form? In the project we aim to contribute to the possibility for addressing soil biodiversity decline in the priority areas of the SFD, specifically soil organic matter decline and soil compaction.

The general thought is that we have a lack of data on soil biodiversity and soil threats, despite some data collection in the Netherlands Soil Monitoring Network and in other countries. On the other hand there is a strong expert vision on the decline of soil biodiversity related to soil organic matter decline and soil compaction (also for the other threats like erosion, salinisation, et cetera). The objective is to collect some views on this issue from experts outside the Netherlands.

Our null-hypothesis is: there is a negative correlation between a soil threat and soil biodiversity, particularly organic matter decline and soil compaction. This null-hypothesis is schematically drawn in the figure. We ask you to think about the three (or four?) different possibilities which fit to the null-hypothesis, for any aspect of soil biodiversity (i.e. taxonomic diversity and biomass/abundances of different soil dwelling organisms, or the performance of ecosystem services). The choices are: sensitive (curve A in the figure), intermediate (curves C and D) or insensitive (curve B).

I did this exercise myself. The outcome is given below for illustration. On the other side of this from, you can fill in your opinions. The results will help us to provide a stronger argumentation for including biodiversity decline as a useful aspect in the labeling of priority areas in the regime of the SFD.

Of course, we will provide you with the results of this questionnaire and with the final report (expected for September 2009).

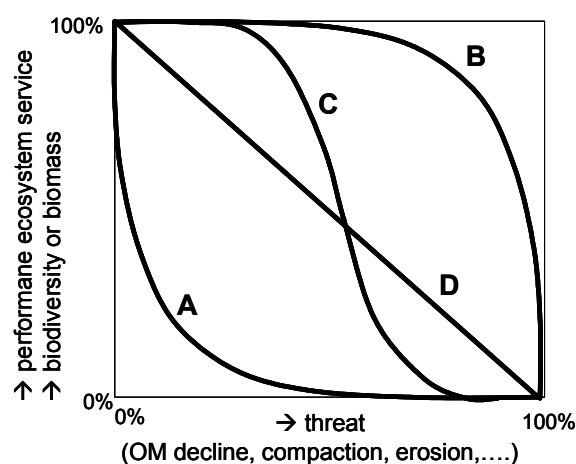
Thanks for your time. I'm available during SETAC for clarifying things and other questions. Afterwards you can mail me. Please return filled in questionnaires to me.

Best regards

Michiel Rutgers

RIVM, The Netherlands

michiel.rutgers@rivm.nl



Sensitivity:
higher number relates to higher sensitivity towards soil threat
1 curve B insensitive
2 curve C D intermediate
3 curve A sensitive

Biodiversity organisms

nematodes
earthworms
enchytraeids
micro-arthropods
bacterial DNA
bacterial catabolic diversity

Biomass (abundance) organisms

nematodes
earthworms
enchytraeids
micro-arthropods
bacteria
fungi

Ecosystem Services (production)

nutrient retention and release
soil structure
natural disease suppressiveness

Ecosystem Services (robustness)

resistance and resilience
flexibility land use

Ecosystem Services (environment)

OM fragmentation, mineralisation and storage
natural attenuation
water retention and transport
climate functions

Decline OM Compaction

3	2
2	3
2	2
3	3
1	1
1	1

2	2
2	3
2	2
2	3
2	1
2	2

2	1
3	3
2	2

3	2
2	2

3	2
2	3
3	3
3	2

Total score

47

45

Name soil biodiversity expert:

Sensitivity:
higher number relates to higher sensitivity towards soil threat
 1 curve B insensitive
 2 curve C D intermediate
 3 curve A sensitive

Decline OM Compaction

Biodiversity organisms

nematodes
 earthworms
 enchytraeids
 micro-arthropods
 bacterial DNA
 bacterial catabolic diversity

Biomass (abundance) organisms

nematodes
 earthworms
 enchytraeids
 micro-arthropods
 bacteria
 fungi

Ecosystem Services (production)

nutrient retention and release
 soil structure
 natural disease suppressiveness

Ecosystem Services (robustness)

resistance and resilience
 flexibility land use

Ecosystem Services (environment)

OM fragmentation, mineralisation and storage
 natural attenuation
 water retention and transport
 climate functions

Total score

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl